Expertise collective CRREF :

Coupes Rases et REnouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique

Rapport scientifique de l'expertise – Mai 2023

© Laurent Lathuillière, ONF, Livradois-Forez (63)

© Morgane Delay, CNPF, Val d'Ajol (88)

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA SOUVERAINETÉ ALIMENTAIRE
Liberté Égalité Fraternité

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET DE LA COHÉSION DES TERRITOIRES
Liberté Égalité Fraternité

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

ADEME
AGENCE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté Égalité Fraternité

OFB
OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ

Responsable de projet : Guy Landmann

Coordination du projet et édition : Morgane Delay, Garance Marquet

Appui à l'édition : Annabelle Amm, Marie Cluzel

Directeur de la publication : Nicolas Picard

Contact :

GIP Ecofor
42, rue Scheffer
75116 Paris
tél : 01 53 70 21 70
www.gip-ecofor.org

Ce rapport a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou le GIP Ecofor et le RMT Aforce. Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Ce rapport, ainsi que la synthèse qui en est issue et les exposés du séminaire de restitution sont disponibles sur le site web du GIP Ecofor (http://www.gip-ecofor.org/)

Pour citer ce document :

Landmann, G., Delay, M., Marquet, G. (Coord)., Bergès, L., Collet, C., Deuffic, P., Gosselin, M., Marage, D., Ogée, J., Ose, K., Perrier, C. (Pilotes), Agro, C., Akroume, E ., Aubert, M., Augusto, L., Baubet, O., Becquey, J., Belouard, T., Boulanger, V., Bourdin, A., Boutte, B., Bouwen, K., Brault, S., Brunet, Y., Bureau, F., Castro, A., Chaumet, M., Conche, J., Darboux, F., Depeige, L., Desgroux, A., Dokhelar, T., Domec, J.-C., Dumas, Y., Duprez, M., Frappart, F., Garcia, S., Gardiner, B., Girard, S., Gosselin, F., Husson, C., Jacomet, E., Jactel, H., Joyeau, C., Lacombe, E., Laurent, L., Legout, A., Lelasseur, L., Lousteau, D., Meredieu, C., Moreews, L., Orazio, C., Peyron, J.-L., Pilard-Landeau, B., Pitaud, J., Planells, M., Plat, N., Ponette, Q., Pousse, N., Prévosto, B., Puiseux, J., Puyal, M., Ranger, J., Richou, E., Rigolot, E., Riou-Nivert, P., Saïd, S., Saintonge, F.-X., Serra Diaz, J.-M., Stemmelen, A., Toutchkov, M., van Halder, I., Vincenot, L., Wurpillot, S. (Experts). *Expertise collective CRREF « Coupes Rases et Renouvellement des peuplements Forestiers en contexte de changement climatique »*, Rapport scientifique de l'expertise, Paris : GIP ECOFOR, RMT AFORCE (mai 2023), 782 p.

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (Art. L. 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (Art. L. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé du copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L. 122-10 à L. 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

Avant-propos

*L'expertise collective « **Coupes rases et renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique** (CRREF) » a bénéficié du soutien des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Environnement, de l'ADEME et de l'Office français de la biodiversité. Elle s'inscrit dans un contexte sociétal particulier : les coupes rases, qui consistent à récolter en une fois l'ensemble des arbres d'un peuplement forestier, constituent un aspect de la gestion forestière de plus en plus mal accepté par le grand public alors que l'urgence climatique incite à mettre en œuvre sans tarder une politique ambitieuse d'adaptation au changement climatique, qui peut inclure, notamment, la réalisation de plantations et une modification du choix des essences.*

L'objectif principal de cette expertise était de faire un état des lieux des connaissances issues de la recherche scientifique et de la R&D sur les coupes rases d'une part et le renouvellement des peuplements forestiers d'autre part, que ce dernier fasse suite à une coupe rase ou soit issu de régénération naturelle. Pour ce faire, l'expertise a mobilisé une approche pluridisciplinaire étendue.

*Le présent document constitue le **rapport scientifique** de cette expertise. Ce travail a fait l'objet d'un colloque public de restitution, qui s'est tenu à Paris le 22 novembre 2022 ainsi que d'une synthèse. L'ensemble des documents ainsi que la captation vidéo du colloque sont disponibles sur le site du GIP Ecofor[1].*

[1] Accessible ici : http://www.gip-ecofor.org/

Table des matières

Les participants à l'expertise 7
Remerciements 10
Sigles et abréviations 13

Introduction générale 14

Volet 1 : Évaluation du système coupe rase – renouvellement 23

Thème 1. Définition des coupes rases 24
Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? 25
Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? 38

Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases 49
Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? 50
Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? 65
Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? 72
Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? 94
Question 4. Quelle et la situation actuelle des systèmes d'alerte globaux par télédétection satellitaire ? 106

Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases 112
Question 1. Du trouble au conflit : la construction des coupes rases comme problème public. Comment étudier les conflits et les mobilisations sociales autour des coupes rases ? 113
Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? 123
Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? 150
Question 4. Quels arguments sont mobilisés ? Quels facteurs expliquent ces représentations contrastées ? 178
Question 5. Quelles voies de résolution des conflits autour des coupes rases sont mises en œuvre ? 212

Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols 234
Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? 235
Question 2. Quelle est l'incidence des coupes rases sur les composantes du bilan hydrique de l'écosystème forestier ? Quels facteurs modulent cette incidence ? 257
Question 3. Les coupes rases entraînent-elles un risque accru d'érosion des sols ? 268
Question 4. Quelle est l'incidence des coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ? 273
Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? 289
Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ? 302

Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité 311
Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? 313
Question 1.2. Focus : quels sont les effets des coupes rases sur la richesse spécifique à court terme, par groupe taxonomique ? 327
Question 2. Quel est l'impact d'une coupe rase sur la biodiversité des sols ? 337
Question 3.1. Quel est l'impact des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle des paysages ? ... 354

Question 3.2. Focus : quel est l'effet de la surface des coupes rases sur la richesse spécifique, à court terme, par groupe taxonomique ? 378
Question 4. Quelle est l'incidence des milieux ouverts tels que les coupes de régénération (dont coupes rases), mais aussi les tempêtes, les épidémies ou les incendies sur les populations de grands ongulés sauvages ? 381
Question 5.1. Quel est l'impact local d'une coupe rase sur la biodiversité en fonction des conditions d'exploitation : maintien ou export des rémanents, dessouchage et andainage ? 394
Question 5.2. Quels sont les impacts du tassement des sols liés à l'exploitation forestière mécanisée sur le peuplement forestier et la biodiversité ? 411
Question 6. Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ? 434
Question 7. Quels sont les impacts des travaux préparatoires du sol sur la biodiversité forestière ? 444
Question 8. Quelle est l'incidence d'une plantation sur la biodiversité, comparativement à la régénération naturelle d'une même essence ? 450
Question 9. Quelle est l'incidence d'une introduction d'espèce d'arbre exotique sur la biodiversité forestière, comparativement à l'introduction d'une espèce d'arbre autochtone ? 461
Thème 6. Aspects réglementaires et économiques de la pratique des coupes rases 491
Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? 492
Question 2. Quels sont l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification ? 517
Question 3.1. Quelles sont les caractéristiques technico-économiques générales des coupes rases ? 525
Question 3.2. Quels sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ? 528
Question 3.3. Quelle est l'opportunité économique d'une conversion entre futaies régulière et irrégulière ? 534
Volet 2 : Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique 551
Thème 1. Approvisionnement en graines et plants forestiers 553
Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ? 554
Question 2. Quels sont les freins pour disposer du matériel de reproduction nécessaire à la réalisation des futures plantations ? 584
Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers 597
Question 1. Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ? 598
Question 2. Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ? 609
Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? 624
Question 4. Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ? 636
Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique 657

Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact 658
Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? 671
Question 3. Comment le mode de renouvellement des peuplements forestiers et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles méthodes préconiser pour les limiter ? 690
Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique 695
Question 1. Comment raisonner le choix de la densité et du schéma de plantation dans les peuplements purs (de la phase d'installation aux entretiens) ? 696
Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ? 713
Question 3.1. Quels itinéraires techniques utiliser pour reconstituer les peuplements endommagés par les tempêtes ? 720
Question 3.2. Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements après un incendie ? 734
Question 4. Quelle est la diversité des initiatives de renouvellement forestier testées dans les territoires ? Peuvent-elles venir appuyer une réflexion sur la diversification des pratiques de renouvellement ? 746
Question 5. Quelles sont les évolutions récentes et pressenties en Europe dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique ? 775

Les participants à l'expertise

L'équipe-projet

Morgane **Delay**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Garance **Marquet**, GIP Ecofor, Paris (75), France

Les pilotes thématiques

Laurent **Bergès**, INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
Catherine **Collet**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Philippe **Deuffic**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Marion **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Damien **Marage**, Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France
Jérôme **Ogée**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Kenji **Ose**, INRAE, UMR TETIS, Montpellier (34), France
Céline **Perrier**, CNPF-IDF, Lyon (69), France

Les experts scientifiques

Chloé **Agro**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Emila **Akroume**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Dôle (39), France
Michael **Aubert**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Olivier **Baubet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Lempdes (63), France
Jacques **Becquey**, CNPF-IDF, Lyon (69), France
Thierry **Bélouard**, DSF, MASA et INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Vincent **Boulanger**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
Audrey **Bourdin**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Bernard **Boutte**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Avignon (84), France
Klara **Bouwen**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Stéphane **Brault**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
Yves **Brunet**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Fabrice **Bureau**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
Amélie **Castro**, CNPF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux (33), France
Marin **Chaumet**, FCBA, Pôle Biotechnologies Sylviculture Avancée, Délégation Centre-Ouest, Verneuil-sur-Vienne (87), France
Joël **Conche**, Office national des forêts, Direction des forêts et des risques naturels, Supt (39), France
Frédéric **Darboux**, Université Grenoble Alpes, CNRS, INRAE, IRD, Grenoble INP, IGE, Grenoble (38), France, France
Lionel **Depeige**, CNPF, Direction générale, Aurillac (15), France
Aurore **Desgroux**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Théo **Dokhelar**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Jean-Christophe **Domec**, Bordeaux Science Agro, INRAE, UMR ISPA, Gradignan (33), France
Yann **Dumas**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Marianne **Duprez**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Frédéric **Frappart**, INRAE, UMR ISPA, Bordeaux (33), France
Serge **Garcia**, INRAE, BETA, Nancy (54), France
Barry **Gardiner**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Sabine **Girard**, CNPF-IDF, Lyon (69), France
Frédéric **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Claude **Husson,** Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Champenoux (54), France
Edouard **Jacomet**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France
Hervé **Jactel**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Cécile **Joyeau**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Eric **Lacombe**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Lisa **Laurent**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
Laurent **Lelasseur**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
Denis **Loustau**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Céline **Meredieu**, INRAE, UMR Biogeco, Cestas (33), France
Lucas **Moreews**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Christophe **Orazio**, IEFC, Institut Européen de la Forêt Cultivée, Cestas (33), France
Jean-Luc **Peyron**, Ingénieur général des ponts, eaux et forêts e.r., Académie d'Agriculture de France, Paris (75), France
Brigitte **Pilard-Landeau**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France
Jonathan **Pitaud**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Champenoux (54), France
Milena **Planells**, CNES, UMR CESBIO, Toulouse (31), France
Nattan **Plat**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Quentin **Ponette**, Earth & Life Institute, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique
Noémie **Pousse**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Chambéry (73), France
Bernard **Prévosto**, INRAE, UMR Recover, Champenoux (54), France
Jérôme **Puiseux**, DRAAF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux (33), France
Malaurie **Puyal**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
Jacques **Ranger**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
Eric **Rigolot**, INRAE, ECODIV, URFM, Avignon (84), France
Philippe **Riou-Nivert**, CNPF-IDF, Paris (75), France
Sonia **Saïd**, OFB, Direction Recherche et appui scientifique, Service Conservation et gestion des espèces à enjeux, Birieux (01), France
François-Xavier **Saintonge**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Ardon (45), France
Josep Maria **Serra Diaz**, AgroParisTech, Nancy (54), France
Alex **Stemmelen**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Marion **Toutchkov**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France

Inge **van Halder**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Lucie **Vincenot**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
Stéphanie **Wurpillot**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Les contributeurs ponctuels

Lison **Ambroise**, INRAE, UMR LISIS, Marne-la-Vallée (77), France
Christophe **Baltzinger**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Jean-Charles **Bastien**, INRAE, Orléans (45), France
Gabrielle **Bouleau**, INRAE, UMR LISIS, Marne-la-Vallée (77), France
David **Carayon**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Fabien **Caroulle**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75)
Lauric **Cécillon**, INRAE, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France
Christophe **Chantepy**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
Loïc **Cotten**, Alliance Forêts Bois, Direction du développement, Cestas (33), France
Camille **Dahdouh**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Ida **Delpy**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Nathan **Fornes**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Morgane **Goudet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75), France
Bastien **Lepage**, INRAE, Nancy (54), France
Valéry **Malécot**, Institut Agro Rennes-Angers, IRHS, Angers (49), France
Benoît **Marçais**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France
Jean-Marie **Michon**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France
Chloé **Monta**, ASL Suberaie Varoise, Le Luc (83), France
Jeanne **Muller**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Philippe **Nolet**, Université du Québec en Outaounais, ISFORT, Département des Sciences Naturelles, CEF, Ripon, Canada
Jean-Louis **Pestour**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
Kevin **Petit**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Gérôme **Pignard**, DRRAF Occitanie, Service régional de l'information statistique, économique et territoriale, Montpellier (34), France
Didier **Pischedda**, Office national des forêts, Département commercial bois, Paris (75), France
David **Pothier**, Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt, Québec, Canada
Lucas **Poullard**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France
Jean-Yves **Puyo**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
Hanitra **Rakotoarison**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
Benoît **Reymond**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France
Jean-Philippe **Terreaux**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Erwin **Ulrich**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France

Les membres du Comité d'orientation

Philippe **Riou-Nivert** et Eric **Sevrin** (RMT Aforce), Catherine **Julliot** (MTECT/CGDD – Service de la Recherche et de l'Innovation), Flore **Sancey** et Elisabeth **van de Maele** (MASA – Bureau de la gestion durable de la forêt et du bois), Miriam **Buitrago**, Alba **Departe**, Sarah **Martin** et Lucas **Schrepfer** (ADEME), Marianne **Bernard** et François **Omnès** (OFB), Morgane **Delay**, Guy **Landmann**, Garance **Marquet** et Nicolas **Picard** (GIP Ecofor)

Les membres du Comité des utilisateurs

Loïc **Cotten** (Alliance Forêts Bois, membre de UCFF), Clarisse **Fischer** et Elodie **Payen** (CIBE), Anne-Marie **Bareau**, François **Clauce**, Claire **Hubert** et Antoine **d'Amécourt** (CNPF-IDF), Paul-Antoine **Lacour** et Arnaud **Vilette** (COPACEL), Alexia **Huet** et Sylvestre **Coudert** (EFF), Michel **Druilhe**, Florence **Fournier**, Jean-Emmanuel **Hermès** et Jean-Michel **Servant** (FBF), Alain **Bailly**, Guillaume **Chantre**, Marin **Chaumet**, Armand **Clopeau**, André **Richter** et Frédéric **Rouger** (FCBA), Scarlett **Boiardi** et Eliott **Mordacq** (FIBOIS), Caroline **Berwick** et Nicolas **Douzain-Didier** (FNB), Matthieu **Salvaudon** (FNC), François **Alriq**, Silvère **Gabet**, Dominique **Jarlier** et Alain **Lesturgez** (FNCOFOR), Christophe **Chauvin**, Adeline **Favrel**, Sarah **Kathib** et Hervé **Le Bouler** (FNE), Aldric **de Saint-Palais** (FNEDT), Laurent **de Bertier** et Isabelle **Flouret** (Fransylva), Guillaume **Darhinger** et Magali **Rossi** (FSC), Nathalie **Eltchaminoff**, Alain **Gervaise** et Magali **Jover** (IGN), Guillaume **Aumerle** et Emmanuel **Ripout** (International Paper), Bénédicte **Augeard** et Lise **Maciejewski** (OFB), Dominique **de Villebonne** et Albert **Maillet** (ONF), Christophe **Chapoulet**, Julien **Mocquery** et Jean-Basptiste **Schwebel** (ONF Énergie Bois), Paul-Emmanuel **Huet** (PEFC), Julien **Chesnel** (PNR), Nicolas **Luigi** (Prosilva), Flavien **Chantreau** et Marie **Thomas** (RNF), Olivier **Pain** et Ceydric **Sédilot-Gasmi** (SFCDC), Tammouz Eñaut **Helou** (UCFF), Clémentine **Azam** et Justine **Delange** (UICN), Emmanuel **Cacot** (Unisylva, membre de UCFF), Julie **Marsaud** et Daniel **Vallauri** (WWF)

Remerciements

Pour les interactions concernant les aspects méthodologiques de l'expertise :

Guy **Richard**, directeur de la DEPE, INRAE, Paris (75), France

Sont remerciés en qualité de relecteurs d'une contribution (ou plus) :

Frédéric **Archaux**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Philippe **Balandier**, INRAE, UMR PIAF, Clermont-Ferrand (63), France

Christian **Barthod**, Ingénieur général des ponts, des eaux et des forêts e.r., CGEDD (ex-IGEDD), Tulle (19), France

Xavier **Bartet**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France

Jean-Charles **Bastien**, Ingénieur de recherche e.r., spécialité génétique et amélioration des arbres forestiers, INRAE, UR ECODIV, Orléans (45), France

Jordan **Bello**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Boigny-sur-Bionne (45), France

Alain **Berthelot**, FCBA, Pôle Ressources Forestières des Territoires, Charrey-sur-Saône (21), France

Philippe **Billet**, Université Lyon III, Institut de droit de l'environnement de Lyon, UMR CNRS EVS, Lyon (69), France

Antoine **Brin**, Université de Toulouse, École d'Ingénieurs de PURPAN, UMR INRAE-INPT DYNAFOR, Toulouse (31), France

Marc **Buée**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France

Guillaume **Darhinger**, FSC France, Vannes (56), France
Guillaume **Decocq**, Université de Picardie Jules Verne, UMR CNRS EDYSAN, Amiens (80), France
Marc **Deconchat**, INRAE, UMR DYNAFOR, Castanet-Tolosan (31), France
Robin **Degron**, Université Paris I Panthéon Sorbonne, UMR LADYSS, Paris (75), France
Michel **Deshayes,** Ingénieur de Recherche en télédétection e.r., GEO, Programme GEOGLAM, Genève, Suisse
Marc **Dufrêne**, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, UR TERRA, Axe Biodiversité et Paysages, Gembloux, Belgique
Alain **Dupuy**, ENSEGID Bordeaux INP, UMR EPOC, Equipe PROMESS, Pessac (33), France
Christine **Farcy**, Université Catholique de Louvain, Faculté des bioingénieurs, SST/AGRO, Ottignies-Louvain-la-Neuve, Belgique
Meriem **Fournier**, INRAE, Centre de Nancy (54), France
Jean-Claude **Gegout**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Christian **Ginisty**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Sabien **Girard**, CNPF-IDF, Lyon (69), France
Pierre **Gonin**, CNPF-IDF, Auzeville-Tolosane (31), France
Maya **Gonzalez**, Bordeaux Sciences Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Patrice **Hirbec**, Office national des forêts, Direction Forêts et risques naturels, Maisons-Alfort (94), France
Paul-Emmanuel **Huet**, PEFC France, Paris (75), France
Anne **Jolly**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Nancy (54), France
Mathieu **Jonard**, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique
Georges **Kunstler**, INRAE, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
Jean **Ladier**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Avignon (84), France
Mathieu **Lamandé**, Université d'Aarhus, Département d'agroécologie, Tjele, Danemark
Laurent **Larrieu**, INRAE, UMR DYNAFOR, Castanet-Tolosan (33), et CNPF-IDF, Auzeville-Tolosane (31), France
Laurent **Lathuillière**, Office national des forêts, Direction territoriale Auvergne-Rhône-Alpes, Grenoble (38), France
François **Lefèvre**, INRAE, URFM, Avignon (84), France
Jonathan **Lenoir**, Université de Picardie Jules Verne, UMR EDYSAN, Amiens (80), France
Gauthier **Ligot**, Université de Liège, Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech, Département TERRA, ForestIsLife, Gembloux, Belgique
Jonathan **Lisein**, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Département GxABT, Axe Gestion des ressources forestières, Gembloux, Belgique
Benoît **Marçais**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France
Anders **Marell**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Maxence **Martin**, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Institut de Recherche sur les Forêts, Rouyn-Noranda, Canada
François **Morneau**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France
François **Ningre**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Rock **Ouimet**, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec, Canada
Yoan **Paillet**, INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France
David **Paré**, Ressources naturelles du Canada, Service canadien des Forêts, Centre de foresterie des Lanrentides, Québec, Canada
Sylvain **Pillon**, CNPF, Direction générale, Paris (75), France

Adrien **Pinot**, VetAgro Sup, UMR UREP, pôle EVAAS, Clermont-Ferrand (63), France

Yves **Poss**, Ingénieur général des ponts, des eaux et des forêts e.r., Ministère de l'Agriculture, AgroParisTech, Clermont-Ferrand (63), France

Benoît **Renaux**, Conservatoire botanique national du Massif central, Cellule projets Massif central – Forêts, Chavaniac-Lafayette (43), France

Freddy **Rey**, INRAE, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France

Ana **Rincón**, Institut d'agronomie (ICA), Conseil supérieur de la recherche scientifique (CSIC), Madrid, Espagne

Nicolas **Robert**, Agence Européenne pour l'Environnement (EEA), Copenhague, Danemark

Cécile **Robin**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France

Magali **Rossi**, FSC France, Vannes (56), France

Thierry **Sardin**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Toulouse (31), France

Daniel **Vallauri**, WWF, Programme Biodiversité des forêts, Marseille (13), France

Michel **Vennetier**, Ingénieur forestier et docteur en écologie e.r., INRAE, UMR RECOVER, Le Tholonet (13), France

Stephan **Zimmermann**, Institut fédéral de recherches sur la forêt, la neige et le paysage, WSL, Birmensdorf (Suisse)

Auxquels s'ajoutent sept relecteurs anonymes

Sigles et abréviations

ADEME : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

AFB : Alliance Forêts Bois

CBPS : Code des Bonnes Pratiques Sylvicoles

CIBE : Comité interprofessionnel du bois énergie

CNES : Centre national d'études spatiales

CNPF : Centre national de la propriété forestière

CNPF-IDF : Institut pour le développement forestier

COPACEL : Union française des industries des cartons, papiers et celluloses

CRREF : Coupes Rases et REnouvellement de peuplements Forestiers

CSF Bois : Comité Stratégique de Filière Bois

DDT : Direction départementale des territoires

DGD : Documents de gestion durable

DRAAF : Direction régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt

DREAL : Direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DSF : Département de la santé des forêts

EFF : Experts Forestiers de France

FBF : France Bois Forêt

FBIE : France Bois Industries Entreprises

FCBA : Institut technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement

FFN : Fonds forestier national

FNB : Fédération nationale du bois

FNC : Fédération nationale des chasseurs

FNCOFOR : Fédération nationale des communes forestières

FNE : France Nature Environnement

FNEDT : Fédération nationale des entrepreneurs des territoires

FSC : Forest Stewardship Council

GRECO : Grande région écologique

SER : Sylvoécorégion

IEFC : Institut Européen de la Forêt Cultivée

IFN : Inventaire forestier national

IGN : Institut national de l'information géographique et forestière

INRAE : Institut national de la recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

MASA : Ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire

M€ : million d'euros

Mha : million d'hectares

MTECT : Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires

OFB : Office français de la biodiversité

ONF : Office national des forêts

ONG : Organisation non gouvernementale

PEFC : Programme de reconnaissance des certifications forestières

PNFB : Programme national de la forêt et du bois

PNR : Parc naturel régional

PRFB : Programme régional de la forêt et du bois

PSG : Plan simple de gestion

RNF : Réserves naturelles de France

RTG : Règlement type de gestion

SFCDC : Société forestière de la Caisse des Dépôts et de Consignation

SRGS : Schéma régional de gestion sylvicole

UCFF : Union de la coopération forestière française

UICN : Union internationale de la conservation de la nature

WWF : World Wildlife Fund

Introduction générale

Rédacteurs
Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Morgane **Delay**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Garance **Marquet**, GIP Ecofor, Paris (75), France

1. Contexte général, problématique et objectifs poursuivis

Depuis une dizaine d'années, les services de l'État, les acteurs de la filière forêt-bois et les ONG environnementales sont fortement mobilisés dans le cadre de démarches stratégiques (Encadré 1). Le contexte actuel est marqué par une crise environnementale globale, qui incite à mettre en œuvre sans tarder une **politique ambitieuse d'adaptation au changement climatique tout en préservant la biodiversité forestière** dans le cadre d'une gestion durable et multifonctionnelle de la forêt, qui est la pierre angulaire de la politique forestière française. Il y a là à la fois une continuité avec l'objectif que s'étaient fixé les mêmes partenaires il y a 15 ans dans le contexte du Grenelle de l'environnement (2007), à savoir « *produire plus (de bois) tout en préservant mieux la biodiversité* », et une rupture dans la mesure où les enjeux actuels sont plus marqués.

En parallèle, une tension sociétale croissante et un contexte médiatique inédit sont observés autour d'éléments considérés comme autant de signes d'intensification et d'artificialisation de la gestion forestière ; on y trouve, en bonne place, les **coupes rases, les plantations en général et les plantations pures de conifères en particulier, surtout là où elles se substituent à des peuplements feuillus**. La question des coupes rases fait à présent l'objet de polémiques nombreuses et souvent fortes, mais également d'initiatives politiques propres : le rapport d'une mission parlementaire au Premier ministre rédigé par Anne-Laure Catellot (LRM) (2020), la proposition de Loi sur l'encadrement des coupes rases de Mathilde Panot (LFI)[2] et la Convention Citoyenne pour le Climat (2020) ont en commun d'avoir appelé à en réduire fortement l'usage. Ces demandes sont restées sans suite jusqu'ici.

Les questions posées de façon plus ou moins explicites par les parties prenantes sont très diverses. Parmi les plus fréquemment entendues, citons en les trois suivantes :

- Observe-t-on une augmentation des coupes rases en lien, notamment, avec l'arrivée à maturité des peuplements résineux créés avec l'aide du Fonds forestier national (FFN)[3] ? Une telle tendance, si avérée, pourrait-elle expliquer la hausse des récoltes documentée par l'Inventaire forestier national au cours des années récentes ?
- Comment expliquer les tensions actuelles entre les parties prenantes, alors que la coupe rase n'est une pratique dominante que dans certaines régions ?
- Comment articuler la prise en compte de la question des coupes rases avec celle, faisant l'objet d'un effort collectif croissant, du renouvellement des forêts sinistrées par les aléas sanitaires et de la création d'une forêt capable de se développer dans un climat plus chaud ?

1.1 L'irruption récente des coupes rases dans l'activité stratégique du domaine forestier

Dans les documents stratégiques des années 1980 et 1990, les références aux coupes rases sont rares. On peut toutefois signaler cette mention dans le rapport Bianco (1998) : « *[…] si les trois quarts des*

[2] Consultable ici : https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/textes/l15b3314_proposition-loi#
[3] Le FFN a subventionné la création d'importantes surfaces de résineux dans les années 1950-1970.

Français se déclarent satisfaits de leurs forêts, les opinions critiques sont majoritaires chez les personnes diplômées ainsi que chez ceux qui fréquentent le plus la forêt. D'une façon générale, on ne décèle pas d'hostilité fondamentale à l'exploitation du bois (mis à part le refus des grandes coupes rases), […] ».

Beaucoup plus récemment, le travail réalisé par Le Bouler *et al.* (2019) sur le thème « *Quel rôle pour la forêt dans la transition écologique en France ?* » semblait accréditer l'idée que les coupes rases étaient encore, à ce moment-là, un sujet qui n'avait pas clairement émergé[4] .

De fait, les documents stratégiques récents, du programme national de la forêt et du bois (PNFB, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017) à la Feuille de route pour l'adaptation des forêts au changement climatique (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2020), n'ont accordé qu'une place limitée aux coupes rases, alors que progressait très fortement, en parallèle, la thématique du **renouvellement des forêts** (Encadré 1).

Les Assises de la forêt et du bois (2022) ont confirmé que les coupes rases étaient désormais présentes dans les esprits et les écrits : les contributions des participants aux Assises comptabilisent 15 références explicites aux coupes rases ; elles émanent du groupe des « 6 ONG »[5], du WWF, de FNE, des Régions Île-de-France et Bourgogne-Franche-Comté, d'un collectif de la de la filière forêt-bois (FBF, FBIE, Fibois France, CSF bois) et de l'Institut méditerranéen du Liège. Ces références aux coupes rases concernent divers sujets : le besoin d'une instance légitime et crédible de débats sur divers sujets, dont la coupe rase, le besoin d'une cartographie des coupes rases, la conditionnalité des aides, ou encore l'encadrement des coupes rases.

Encadré 1 : Du PNFB aux Assises de la forêt et du bois : les références à la récolte de bois, au renouvellement des forêts, aux coupes rases et à la communication (extraits)

1. Le **PNFB 2016-2026**, approuvé par le Décret n° 2017-155 du 8 février 2017[6], constitue un cadre stratégique pour l'ensemble de la filière prévu par la Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt[7]. Il vise à « *dynamiser les prélèvements de bois en France ainsi que le renouvellement des ressources, en veillant au respect de l'articulation des usages et à une gestion durable de nos forêts* », *[…]* et à « *aider les écosystèmes forestiers à s'adapter au changement climatique par un renouvellement des peuplements prenant en compte les enjeux de ce changement*, *conserver leur potentiel d'atténuation des émissions de GES et sécuriser les approvisionnements en bois pour l'industrie en qualité, quantité et régularité* ». Il promeut une vision positive de la gestion forestière : « *la gestion de la forêt ne doit plus être perçue comme une menace (déforestation, coupe rase, enrésinement, érosion des sols, diminution de la biodiversité, surexploitation de la ressource, travail isolé, pénible…), mais comme porteuse de solutions et de services* ». Dans la rubrique « éduquer, moderniser la communication », il est noté que : « *Force est de constater que le secteur forêt-bois est peu ou mal connu. Il est ainsi indispensable de (i) mettre en place des « capteurs d'opinion » pour comprendre les questions posées par la société et de (ii) communiquer sur ses actions et sur le rôle de la forêt et du bois au 21ème siècle* ».
2. Le **Plan de Recherche & Innovation 2025** (2016) résulte d'une demande de cinq ministres adressée à l'INRA, FCBA et à la Caisse des dépôts et consignations pour que la filière « *participe pleinement à la réduction des gaz à effet de serre* ». Le rapport se concentre les pistes de recherche, de développement et d'innovation pour adapter la forêt au changement climatique, accroître la récolte de bois et favoriser la compétitivité des industries de transformation, et analyse les voies de financement de ces pistes au sein du Programme d'investissements d'avenir sur la modernisation et la compétitivité de la filière. Il insiste beaucoup sur l'importance du renouvellement forestier et appelle, dans l'Action C.1-3, à « *Assurer le*

[4] Il est cependant possible que les outils méthodologiques mis en œuvre (recherche sur Google) n'étaient pas suffisants pour traiter de façon très fiable de la visibilité du sujet.

[5] Ce groupe est composé des ONG suivantes : Humanité et Biodiversité, FNE, LPO, UICN, Réserves naturelles de France, WWF.

[6] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000034020467

[7] Loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000029573022/

renouvellement et l'avenir des forêts », à « *Améliorer l'acceptation sociale des pratiques de renouvellement, notamment de certaines pratiques qui peuvent être mal perçues (plantation, coupes rases, …)* ».

3. La **Stratégie nationale de mobilisation de la biomasse** (SNMB, 2018) est une stratégie française découlant de l'application de la Loi sur la transition énergétique pour la croissance verte[8], juridiquement annoncée le 26 février 2018. Elle a une dimension interministérielle et transversale forte et prend en compte l'ensemble des orientations fixées par le PNFB pour la mobilisation de la biomasse forestière, dans la mesure où celui-ci vise précisément « *à augmenter les prélèvements de bois en France, en assurant un renouvellement approprié des ressources, une gestion durable des forêts, l'articulation des usages du bois et une préservation de l'ensemble des fonctions de la forêt* ». Elle attire l'attention sur le fait que « *le bilan de carbone en forêt n'est affecté à court terme que dans le cas d'une coupe rase ou forte qui laisse a découvert une partie des terrains : la fixation de carbone y est alors réduite pendant plusieurs années par rapport à la situation précédente et une partie de la matière organique du sol est également relarguée* ».
4. La **Stratégie nationale bas-carbone** (2020) considère que « *Les recommandations du PNFB et de la SNMB devraient permettre de limiter les incidences négatives potentielles de l'augmentation de la récolte de bois* ». Un renvoi est fait à l'objectif de « *garantir et renforcer la gestion durable et multifonctionnelle de la forêt, notamment la préservation de la biodiversité, des sols, des ressources en eau, des paysages, la protection contre les risques naturels, les attentes des citoyens* ». Elle n'évoque pas la question des coupes rases.
5. Le **Contrat stratégique de la filière bois 2018-2022** (2018) rapporte notamment « *la prise de conscience du changement climatique corrélée à la progression rapide de ce dernier avec son lot des conséquences : attaques parasitaires génératrices, dépérissements d'ampleur inédite, incendies d'ampleur inédite met sur le devant de la scène la problématique des modes de renouvellement des peuplements avec le souci de ne plus reproduire les erreurs du passé*[9] *et de constituer une forêt résiliente et acceptée par la société* ». Il ne mentionne pas explicitement la question des coupes rases.
6. La **feuille de route 2020 pour l'adaptation des forêts au changement climatique** (2020), élaborée par le ministère de l'Agriculture en lien avec tous les acteurs de la forêt et de la filière bois, vient concrétiser l'ambition fixée par le PNFB, notamment de « *mettre en place une sylviculture d'adaptation, tenant compte de la diversité des situations, et de commencer à en suivre les effets, notamment afin de disposer de réponses éprouvées et d'en assurer la diffusion auprès des propriétaires qui seront accompagnés dans le choix des espèces, des provenances et des sylvicultures* ». Elle incite au renouvellement des peuplements mais ne mentionne pas la question des coupes rases.
7. Les **Plans France Relance** (2020) et **France 2030** (2021) ont été mis en place par le gouvernement français dans le but de relancer l'économie française à la suite de la crise économique liée à la pandémie de Covid-19. Ils consacrent respectivement 300 et 500 millions d'euros au secteur forestier visant à « *Aider la forêt à s'adapter au changement climatique pour mieux l'atténuer* » par le biais du renouvellement et de la diversification des forêts publiques et privées. L'accent est mis sur le reboisement, la conversion des taillis et taillis-sous-futaie pauvres en futaie régulière ou irrégulière, la régénération des parcelles forestières en impasses sylvicoles ou ruinées, la reconstitution des forêts qui ont dépéri dans les régions Grand-Est et Bourgogne-Franche-Comté, les plantations d'enrichissement, etc. Ils ne mentionnent pas la question des coupes rases.
8. Les **Assises de la forêt et du bois** (entre octobre 2021 et mars 2022), animées par les ministères en charge de l'Agriculture, de la Transition écologique et de l'Industrie ont pris acte de la prise de conscience de plus en plus aigüe des impacts du changement sur les forêts et ont identifié des Plans d'action. Elles ont permis de « *faire converger les intérêts et les stratégies des différentes parties prenantes autour de priorités pour construire la forêt de demain et garantir à la fois sa sauvegarde et son exploitation durable […]* » autour de quatre grands piliers : la connaissance, la pérennisation des financements dédiés au renouvellement de forêts plus résilientes et riches de biodiversité, l'investissement dans l'innovation et la compétitivité de la filière industrielle bois, et l'expérimentation de nouvelles formes de dialogue national et territorial. Elles appellent à « *créer les conditions d'un dialogue apaisé pour traiter des controverses* », considérant que « *ces dernières ne reposent pas sur des divergences de fond irréconciliables* ». *Elles ont recommandé de* « *s'appuyer sur l'expertise scientifique pour éclairer les débats* […] », ceci afin de « *disposer de toutes les données en toute transparence pour faciliter le dialogue et piloter les actions dans plusieurs domaines dont celui du suivi des coupes rases […]* ». Elles ont également proposé de « *renforcer la communication sur les*

[8] Loi n° 2015-992 du 17 août 2015, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000031044385
[9] Référence à l'extension de l'épicéa à basse altitude et, plus généralement, aux essences qui ne sont pas en station.

écosystèmes forestiers, la gestion forestière et les utilisations du bois, en s'appuyant notamment sur les parcours éducatifs ». Elles ont enfin invité « *tous les acteurs de la filière, y compris les industriels, [à] endosser les responsabilités sociétales, ne pas cacher la poussière sous le tapis […], parler des coupes rases, de l'enrésinement, etc.* ».

1.2 Pourquoi avoir lancé une expertise collective sur les coupes rases et le renouvellement des peuplements ?

Le besoin de lancer un projet sur cette question a résulté du constat d'un sujet à présent très controversé mais **peu documenté sur un plan scientifique** dans le contexte français (Encadré 2). L'idée d'un travail spécifique sur la question des coupes rases est née au sein du Réseau mixte technologique AFORCE[10], où le sujet a été discuté pour la première fois lors du Comité de pilotage du Réseau du 28 avril 2020. Plusieurs éléments de contexte sont apparus très prégnants, en particulier le besoin de traiter de manière approfondie la thématique de la **biodiversité**, ainsi que celle du **renouvellement des peuplements forestiers dans le contexte du changement climatique**.

Encadré 2 : Les connaissances sur les coupes rases : une base scientifique réduite jusque-là en France

Les principales sources disponibles au lancement de l'expertise CRREF étaient les suivantes :

- En 1999, Barthod *et al*. ont publié dans la *Revue forestière française* le résultat d'un travail sur les coupes rases et fortes réalisé par l'IFN et une synthèse bibliographique de quelques pages. Les auteurs ont mentionné le fait que « *Si les coupes rases suscitent autant d'attention et de critiques, c'est bien en raison des effets négatifs pour l'environnement dont elles sont souvent a priori créditées. L'examen de la bibliographie scientifique internationale met néanmoins en évidence la nécessité d'un examen plus détaillé de la question, en fonction de l'impact sur les différents compartiments de l'écosystème forestier, et du contexte précis de la coupe.* ».
- En 2004, Gosselin *et* Laroussinie ont publié un ouvrage de 320 pages intitulé « *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique* ». L'influence des coupes forestières sur la biodiversité y a été traitée par Bergès en une dizaine de pages consacrées notamment à la comparaison des effets des coupes rases et des coupes progressives sur la biodiversité.
- En 2021, Beck *et al.* ont publié un document de 112 pages intitulé « *Les coupes à blanc - Une problématique d'actualité du massif du Morvan* » dans les *Cahiers scientifiques du Parc naturel régional du Morvan*. Il s'agit, jusqu'ici, de la publication scientifique la plus documentée sur le sujet. Elle s'est centrée sur le contexte géographique du Morvan et a porté une grande attention aux impacts physicochimiques des coupes rases.

On peut noter enfin une série de travaux qui traitent principalement des conséquences liées à l'extraction accrue de biomasse (bois énergie) sur la fertilité et la biodiversité, la question des coupes rases n'y apparaissant qu'en filigrane (l'expertise Bio2, *Biomasse et Biodiversité forestières,* Landmann *et al*., 2009 ; l'expertise Resobio, Landmann *et* Nivet, 2014 ; et le projet Gerboise, Landmann *et al*., 2019).

1.3 L'intérêt des commanditaires de l'expertise et le choix du périmètre

Le RMT AFORCE a décidé de déléguer l'animation de l'expertise au GIP Ecofor[11]. Dès fin 2020-début 2021, ce projet a rencontré l'intérêt des ministères en charge de la Transition écologique et de l'Agriculture (MTECT et MASA), de l'ADEME et de l'OFB qui ont décidé de le soutenir et d'engager une

[10] AFORCE est un réseau mixte technologique (RMT) qui a pour objectif d'accompagner les forestiers dans l'adaptation des forêts aux changements climatiques, tout en renforçant les capacités d'atténuation de celles-ci. https://www.reseau-aforce.fr/

[11] Plus récemment, les Assises de la forêt et du bois, faisant le constat qu'il y a des « *controverses sur des sujets techniques (coupes rases, essences invasives…)* », ont formulé la proposition « *d'utiliser le rôle d'expertise scientifique du GIP ECOFOR, en lien avec l'INRAE (Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études), […]* » pour les traiter.

phase de co-construction avec les experts, ayant consisté à délimiter les **thématiques** couvertes et à identifier les **questions** auxquelles l'expertise devait répondre.

Il a été décidé de **couvrir aussi bien la question des coupes rases que celle du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique**, qu'elle soit associée ou non aux coupes rases. Cela signifie que la régénération par voie naturelle a également été prise en compte.

Alors que la question des coupes rases a été traitée d'une façon proche des Expertises scientifiques collectives, EsCO (DEPE INRAE, 2021), mobilisant pour l'essentiel de la connaissance scientifique, la question du renouvellement forestier a été traitée en mobilisant, au-delà de la littérature scientifique, les connaissances issues de la R&D.

2. Objectifs

Ce travail a poursuivi les objectifs suivants :

- faire un **état des lieux des connaissances issues de la recherche scientifique et de la R&D** sur (i) les **coupes rases** et (ii) le **renouvellement des peuplements forestiers**. Pour ce faire, l'expertise mobilise une **approche pluridisciplinaire** étendue ;
- intégrer les **attentes de la société** par le biais d'un comité consultatif des utilisateurs ;
- formuler des **pistes d'amélioration à explorer** pour les gestionnaires forestiers et, plus généralement, les acteurs de la **filière forêt-bois** ;
- éclairer les **acteurs publics** dans les domaines traités.

3. Structuration de l'expertise

L'expertise a été organisée en deux Volets, chacun divisé en Thèmes, comportant chacun des questions qui ont fait l'objet des contributions présentées dans ce rapport d'expertise.

Volet 1 : Évaluation du système coupe rase-renouvellement

Thème 1 : Définition des coupes rases

Thème 2 : Connaissance et suivi des coupes rases

Thème 3 : Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

Thème 4 : Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Thème 5 : Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité

I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

II – Impact des coupes rases en fonction des modalités d'exploitation

III – Impact des itinéraires de renouvellement post-coupes rases

Thème 6 : Aspects réglementaires et économiques de la pratique des coupes rases

Volet 2 : Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique

Thème 1 : Approvisionnement en graines et plants forestiers

Thème 2 : Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

Thème 3 : Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Thème 4 : Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

4. Mise en œuvre et gouvernance de l'expertise CRREF

4.1 Mise en œuvre de l'expertise CRREF

Deux grands types d'approches ont été mis en œuvre pour la réalisation de cette expertise. L'essentiel des travaux des experts s'est basé sur une **analyse de la littérature académique** existante, allant parfois jusqu'à la réalisation de méta-analyses[12] (mises en œuvre principalement dans les Thèmes 4 et 5 du Volet 1). La **littérature « grise »** a été prise en compte dans l'ensemble des travaux, mais principalement dans le Volet 2, et l'analyse des textes réglementaires et des données économiques mises à disposition a été nécessaire pour évaluer la pratique de la coupe rase. L'autre approche a été la réalisation d'**enquêtes** – au nombre de cinq – au sein du Volet 2.

Les thèmes traités dans l'expertise ont été déclinés en une cinquantaine de questions, traitées par les 102 experts (dont 73 rédacteurs et 34 contributeurs[13], certains experts intervenant parfois comme contributeurs sur d'autres contributions à l'expertise) issus d'une vingtaine d'établissements publics (voir Figure 1) et répartis en groupes thématiques animés par des experts désignés comme pilotes (neuf au total).

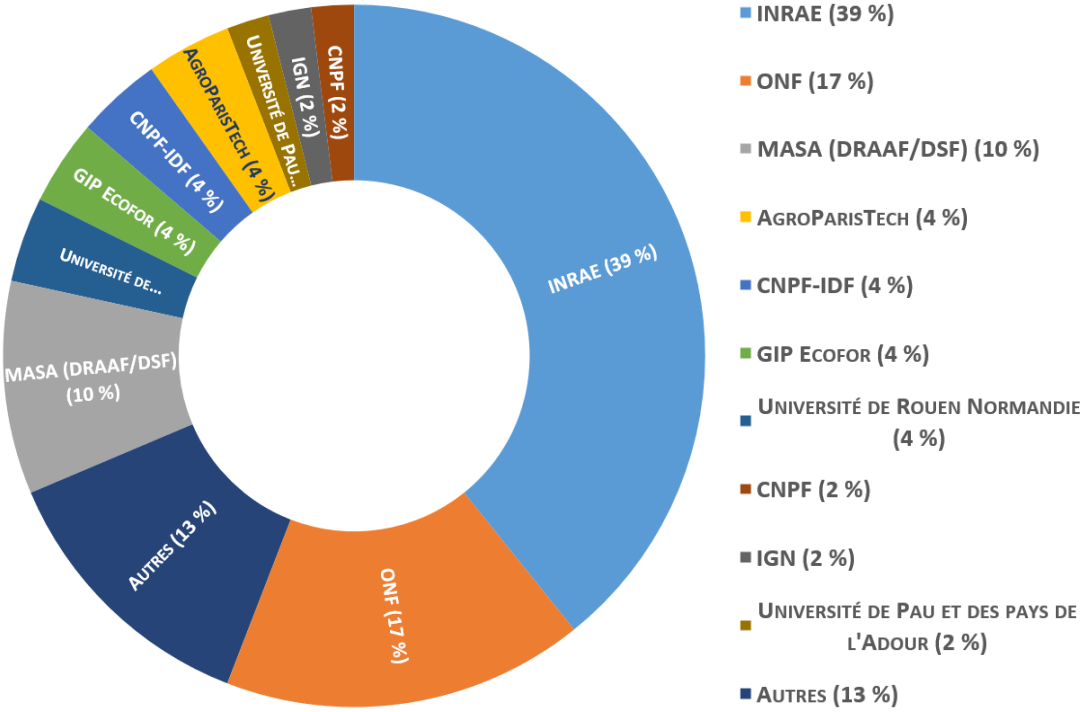


Figure 1 : Répartition des experts (pilotes, rédacteurs, contributeurs) par organisme. Sont regroupés dans la catégorie « Autres » les organismes suivants, représentés par un expert chacun : Académie d'Agriculture de France, Alliance Forêts Bois, ASL Suberaie-Varoise, Bordeaux Sciences Agro, CNES, FCBA, IEFC, Institut Agro Rennes-Angers, OFB, Université Catholique de Louvain, Université de Franche-Comté, Université du Québec en Ouatinais, Université Laval.

[12] La méta-analyse est une analyse statistique utilisant comme données les résultats publiés de plusieurs études indépendantes sur une question donnée. Elle donne une réponse globale sur cette question, avec un résultat quantitatif, non biaisé, synthétisant les connaissances issues de ces études et validé par un test de significativité.

[13] On entend par contributeur toute personne ayant fourni des informations relatives à la question traitée (par exemple, jeu de données, sélection bibliographique) mais n'ayant pas pris part à la rédaction de la contribution.

Pour chaque question traitée, les experts devaient respecter un plan type :

- contexte et problématique ;
- définitions (spécifiques à la contribution) ;
- matériel et méthode ;
- réponses à la question posée ;
- conclusion listant les besoins de recherche et pistes de recommandations.

Le travail de rédaction était suivi par les experts-pilotes appuyés par l'équipe-projet, qui devaient effectuer une première relecture conjointe de la contribution. À l'issue de cette phase de révision interne s'est enclenché un second circuit de relecture « externe », s'approchant du fonctionnement des revues à comité de lecture, afin de consolider la valeur scientifique des travaux des experts. Au total, 85 relectures externes ont été effectuées sur l'ensemble des contributions à l'expertise (une à trois relectures externes selon les textes).

Le temps passé (exprimé en temps cumulé) par les experts sur l'expertise a été très variable : quelques heures pour les contributeurs ; 1 semaine à 1 mois pour les rédacteurs ; jusqu'à 4 mois pour les experts-pilotes, dont le temps était partagé entre la rédaction de leurs propres contributions, le suivi des travaux de leur groupe thématique et la participation aux réunions (avec l'équipe-projet d'une part et les parties prenantes à l'expertise d'autre part, ce point étant détaillé ci-après).

Le processus complet de révision d'une contribution a pris en moyenne 6 mois (variable d'une contribution à l'autre, de 2 à 11 mois).

4.2 Gouvernance

L'expertise CRREF a été organisée en grande partie selon les préconisations INRAE pour la conduite des expertises et études scientifiques collectives (DEPE INRAE, 2021). L'expertise CRREF a ainsi repris le principe de constitution en comités, détaillés ci-après.

L'équipe-projet

Le GIP Ecofor était en charge de développer et de coordonner le projet (cadrage, gestion logistique et financière). L'équipe-projet, composée d'un chef de projet (Guy Landmann) et d'une coordinatrice (Garance Marquet puis Morgane Delay), avait pour mission de constituer le collectif d'experts d'une part et le Comité des utilisateurs d'autre part (sous réserve de validation par le Comité d'orientation). Elle était le contact principal pour toute partie prenante à l'expertise et a participé à la construction des résultats de l'expertise et à leur valorisation (organisation du séminaire de restitution, édition des rapports finaux).

Le Comité d'orientation

Le Comité d'orientation était composé des représentants des **financeurs de l'expertise** (MASA *via* le RMT AFORCE, MTECT, ADEME, OFB) et de l'équipe-projet. Son rôle était de définir les orientations du projet et d'en superviser la mise en œuvre. Le Comité d'orientation s'est réuni sept fois au cours de l'expertise et ses membres étaient également conviés lors des réunions du Comité des utilisateurs, présenté ci-après.

Le Comité des utilisateurs

Le Comité des utilisateurs était composé de **parties prenantes de la filière forêt-bois et de la société civile**. Il s'agissait du lieu où les parties prenantes étaient informées des orientations et des résultats de l'expertise et où elles s'exprimaient sur l'expertise (préoccupations, enjeux, intérêts, questions). Pour autant, ces dernières n'ont pas pris part aux décisions relatives aux orientations du projet, ni à la

validation des résultats de l'expertise. Le Comité des utilisateurs s'est réuni trois fois : une première réunion en début de projet a eu pour objet de présenter le cadrage de l'expertise et les questions traitées par le collectif d'experts, la deuxième réunion a été l'occasion de faire un point de mi-parcours et la troisième réunion a porté sur une pré-restitution des résultats en vue du séminaire de restitution.

4.3 Grandes étapes du projet et livrables

Lancée en mars 2021, les premiers mois de l'expertise ont été consacrés à la constitution du collectif d'experts. La deuxième grande phase du projet a été la rédaction et la révision des contributions selon ce qui a déjà été décrit plus haut. Enfin, un séminaire de restitution, ouvert à tous, s'est tenu le 22 novembre 2022 au MASA. Sur une journée, l'évènement s'est articulé en deux temps : une matinée de restitution des résultats sous la forme d'exposés donnés par les experts-pilotes et un après-midi de temps d'échanges, d'abord sous forme de questions-réponses avec les experts-pilotes, puis d'une table ronde avec des représentants du Comité des utilisateurs. L'ensemble des exposés et la rediffusion du séminaire sont consultables sur le site web du GIP Ecofor[14]. Les derniers mois de l'expertise ont été consacrés à l'édition du présent rapport d'expertise et de sa synthèse.

5. Structuration du rapport d'expertise

Le présent document est structuré selon le plan général de l'expertise et comprend (i) une introduction générale, puis (ii) les 50 contributions organisées en Volets et Thèmes. Chaque contribution est présentée sous forme d'une question (parfois sous forme de sous-question), développée selon le plan détaillé plus haut. La liste des références bibliographiques est ajoutée à la fin de chaque contribution, suivie le cas échéant d'annexes (données fournissant un complément d'informations nécessaire à une compréhension approfondie de la question).

Le lecteur peut accéder directement à une contribution en naviguant via le menu signets de son logiciel de lecture de fichier pdf.

6. Références bibliographiques

Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. Revue Forestière Française 51, 469–486.

Beck, C., Vigreux, J., Sirugue, D., 2021. Les coupes à blanc. Une problématique d'actualité du massif du Morvan. Cahiers scientifiques du Parc naturel régional du Morvan, n°13.

Bianco, J.-L., 1998. La forêt : une chance pour la France (Rapport au Premier ministre).

Cattelot, A.-L., 2020. La forêt et la filière bois à la croisée des chemins : l'arbre des possibles.

Cattelot, A.-L., Drège, P.-O., Eddi, M., Fournier, M., Loisier, A.-C., Piveteau, P., Rebeyrotte, R., Schillinger, P., 2022. Synthèse des travaux des Assises de la forêt et du bois.

Conseil national de l'Industrie, 2018. Contrat stratégique de la filière bois 2018-2022.

D'Amécourt, A., Houllier, F., Lemas, P.-R., Sève, J.-C., 2016. Plan recherche & innovation 2025. Filière forêt-bois.

DEPE INRAE, 2021. Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE : L'expertise en éclairage des politiques publiques et du débat public 63.

[14] Voir ici : http://www.gip-ecofor.org/22-novembre-2022-seminaire-de-restitution-de-lexpertise-collective-expertise-crref-coupes-rases-et-renouvellement-des-peuplements-forestiers-en-contexte-de-changement-climatique/

Gosselin, M., Laroussinie, O., 2004. Biodiversité et gestion forestière Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique, Etudes du Cemagref, série Gestion des territoires, n° 20. Cemagref Editions.

Landmann, G., Augusto, L., Pousse, N., Gosselin, M., Cacot, E., Deleuze, C., Bilger, I., Amm, A., Bilot, N., Boulanger, V., Leblanc, M., Legout, A., Pitocchi, S., Renaud, J.-P., Richter, C., Saint-Andre, L., Schrepfer, L., Ulrich, E., 2019. GERBOISE : Gestion raisonnée de la récolte de Bois Energie Guide de recommandation et Observatoire des pratiques de récolte et évaluation d'outils de flux -. ADEME.

Landmann, G., Gosselin, F., Bonhême, I., 2009. Bio2, Biomasse et biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles (Rapport d'expertise). MEEDDM-Ecofor, Paris.

Landmann, G., Nivet, C., 2014. Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité (Rapport d'expertise). ADEME, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor, Angers, Paris.

Le Bouler, H., Bluteau, J., de Neuville, C., Dereix, C., Deuffic, P., Ducousso, A., Frascaria-Lacoste, N., Gamblin, B., Hallaire, S., Helou, T.E., Hirbec, P., Huet, P.-E., Kremer, A., Labat, B., Marsaud, J., 2019. Note. "Quel rôle pour la forêt dans la transition écologique en France ?"

Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020. Stratégie nationale bas-carbone. La transition écologique et solidaire vers la neutralité carbone.

Ministère de la Transition écologique et solidaire, Ministère de la Cohésion des territoires, Ministère de l'Economie et des finances, Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2018. Stratégie Nationale de Mobilisation de la Biomasse.

Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2020. Feuille de route pour l'adaptation des forêts au changement climatique. Agir pour des forêts résilientes et un maintien des services qu'elles rendent.

Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, 2017. Programme national de la forêt et du bois 2016-2026.

Rapport de la Convention Citoyenne pour le Climat., 2020. Conseil économique social et environnemental.

Volet 1 : Évaluation du système coupe rase-renouvellement

Les coupes rases constituent une modification brutale du couvert forestier, dont les effets environnementaux avérés ou supposés sont variés, que la société accepte de moins en moins et que les acteurs économiques peinent parfois à justifier, même là où ce type de coupes constitue le pilier parfois ancien de la gestion forestière.

Le premier Volet de l'expertise CRREF propose un tour d'horizon large de la problématique des coupes rases, articulé en six Thèmes : (1) la définition de la coupe rase, qui pose des questions complexes dans un contexte où les enjeux sont forts ; (2) l'évaluation de l'importance quantitative des coupes rases, au sol et par télédétection, en s'attachant à dégager une perspective temporelle ; (3) l'analyse approfondie des ressorts de la mobilisation sociale autour des coupes rases, des arguments invoqués à leur encontre ou pour leur défense par les différentes parties prenantes et des voies de résolution des conflits autour des coupes rases ; (4) les effets physiques et chimiques induits par les coupes rases sur leur milieu, à présent relativement bien connus ; (5) les effets sur la biodiversité (à différentes échelles spatiales et temporelles), sujet complexe et moins traité jusque-là que les effets physico-chimiques ; et enfin (6) les aspects réglementaires, juridiques et économiques de la coupe rase. L'examen de la situation actuelle de la réglementation des coupes rases est complété par un tour d'horizon des différentes pistes de réflexions en cours dans ce domaine.

S'agissant des effets environnementaux, ils ont, chaque fois que possible, été appréhendés dans une dimension temporelle qui ne se limite pas aux seuls effets immédiats de la coupe rase, d'où l'emploi de l'expression « système coupe rase-renouvellement », et comparés à ceux des autres types de coupes de régénération (par exemple, les coupes progressives).

Alors que le Volet 2 inscrit résolument la question du renouvellement des forêts dans le contexte du changement climatique, le Volet 1 n'a intégré cette dimension que dans la mesure où les données étaient disponibles et faciles à intégrer. C'est un aspect qu'il s'agira de compléter à l'avenir.

La littérature des Thèmes sur les impacts environnementaux est volumineuse, ce qui a permis de développer des méta-analyses[15] (i) sur l'influence de la taille des coupes rases sur la biodiversité, (ii) sur les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (plantes vasculaire essentiellement, à l'échelle peuplement), et (iii) sur le carbone dans le sol. D'autres domaines font l'objet d'une littérature plus limitée ; c'est notamment le cas du domaine économique où, de surcroît, les approches théoriques dominent en raison d'un manque important de données de terrain.

[15] La méta-analyse est une analyse statistique utilisant comme données les résultats publiés de plusieurs études indépendantes sur une question donnée. Elle donne une réponse globale sur cette question, avec un résultat quantitatif, non biaisé, synthétisant les connaissances issues de ces études et validé par un test de significativité.

Thème 1. Définition des coupes rases

La coupe rase est définie dans le « Vocabulaire forestier » (Bastien *et* Gauberville, 2011) comme une *« Coupe unique portant sur la totalité du peuplement forestier et précédant généralement sa régénération artificielle. ».* Cette définition d'apparence simple contraste avec la grande diversité d'acceptions recensées actuellement auprès des différentes parties prenantes. Une ligne de démarcation importante sépare les professionnels qui peuvent, quoique difficilement, s'entendre sur ce qui relève ou non d'une coupe rase, du grand public qui entend sous ce terme une gamme plus large de coupes qui ont en commun de « poser problème », sur un plan paysager, écologique, économique ou encore socio-culturel.

Face à ce constat, un effort particulier a été fait pour (1) tenter de définir la coupe rase dans ses acceptions les plus variées et (2) comparer cette modalité de régénération aux principales autres modalités de coupes de régénération en forêt.

Une première contribution développe les différentes approches, historique, sociale, sylvicole, écologique, etc. mises en œuvre par les experts de l'expertise CRREF qui, toutes, nourrissent la réflexion sur la définition de la coupe rase.

Une seconde contribution vise à replacer la coupe rase parmi les autres modalités de régénération pratiquées dans le contexte de la France métropolitaine et d'élargir cette analyse à la dimension internationale, notamment en climat tempéré et boréal avec le souci d'éviter, autant que possible, les confusions d'ordre terminologique.

La littérature académique sur ces sujets étant limitée, le travail a reposé principalement sur des échanges entre experts (au sein de l'expertise et en dehors) et la consultation d'ouvrages de référence en sylviculture.

Références bibliographiques

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Écologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Volet 1 | Thème 1. Définition des coupes rases

Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 25
1.2 Approches mises en œuvre 26
1.3 Réponses à la question posée....26
1.3.1 Origine et évolution historique du terme « coupe rase » 26
1.3.2 Définition de la coupe rase selon le sens commun 27
1.3.3 Définition sylvicole contemporaine de la coupe rase 28
1.3.3.1 Catégorisation sylvicole des différentes coupes 28
1.3.3.2 Définition sylvicole de la coupe rase 30
1.3.3.3 Taille minimale des coupes rases du point de vue sylvicole 31
1.3.4 Définition de la coupe rase utilisée par l'inventaire forestier 32
1.3.4.1 Définition ancienne, sylvicole, par voie aérienne....32
1.3.4.2 Définition actuelle, analytique, au sol 32
1.3.5 Définition de la coupe rase utilisée par la télédétection 33
1.3.6 Définition de la coupe rase d'un point de vue écologique (composition et fonctionnement)....33
1.3.6.1 Critères microclimatiques 33
1.3.6.2 Critères biogéochimiques....33
1.3.6.3 Critères d'écologie des communautés 34
1.3.7 Définition (dimension) juridique de la coupe rase 35
1.4 Conclusions et perspectives 36
1.5 Références bibliographiques 37

Rédacteurs

Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Marion **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Philippe **Deuffic**, INRAE, UMR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Jérôme **Ogée**, INRAE,Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Stéphanie **Wurpillot**, IGN, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
Kenji **Osé**, INRAE, UMR TETIS, Montpellier (34), France
Damien **Marage** Université de Franche-Comté, Besançon (25), France
Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Laurent **Berges** INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France

Contributeurs

Gérôme **Pignard**, DRRAF Occitanie, Service régional de l'information statistique, économique et territoriale, Montpellier (34), France
David **Pothier**, Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt, Québec, Canada

1.1 Contexte et problématique

Dans ce qui fait dissensus à propos des coupes rases, on trouve en bonne place la **diversité des acceptions et définitions de ce terme**. On entend fréquemment des propos tels que : « on confond tout » ; « on ne sait pas de quoi on parle » ; « chacun a sa définition ». De fait, il y a une forte demande voire une injonction, particulièrement de la part des acteurs techniques, des organismes de certification et des ONG environnementales, pour une définition précise de la coupe rase.

Cette contribution vise en premier lieu à expliquer comment les différentes approches (historiques, sociales, sylvicoles, écologiques, etc.) utilisées par les experts pour évaluer la coupe rase dans

l'expertise CRREF ont nourri la réflexion sur la définition de la coupe rase. Elle se situe, en bonne partie, dans une phase de catégorisation de « l'objet du problème » : qu'est ce qui fait partie du problème ; qu'est-ce qui en est exclu ? Dans notre cas, la catégorisation consiste à définir ce qui relève ou pas de la catégorie « coupe rase » par rapport à d'autres types de coupes. Elle peut varier selon les groupes qui décident d'inclure ou d'exclure tel ou tel type de coupe. Dans une controverse scientifique, il est fréquent que ce travail de catégorisation amène à débattre d'« objets frontières », dont le statut est ambigu, à ne pas savoir quoi faire des « cas limites », et *in fine* à multiplier les sous catégories d'objets.

Ces définitions sont issues de travaux menés en parallèle par les experts au sein des différents thèmes ; leur **intégration** n'est encore que très partielle, c'est pourquoi cette contribution se présente pour l'essentiel comme une suite de définitions « à tiroirs ».

Comme cela est discuté par ailleurs (voir Volet 1, Thème 3, « Question 4. Quels arguments sont mobilisés ? Quels facteurs expliquent ces représentations contrastées ? »), en condamnant la coupe rase, certains condamnent en fait principalement le traitement en futaie régulière.

1.2 Approches mises en œuvre

Une interrogation bibliographique a été menée avec l'outil Web of Science avec l'équation suivante :

In TOPIC: forest AND (definition OR concept) AND (clearcut* OR clear-cut OR felling OR clear-fell OR clearfell*)*

Cette recherche est restée infructueuse, aucun article scientifique discutant de façon approfondie la définition de la coupe rase n'a pu être identifié. La recherche a été complétée par la consultation d'ouvrages de référence dans le domaine de la sylviculture et, principalement, par l'examen des résultats des travaux menés dans différents champs disciplinaires dans le cadre de l'expertise CRREF. Le travail a également bénéficié des avis exprimés par les relecteurs.

1.3 Réponses à la question posée

1.3.1 Origine et évolution historique du terme « coupe rase »

Divers termes ont été utilisés pour désigner ce que nous appelons aujourd'hui une « coupe rase ». Depuis au moins l'Ordonnance de 1669[16], un des termes les plus utilisés pour décrire la modalité d'exécution de la coupe est celui de « **coupe à blanc-estoc** » parfois simplifié en « blanc-étoc ». Selon de Ferrière (1749, p. 852), le terme « estoc » vient du vieil allemand et du vieil anglais *Stoc* qui signifie tronc, souche. Dans le langage forestier, la coupe à blanc-estoc désigne tout au long du XVIIe jusqu'au début du XXe siècle un type de coupe où le tronc est coupé à quelques centimètres du sol. L'adjectif blanc renvoie à la **couleur de la culée** – la partie hors sol de la souche.

Si le terme de « blanc-étoc » désigne originellement le mode d'abattage d'un arbre et pas de l'intégralité d'un peuplement, ce terme va peu à peu sous-entendre l'idée d'une **coupe d'une certaine surface**, voire de la totalité des arbres d'une parcelle, qu'il s'agisse d'un **taillis** ou d'une **futaie**. La notion de surface est soit introduite de manière chiffrée à l'image de ce que fait Vauban dans son traité des bois (1701), qui évoque des « *coupes à blanc estoc de 10 arpents* » (un arpent royal équivaut environ à 0,5 ha), soit suggérée à travers la modalité de **coupe à tire et aire**. Ce type de coupe était réalisée de **proche en proche** et s'appliquait surtout aux taillis (Reuss *et* Blais, 1938, p. 23 *sq*.) La

[16] « L'Ordonnance de 1669 de Louis XIV « sur le fait des Eaux et Forêts », rédigée sous l'impulsion de Colbert, vise à protéger et restaurer la ressource en bois, de chêne notamment, pour la future construction navale. L'Ordonnance rassemble et clarifie des règlements plus anciens. » Source : https://fr.wikipedia.org/wiki/Ordonnance_de_1669

proximité spatiale et temporelle des coupes à tire et aire – souvent réalisées à blanc étoc – a contribué à assimiler ce type d'exploitation à la coupe rase.

La simplification orthographique – d'estoc à étoc – et sémantique contribue également à substituer peu à peu le terme « coupe à blanc-estoc » par celui de « coupe à blanc ». Si le terme « coupe à blanc étoc » est encore utilisé par des forestiers comme Huffel (1927) au début du XXe siècle, il a été peu à peu remplacé au cours du XIXe siècle, dans le langage commun, par d'autres locutions comme celles de « **coupe à blanc** », « **coupe blanche** », ou « **coupe franche** ».

Quant au terme **coupe rase**, en l'état actuel de nos recherches, il n'apparaît vraiment qu'au début du XIXe siècle. Ce terme est évoqué par Bigot de Morogues à propos de l'exploitation des taillis. Il définit ainsi le recépage comme étant « *l'opération d'abattre un **taillis** en coupe rase* ». (1822, p. 447). Par extension, il utilise aussi le terme de coupe rase pour les **futaies.**

La coexistence de plusieurs termes pour désigner la coupe rase trouve une illustration dans ce compte-rendu d'une séance de la Société nationale d'agriculture de France (1897, p. 159 *sqq.*) : « *Notre Chambre croit devoir attirer votre attention sur ce fait que l'état actuel de notre législation permet **la coupe blanche ou coupe rase des forêts ;** cette pratique détestable jette la perturbation dans le commerce et les habitudes locales ; l'intérêt bien compris de tous, des populations circonvoisines, des usiniers, du commerce est que des à-coups de ce genre soient évités et que les forêts donnent des coupes annuelles régulières* »[17]. Le conservateur des Eaux et Forêts, Amédée Bouquet de La Grye, répond non pas en reprenant à son tour le terme de coupes rase mais le terme consacré dans la sphère professionnelle forestière : « *on ne fait jamais de coupes à blanc étoc* » (*id*., p. 161). Loin d'être anodin, le recours à l'un ou l'autre terme permet de distinguer les profanes des professionnels. Le recours à un terme vernaculaire – la coupe à blanc ou coupe rase – révélerait une forme de méconnaissance des premiers. À l'inverse, l'emploi du terme consacré au sein de la sphère forestière – la coupe à blanc étoc – permet de reconnaître le professionnel dont la maîtrise du vocabulaire technique témoignerait de la légitimité et des compétences à évoquer ce sujet déjà controversé à l'époque.

Finalement, après la première Guerre mondiale, les forestiers finissent par abandonner d'eux-mêmes le terme de coupe à blanc étoc pour reprendre le terme vernaculaire de coupe rase.

Derrière ces choix sémantiques transparaît la volonté des différents protagonistes d'imposer leur définition de la coupe rase et d'en contrôler le périmètre en décidant des caractéristiques qui seront privilégiées ou marginalisées, inclues ou exclues. Le choix des mots relève ainsi, selon la terminologie des sociologues, d'une « **lutte définitionnelle** » (Gilbert *et* Henry, 2012, p. 39) où chaque protagoniste essaie de conserver la maîtrise de sa définition – dans notre cas, dire ce qui relève ou pas de la coupe rase – et, au-delà, de contrôler l'orientation donnée aux formes d'action collective – par exemple réglementer ou pas la taille des coupes rases. Nous verrons ainsi qu'aujourd'hui encore (ou à nouveau) certains groupes tentent d'édulcorer le propos en évitant d'utiliser le terme de coupe rase ou en cantonnant son utilisation à des cas spécifiques quand d'autres y incluent une grande variété de types de coupes (voir Volet 1, Thème 3, « Question 5. Quelles voies de résolution des conflits autour des coupes rases sont mises en œuvre ? »).

1.3.2 Définition de la coupe rase selon le sens commun

Le regard de la société sur la forêt a considérablement évolué depuis quelques décennies. À présent, des groupes sociaux très divers mobilisent le terme de coupe rase. Quelles que soient les définitions

[17] Cet argument laisse supposer que les coupes rases ainsi décriées étaient d'une surface importante, et que les bois récoltés dépassaient, en quantité, ce que les circuits courts de l'époque pouvaient aisément valoriser.

et les configurations retenues, ces coupes ont en commun de « **poser problème** », que ce soit du point de vue des usages ou des fonctions paysagères, écologiques, récréatives, etc.

La définition sociale de la coupe rase a ainsi un sens très large qui englobe diverses opérations que les professionnels de la forêt nomment de façon différentes. Si les différentes définitions vernaculaires ont en commun de désigner des modes d'exploitation où la **très grande majorité des arbres adultes ont disparu en une fois ou de manière proche dans le temps** (tel l'extension des coupes rases en forêt privée par effet « contagieux » de la décision d'un propriétaire et de démarches de l'acheteur auprès des voisins), la rapprochant de la définition sylvicole (voir plus loin), d'autres caractéristiques l'en éloigne ; ainsi, pour le public, la présence d'une régénération par semis ou la conservation de la souche des taillis peuvent faire partie du périmètre des coupes rases. Il résulte de ces différences d'approche des incompréhensions qui peuvent nourrir la tension entre les acteurs concernés.

Si des coupes de nature et de taille très différentes peuvent ainsi mobiliser les acteurs de la société (voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »), il n'en demeure pas moins que les **coupes rases de grande taille ou coalescentes** du fait de coupes successives en peu de temps et spatialement proches, constituent les conditions les plus propices pour une telle mobilisation, sans qu'il soit possible de définir un seuil de taille critique.

Outre la surface des coupes rases et leur proximité spatiale et temporelle, l'**aspect des chantiers** constitue une autre dimension parfois associée aux coupes rases (présence d'andains, mise à nu du sol, présence d'ornières sur la parcelle, etc., voir Volet 1, Thème 3, « Question 4. Quels arguments sont mobilisés ? Quels facteurs expliquent ces représentations contrastées ? »). La **durée entre le travail mécanisé du sol et le reboisement** est également parfois associé à la coupe rase en tant qu'opération potentiellement problématique d'un point de vue sociétal.

1.3.3 Définition sylvicole contemporaine de la coupe rase

Pour avancer vers la définition du périmètre de la coupe rase, nous proposons, dans un premier temps, de décrire les principales coupes pratiquées en France métropolitaine, selon des critères sylvicoles.

1.3.3.1 Catégorisation sylvicole des différentes coupes

La coupe rase fait partie des coupes dites de renouvellement, destinées à remplacer tout ou partie des arbres adultes par des tiges jeunes.

Les coupes de renouvellement :

Pour une description plus détaillée de ces types de coupes, le lecteur se reportera au Volet 1, Thème 1, « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? » et à la classification adoptée par l'ONF dans le cas des forêts publiques (voir Volet 1, Thème 2, « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? »).

Nous proposons de décrire les principales coupes de renouvellement pratiquées en France métropolitaine selon les critères techniques suivants :

- la progressivité (*versus* la soudaineté) de la disparition des arbres des peuplements matures ;
- la présence ou non d'une régénération naturelle préexistante ;
- la permanence (ou l'interruption) d'une couverture végétale arbustive et herbacée ;
- la taille de la trouée créée par la coupe dans le couvert forestier haut.

Il s'agit ici en premier lieu de décrire et classer les principaux types de coupes du point de vue des professionnels, sans détailler les points qui ne seraient probablement pas partagés par les profanes.

Ces critères permettent de différencier aisément les grands types de coupes de renouvellement des peuplements forestiers. Ainsi :

- dans le régime de **futaie**, qui procède par régénération, c'est-à-dire renouvellement du peuplement par voie sexuée :
    - en futaie régulière, qui procède par vastes zones (on dit aussi trouées) de régénération :
        - la régénération par **coupe rase** (prélèvement de toutes les tiges en une seule coupe) entraîne la mise à nu temporaire du sol, le temps qu'une plantation soit réalisée ou (moins fréquemment en France métropolitaine) que des semis apparaissent ;
        - la régénération par **coupes progressives**, au contraire, assure le maintien d'une couverture végétale ligneuse via l'acquisition et le développement progressif de la régénération par semis naturels. La coupe définitive a lieu sur semis acquis, il n'y a pas de mise à nu du sol.
    - en futaie irrégulière, qui procède par trouées de régénération de petite taille (généralement < 0,5 ha) :
        - la régénération par **coupes de jardinage pied à pied** ;
        - la régénération par **coupes de jardinage par trouées**.
- dans le régime de **taillis**, le rajeunissement du peuplement, c'est-à-dire son renouvellement par voie asexuée, s'apparente, dans le cas du taillis simple, à une coupe rase (prélèvement de toutes les tiges en une seule coupe), mais le couvert végétal ligneux reprend dès la saison de végétation suivante, par rejet de souche. L'absence totale de brins ligneux est limitée dans le temps ;
- dans le traitement de **taillis-sous-futaie**, qui mélange régime de taillis (en sous-étage) et régime de futaie (arbres de réserve), la coupe de taillis vise à rajeunir le taillis tout en perpétuant le peuplement par sélection d'un certain nombre de brins de taillis (balivage) à chaque coupe.

Selon le régime (taillis ou futaie) et selon la taille des **trouées** de renouvellement, la réapparition des arbres et la fermeture progressive du peuplement post coupe sont plus ou moins rapides, et l'**ambiance forestière** plus ou moins préservée.

C'est pour ces raisons que, dans le cadre du Volet 1, « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols » et « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité », nous avons distingué quatre grands types de coupes de renouvellement :

a) la **coupe rase en futaie régulière,** généralement suivie suivi de plantation, mais pouvant aussi être suivie d'une régénération naturelle à partir de la banque de graines du sol ou à partir des peuplements voisins ;
b) les **coupes progressives de régénération en futaie régulière** ;
c) la **coupe** (de rajeunissement) **de taillis** ;
d) la **coupe en futaie irrégulière ou jardinée** (qui combine à la fois les objectifs de régénération, d'amélioration et de récolte) ;

À ces quatre types, on peut ajouter :

e) la **coupe de taillis en traitement de taillis-sous-futaie** ;

Ces cinq types de coupes sont les plus répandus en France métropolitaine, alors que les cinq types suivants, qui ont également un impact paysager avéré (Barthod *et al*., 1999 ; voir aussi « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? » pour une définition détaillée), sont peu répandus :

f) **coupe définitive directe** (en une fois) **sur semis acquis** (limité au pin) ;
g) **coupe d'ensemencement par bandes** (des bandes sont coupées à ras et ensemencées naturellement, les bandes restantes sont régénérées en deux coupes successives) ;
h) les **coupes d'abri** (« Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? » pour une définition) ;
i) le **relevé de couvert** (coupe de la strate basse) qui précède la première coupe d'ensemencement **en forêt feuillue** ;

Les types f et g s'apparentent à des coupes rases (pour l'aspect « prélèvement de toutes les tiges en une seule coupe ») mais s'en distinguent par la présence de régénération naturelle préalable à la coupe. Les types h et i n'ont pas de critères communs avec la coupe rase.

Outre ces neuf types de coupes planifiées dans des documents de gestion, un certain nombre de **coupes non planifiées** s'imposent parfois au sylviculteur pour renouveler les peuplements :

j) les coupes sanitaires, souvent qualifiées de « **coupes de régularisation »,** après accidents sanitaires, incendies, tempêtes ;
k) les coupes « rases » après **échec de régénération naturelle** (ongulés, autres causes : voir Volet 2, Thème 2, « Question 1. Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ? » et « Question 2. Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ? »).

Les coupes sanitaires méritent une mention particulière. Si l'ampleur des dégâts et leur distribution sont très variables, la manière de procéder aux « coupes de régularisation » l'est également, et peut consister à exploiter uniquement les parties dégradées du peuplement ou, au contraire, à régulariser largement le peuplement atteint (en coupant les parties non atteintes), entrainant de fait une coupe rase sur une fraction plus ou moins importante de la parcelle. Si le public comprend certainement que les coupes sanitaires s'imposent aux sylviculteurs, l'aspect visuel des grandes coupes sanitaires « rases » contribue certainement à leur impopularité.

Coupes sans rapport avec un processus de renouvellement forestier :

- la mise en place de cloisonnements d'exploitation au sein des peuplements forestiers ;
- la création ou l'élargissement d'infrastructures (pistes forestières par exemple) ;
- la coupe destinée à restaurer des milieux ouverts ;
- le défrichement conduisant à une modification de l'utilisation du sol ;
- les éclaircies.

Ces différentes coupes peuvent constituer des « coupes à problème », à un moment donné, pour un certain public, mais ne sont pas discutées dans cette expertise.

1.3.3.2 Définition sylvicole de la coupe rase

La mise en œuvre de la grille de lecture technique présentée ci-dessus conduit à limiter la coupe rase au cas de figure le plus typique ou « coupe rase *stricto sensu* », qui est une coupe de régénération caractérisée par les trois paramètres suivants :

- le prélèvement de toutes les tiges en une seule coupe ;

- l'absence de régénération acquise au moment de la coupe, et donc la quasi mise à nu du sol après la coupe : absence de rejets ou de semis ligneux, présence possible de végétation basse (ligneux, semi-ligneux, herbacées ou bryophytes) mais discontinue, en raison du décapage par la circulation des engins ou la traction des grumes ;
- la régénération consécutive, généralement artificielle, plus rarement naturelle.

Cette définition est proche de celles qu'une consultation de la littérature forestière récente a permis d'identifier :

« Pratique sylvicole qui consiste à récolter en une seule fois un peuplement qui est régénéré artificiellement par semis ou plantation, ou naturellement à partir des semenciers des peuplements adjacents[18]*. »* (Smith, 1986)

« L'abattage de la quasi-totalité des arbres d'un peuplement, ayant pour effet de créer une zone ouverte disponible pour un reboisement[19]*. »* (Nieuwenhuis, 2000)

« Coupe unique portant sur la totalité du peuplement forestier et précédant généralement sa régénération artificielle. » (Bastien *et* Gauberville, 2011)

On note que la régénération naturelle post coupe rase n'est mentionnée explicitement que par Smith *et al.* (1986) et que la notion de « sol nu » ne figure pas dans ces définitions.

Par ailleurs, même si, de façon générale, la coupe de régénération s'applique principalement à des peuplements traités en futaie, ces définitions n'écartent pas explicitement les coupes de taillis. De fait, l'expression « *coupe rase de taillis* » dans le cas de peuplements traités en **taillis simple** est utilisée par Bastien *et* Gauberville (2011), sans qu'on puisse savoir si cela fait écho à la définition historique (voir plus haut) ou si l'utilisation de l'adjectif rase a ici un rôle purement descriptif sans valeur terminologique particulière. Le plus couramment, dans le cas des taillis, on parle plutôt de coupe de rajeunissement qui consiste en la « *Coupe unique de la totalité des tiges d'un taillis, au ras du sol, pour obtenir leur rajeunissement par voie végétative (rejets de souches*) » (« Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? »). En conclusion, il nous paraît plus simple et clair, du point de vue de la définition sylvicole, de définir la coupe rase comme une coupe de régénération (en vue de renouvellement par voie sexuée), et de ne pas intégrer les coupes de taillis dans les coupes rases. Cette option est indépendante du fait que les taillis constituent actuellement un enjeu fort en foresterie (du point de vue de la ressource en bois énergie plus particulièrement), élément de contexte qui explique probablement pourquoi certains acteurs souhaitent intégrer les coupes de taillis dans le périmètre des coupes rases.

1.3.3.3 Taille minimale des coupes rases du point de vue sylvicole

Aux trois paramètres clés de la coupe rase, il faut en ajouter un quatrième, à savoir la **surface minimale** d'une coupe qui sera qualifiée de rase, ceci implicitement par rapport aux risques environnementaux liés à une telle coupe, et en particulier à la notion de perte d'ambiance forestière : on comprend alors que la taille minimale entraînant une perte significative d'ambiance microclimatique forestière dépend de la hauteur des peuplements adjacents faisant ombrage, de la latitude, de la pente et de l'exposition du terrain (Keenan *et* Kimmins, 1993). On peut noter, en premier lieu, que cette surface n'a pas de rapport avec la taille des coupes communément effectuées dans un contexte géographique ou

[18] *"The removal of the entire stand in one cutting, with reproduction obtained artificially (by planting or seeding) or by natural seeding from adjacent stands or from trees cut in the clearing operation."*

[19] *"Harvest felling of essentially all trees in a stand or crop, as a result of which a clearcut/clear fell (area) for reforestation is created."*

socioéconomique donné. Ainsi, Keenan et Kimmins (*id*.) qualifient dans le contexte américain de « grandes coupes rases continues » les coupes de plus de 40 ha et de « coupes de petite taille » les coupes inférieures à 20 ha, tout en fixant la taille minimale d'une coupe rase à 0,25 ha. Dans le contexte français, les coupes sont de taille bien plus faibles (les coupes de plus de 25 ha représentent actuellement moins de 5 % de la surface faisant l'objet de coupe rase ; voir Volet 1, Thème 2, « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »), alors que la limite basse des coupes rases est généralement située à 0,5 ha, qui est, pour les sylviculteurs, la limite entre la futaie régulière par *parquets*[20] et la futaie irrégulière par *bouquets*[21] (David Pothier, communication personnelle ; Bastien *et* Gauberville, 2011). La taille de ce qui est désigné sous le terme de *trouées* dans l'expression « régénération par trouées » varie entre 0,1 à 0,5 ha, notamment en fonction des besoins en lumière des essences concernées et de la hauteur des arbres du peuplement (le diamètre de la trouée correspondant à une à deux hauteurs d'arbre adulte) (David Pothier, communication personnelle, et « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? »).

1.3.4 Définition de la coupe rase utilisée par l'inventaire forestier

L'inventoriste forestier procède à une description objective, quantitative, et fiable des prélèvements en forêt, ce qui ne signifie pas forcément, comme nous allons le voir, que la catégorisation des coupes qu'il propose est comparable ou compatible avec la catégorisation des coupes décrite plus haut.

1.3.4.1 Définition ancienne, sylvicole, par voie aérienne

Comme cela est exposé par ailleurs (voir Volet 1, Thème 2, « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? ») l'approche de l'inventaire forestier a varié dans ce domaine. Ainsi, avant 2005, l'appréhension des coupes rases reposait sur un travail de **photointerprétation** très scrupuleux, mais exigeant en temps d'opérateur et dont la précision était inconnue : la classification en sept catégories de coupes « rases » et « fortes » (Barthod *et al*., 1999) était proche de la classification sylvicole des coupes énoncées plus haut.

1.3.4.2 Définition actuelle, analytique, au sol

Depuis 2005, c'est un relevé de terrain par **examen des souches**, effectué par les agents de l'inventaire, qui décrit l'intensité des coupes : plus de 90 % du taux de couvert libre initial, recensable et vivant a disparu, 50-90 %, coupes de moindre importance, absence de coupes. Les coupes ayant fait disparaître plus de 90 % du taux de couvert sont classées dans la catégorie des « coupes fortes ». Cette catégorie est constituée de coupes rases, mais également de coupes définitives (la dernière coupe du cycle de coupes progressives de régénération, voir Volet 1, Thème 2, « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »), de coupes sanitaires et de coupes de taillis. Dès lors, il n'est pas possible de comparer les résultats correspondant à cette définition actuelle des coupes « rases et fortes » avec ceux correspondant à la définition des « coupes rases » selon l'ancienne méthode. Un tri de ces situations basé sur la description des peuplements et des arbres présents avant la coupe semble possible dans certaines limites (Wurpillot, communication personnelle), mais n'a pas encore été testé jusque-là.

[20] Unité de peuplement forestier présentant une certaine homogénéité, d'une surface supérieure à 0,5 ha au sein d'une parcelle et pouvant être cartographiée. Il peut constituer une unité de gestion.

[21] Ensemble d'arbres présentant une certaine homogénéité, d'une surface inférieure à 0,5 ha au sein d'une parcelle, difficile à cartographier. Il n'a pas vocation à constituer une unité de gestion.

1.3.5 Définition de la coupe rase utilisée par la télédétection

Les images satellitaires permettent de détecter de manière de plus en plus fine des **baisses rapides et importantes du couvert arboré, qui se confirment dans les mois qui suivent** (voir Volet 1, Thème 2, « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). Pour autant, il subsiste une grande difficulté à différencier, tout comme dans le cas de l'inventaire au sol, une coupe rase programmée d'une coupe sanitaire ou d'une coupe de taillis. Cette définition a donc les mêmes limites que celle de la coupe rase utilisée par l'inventaire forestier au sol. Un apport intéressant de la télédétection pourrait être de décrire très finement, avec des images de très haute résolution spatiale, les coupes de faibles tailles (0,5 ha, 0,25 ha, 0,05 ha, etc.) et ainsi de préciser, ce qui, dans le contexte sylvicole français, relève d'une **coupe rase de faible dimension** et de **trouées** de dimensions variables.

1.3.6 Définition de la coupe rase d'un point de vue écologique (composition et fonctionnement)

La question posée ici est de savoir si les connaissances actuelles de l'écologie fonctionnelle permettent de proposer des seuils pertinents pour les coupes rases.

1.3.6.1 Critères microclimatiques

Une façon de définir une coupe rase serait de considérer qu'elle n'offre pas l'*ambiance forestière* (nom couramment utilisé pour décrire les conditions microclimatiques proche du sol). En fait, la moindre **trouée** (dès 0,03-0,1 ha selon la taille des arbres adjacents) impacte de manière immédiate et plus ou moins pérenne le microclimat proche du sol (voir Volet 1, Thème 4, « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »), avec des conséquences positives ou non sur le renouvellement forestier. Ainsi, même pour des essences réputées de lumière, certaines études ont mis en évidence l'existence d'un **optimum de taille de coupes** pour la survie et la croissance des juvéniles, qui optimise leurs besoins en lumière, mais aussi en eau et nutriments. La valeur de cette taille optimale varie selon l'essence, la compétition herbacée, la pression herbivore et l'âge, mais reste généralement faible, **inférieur à 0,25 ha**.

L'impact de la coupe se manifeste sur le microclimat moyen, mais encore plus sur les extrêmes climatiques (sécheresses, gels, canicules, tempêtes), et ce d'autant plus que la taille de la coupe augmente (voir Volet 1, Thème 4, « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »). Ainsi, dans un contexte de **changement climatique** où de tels épisodes extrêmes sont amenés à croître en fréquence et intensité, il est probable que, d'un point de vue purement microclimatique, la taille optimale des coupes pour assurer la régénération soit amenée à diminuer significativement.

Les effets de la coupe rase sur le microclimat sont perceptibles aussi dans les zones non coupées, jusqu'à 100 m de la lisière (voir Volet 1, Thème 4, « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »), de sorte que des notions de **contiguïté** et **continuité entre coupes** sont aussi importantes à prendre en compte. Notamment, les risques de chablis lors des tempêtes peuvent augmenter considérablement au-delà d'une certaine taille de coupe (> 0,25 ha) et selon leur arrangement dans le paysage, surtout si la quantité de lisières nouvellement créées par rapport à la surface boisée est grande et loin de lisières stables (route, ligne électrique, etc.)

1.3.6.2 Critères biogéochimiques

Les études principalement nord-américaines sur le cycle des éléments minéraux suggèrent que des **trouées** de taille très faible, de l'ordre de 0,05 ha, ont une incidence sur le cycle de l'azote et entraînent

notamment une augmentation significative des concentrations en **nitrate** dans les sols, en comparaison aux coupes progressives enlevant des arbres individuels (voir Volet 1, Thème 4, « Question 4. Quelle est l'incidence des coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ? »). L'incidence sur d'autres éléments majeurs n'est pas documentée dans ces études, mais nous pouvons également suspecter une incidence sur les cycles des cations majeurs (Al, H, Ca, Mg, K), le nitrate chargé négativement devant être obligatoirement accompagné d'un cation chargé positivement pour respecter le principe d'électro-neutralité (charge électrique nulle). En l'état actuel des connaissances, il est cependant difficile de statuer sur un seuil de surface précis de la coupe rase n'entraînant pas de perturbation notable des cycles biogéochimiques.

S'agissant du **carbone**, les études disponibles se sont très peu intéressées à la taille de la coupe rase. Il n'est donc pas possible de conclure sur ce point. Par ailleurs, pour des raisons méthodologiques, peu d'études ont monitoré en continue les flux de carbone (CO_2 ; carbone organique dissous) suite à une coupe-rase. Ainsi, la plupart des études sur le carbone s'intéressent plus aux modifications de stocks après plusieurs années qu'aux flux instantanés. Or, une coupe rase peut entraîner une élévation temporaire des flux (de pertes) sans qu'une différence statistiquement significative ne soit observable au niveau des stocks. Il est donc normal que l'étude des fuites de nutriments puissent fournir, sous certaines hypothèses, un critère biogéochimique, à la différence du carbone.

1.3.6.3 Critères d'écologie des communautés

En ouvrant des trouées dans le couvert forestier adulte, les coupes de renouvellement agissent comme une **perturbation** qui provoque un retour en arrière dans le processus de succession écologique : elles initient une **succession** dite **secondaire** (par rapport au processus de succession naturelle primaire, à partir d'un sol nu minéral).

Comme nous l'avons vu dans la partie sur les définitions sylvicoles, la succession végétale et la fermeture progressive du peuplement post coupe sont plus ou moins rapides, et l'ambiance forestière plus ou moins préservée, en fonction du régime (taillis ou futaie) et de la taille des trouées de renouvellement. Plus la trouée est vaste ou plus le sol est mis à nu, plus le retour en arrière dans la succession des espèces forestières est prononcé.

Par ailleurs, les coupes de renouvellement en général et les coupes rases en particulier sont des perturbations différentes des perturbations naturelles, ne serait-ce que par le fait qu'elles exportent la biomasse et sont mécanisées. De ce fait, elles impactent la **quantité** et la **qualité d'habitats** importants pour la biodiversité forestière, comme le sol, le bois mort, les gros et vieux arbres ou les dendromicrohabitats.

Au-delà des impacts à l'échelle du peuplement, la nature, la surface unitaire (trouées de quelques arbres en coupes irrégulières, ou ouvertures plus vastes, de 0,5 à plusieurs hectares en futaie régulière), mais aussi la quantité et la distribution spatiale (disjointe ou contigüe) et temporelle des coupes de renouvellement **à l'échelle du paysage** ont des effets sur le degré de fragmentation des peuplements forestiers fermés ; ces modifications du couvert arboré modifient la disponibilité des habitats d'espèces à l'échelle du paysage, et sont globalement favorables aux espèces non forestières et plus ou moins défavorables aux espèces forestières spécialistes de peuplements adultes.

C'est pour l'ensemble de ces raisons que, dans le cadre du Volet 1, « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols » et « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité », nous avons :

1) comparé les effets des coupes rases à ceux de trois autres types de coupes de renouvellement, qui ont potentiellement des effets différents sur la succession écologique post-coupe (à savoir

les coupes progressives de régénération en futaie régulière, les coupes de taillis simple et les coupes irrégulières) ;

2) évalué les effets, autant que possible, au fil du processus de succession, à court, moyen et long terme, d'une part, et aux deux échelles, celle du peuplement et elle du paysage, d'autre part ;
3) évalué les effets en fonction des exigences écologiques des différents groupes d'espèces présentes en forêt, en distinguant notamment les espèces de milieux ouverts, les espèces péri-forestières et les espèces forestières spécialistes de peuplements adultes (voir Volet 1, Thème 5, « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? ») ;
4) évalué les effets non seulement de la coupe de renouvellement considérée seule, mais aussi en fonction des pratiques d'exploitation (mode de gestion des rémanents, rétention de structures biologiques favorables à la biodiversité (bois mort, arbres-habitats), mécanisation et perturbations du sol) et du type de renouvellement après coupe (régénération naturelle ou plantation, plantation avec ou sans préparation mécanisée du site, plantation pure ou mélangée, d'essences autochtones ou exotiques).

1.3.7 Définition (dimension) juridique de la coupe rase

Si l'analyse de l'encadrement des coupes dans le contexte français indique qu'il n'existe pas actuellement de définition juridique de la coupe rase (Voir Volet 1, Thème 6, « Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? »), les juristes, mais également les ONG environnementales ou le public pourraient ne pas considérer comme satisfaisante la définition sylvicole proposée plus haut. En particulier, ils pourraient faire valoir qu'il serait légitime de se situer plus clairement, au-delà de la dimension sylvicole (les objectifs poursuivis et les opérations qui en découlent) dans une **logique d'« impact »** (les effets positifs et négatifs au regard des problèmes identifiés dans l'expertise (voir Volet 1, « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols » et « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité »). L'enjeu est alors de déterminer si ces impacts sont notables, et nécessitent ou non des mesures d'évitement, de réduction d'impact ou de compensation. Le critère de **surface** de l'opération unitaire n'est certainement pas le seul à prendre en compte. La question des **effets cumulés de plusieurs coupes rases**, proches spatialement et temporellement, serait par ailleurs à analyser.

Dans les espaces protégés et plus particulièrement dans les sites Natura 2000, l'approche technique, qui consiste à regarder le problème uniquement par sa dimension sylvicole, a conduit les services de l'État (DDT et DREAL) à ne quasiment jamais saisir l'option de la soumission d'une **évaluation des incidences** du fait de la « clause filet[22] » découlant de l'article L. 414-4 IV bis du Code de l'environnement[23].

Il ne peut plus être exclu qu'un **contentieux** sur les impacts d'une coupe rase puisse conduire à une décision juridique systémique par le Conseil d'État et/ou la Cour de justice de l'Union européenne (CJUE). Le contentieux en cours relatif à l'encadrement par l'État des coupes rases, introduit devant le Conseil d'État par le PNR du Morvan et FNE, ainsi que le potentiel encore indéterminé de l'arrêt de la

[22] La clause dite de sauvegarde (code l'environnement – art. L.414-4 IV bis) permet à l'autorité administrative de soumettre à évaluation des incidences tout plan, projet ou manifestation qui ne figurerait pas sur la liste nationale ou les listes locales mais qui serait tout de même susceptible de porter atteinte aux objectifs de conservation d'un ou plusieurs sites Natura 2000. Le recours à cette disposition filet revêt un caractère exceptionnel.
[23] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033034469/

CJUE sur les coupes rases sanitaires en forêt de Bielowiecza invitent à une réflexion et une concertation actives, au-delà de l'approche technico-scientifique qui a prévalu dans la présente expertise collective.

Certes, indépendamment des possibles conséquences qu'il serait obligatoire de tirer d'un éventuel arrêt du Conseil d'État ou de la CJUE, il n'est pas évident, dans le contexte actuel, de concevoir une **passerelle entre la définition sylvicole et le traitement juridique et social** de la controverse sur les coupes rases tel que ce dernier se présente actuellement. À tout le moins, il serait sans doute utile que les deux ministères concernés, en lien avec les parties prenantes, s'appuient sur la présente expertise collective pour mener une analyse prospective dans ce domaine.

1.4 Conclusions et perspectives

La **classification des coupes forestières** proposée distingue les coupes en fonction de trois caractéristiques essentielles, outre le caractère intentionnel ou subi :

1) la disparition plus ou moins rapide des grands arbres ;
2) les étapes et le caractère naturel ou non du processus de régénération ;
3) et le passage prolongé ou non par un stade de sol nu.

Cette grille de lecture débouche sur une **définition sylvicole** de la coupe rase proche des définitions actuellement les plus utilisées, à savoir « *une coupe qui retire en une fois la quasi-totalité des arbres du peuplement et laisse le sol majoritairement nu (dépourvu de végétation herbacée ou ligneuse de plus de 50 cm de haut environ) avant régénération du peuplement, artificielle le plus souvent*. »

Cette définition exclut de fait les **taillis** qui, en raison des enjeux plus ou moins importants que cette formation a eu au cours des siècles écoulés, ont été inclus ou exclus du périmètre des coupes rases, illustration du fait que la définition des coupes rases est sous influence sociétale et varie, pour cette raison, au fil du temps. Le fait de considérer qu'il y a, actuellement, un enjeu important sur les tailles n'empêche pas de gérer cet aspect du point de vue de l'action publique.

Le **grand public**, qui ne se retrouve que partiellement dans la définition sylvicole, est davantage sensible, au-delà de l'émotion, aux **aspects paysagers, écologiques et socio-culturels** de ces coupes « brutales », quelles que soient les modalités mises en œuvre.

L'i**mpact visuel** est un point important, notamment parce qu'il est durable mais il est difficile à définir précisément (s'agit-il du retour à un aspect à peu près similaire au paysage initial, ou pourrait-on prendre en compte l'accoutumance du public ?).

Les **impacts environnementaux** tels qu'évalués dans cette expertise (voir Volet 1, « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols » et « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité »), sont à la croisée des préoccupations du grand public, des ONG, des gestionnaires et potentiellement sur un plan juridique. Cela concerne :

- la question de la **surface minimale** en deçà de laquelle il n'y a plus d'effets négatifs (seuil en deçà de 0,5 ha pour certains facteurs physicochimiques) sachant, par ailleurs, qu'il n'a pas été possible d'identifier de seuils (correspondant *a priori* à des surfaces plus élevées) au-dessus duquel les effets augmenteraient fortement ;
- les « **pressions » locales** qui varient fortement en fonction des sites et stations, des modalités de mise en œuvre de la coupe (facteurs liés à l'exploitation forestière) et des itinéraires de régénération post-coupe (traitement des rémanents, préparation du sol, modalités de régénération, etc.). Il serait probablement possible de résumer ces conditions au niveau de la parcelle mais aussi du paysage sous la forme d'**indicateurs multivariables** ;

- les **décisions** à prendre sur le terrain, qui seront autant de **compromis** à définir en fonction des risques pour l'écosystème et pour les services rendus à la société et de la rentabilité de la gestion pour le propriétaire, avec, en arrière-plan, le contexte évolutif du changement climatique.

Le travail présenté ici confirme la complexité intrinsèque du sujet et la difficulté de satisfaire les attentes des différentes parties prenantes vis-à-vis, en particulier, d'une définition précise et irréfutable de la coupe rase. Pour autant, nous sommes convaincus qu'une co-construction de définitions rapprochant davantage encore la sylviculture des sciences sociales et de l'écologie permettrait de surmonter en partie les difficultés sur lesquelles butent les travaux actuels.

1.5 Références bibliographiques

Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. Revue forestière française 51, 469–486. https://doi.org/10.4267/2042/5456

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Bigot de Morogues, P.M.S., 1822. Essai sur les moyens d'améliorer l'agriculture en France, particulièrement dans les provinces les moins riches, notamment en Sologne. Tome 2. Tourneux Libraire et Huzard-Courcié Imprimerie, Paris.

De Ferrière, C.-J., 1749. Dictionnaire de droit et de pratique. Tome 1, contenant l'explication des termes de droit, d'ordonnances, de coutumes & de pratique. Avec les jurisdictions de Franc. Troisième édition. Librairies Babuty Fils.

Gilbert, C., Henry, E., 2012. La définition des problèmes publics : entre publicité et discrétion. Revue française de sociologie 531, 35–59. https://doi.org/10.3917/rfs.531.0035

Huffel, G., 1927. Les méthodes de l'Aménagement Forestier en France. Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherches et Expériences Forestières 230.

Keenan, R., Kimmins, J.P., 1993. The ecological effects of clear-cutting. ENVIRON.REV. 1, 121–144. https://doi.org/10.1139/a93-010

Nieuwenhuis, M., 2000. Terminology of Forest Management Planning. Terms and Definitions in English - Equivalent terms in German, French, Spanish, Italian, Portuguese and Japanese., IUFRO World Series. ed. IUFRO, Vienna.

Reuss, E., Blais, R., 1938. Une légende forestière : le tire et aire. Annales de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts et de la Station de Recherches et Expériences Forestières 7, 1–166.

Smith, D.M., 1986. The practice of silviculture, Eighth Edition. ed. John Wiley & Sons, New-York.

Société nationale d'agriculture de France, 1897. Coupes blanches dans les forêts. Bulletin des séances de la Société nationale d'agriculture de France : compte rendu mensuel 159–161.

Vauban, S. d, 1701. Traité de la culture des forêts.

Volet 1 | Thème 1. Définition des coupes rases

Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 14
2.2 Matériel et méthode 38
2.3 Définitions de quelques termes de concepts clés en sylviculture 39
2.4 Réponses à la question posée 40
2.4.1 Définitions et contextualisation des coupes de renouvellement pratiquées en France métropolitaine 40
2.4.2 Autres coupes de régénération pratiquées à l'étranger 44
2.4.3 Pratiques de rétention d'arbres pour la biodiversité 46
2.5 Perspectives 46
2.6 Références bibliographiques 47

Rédacteurs

Marion **Gosselin,** INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France

Contributeurs

Eric **Lacombe**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France

David **Pothier**, Université Laval, Département des sciences du bois et de la forêt, Québec, Canada

Philippe **Nolet**, Université du Québec en Outaounais, ISFORT, Département des Sciences Naturelles, CEF, Ripon, Canada

Jeanne **Muller**, GIP Ecofor, Paris (75), France

2.1 Contexte et problématique

Un focus important est placé dans le cadre de cette expertise sur la coupe rase, qui est une modalité de coupes de renouvellement. Pour autant, il est important :

- de replacer cette modalité de renouvellement parmi les autres modalités pratiquées dans le contexte de la France métropolitaine ;
- d'élargir cette analyse à la dimension internationale, notamment en climat tempéré et boréal d'où est issue une part importante de la littérature internationale (voir notamment Volet 1, « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols » et « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité »), dans le souci de faire le meilleur usage de cette dernière, en évitant les confusions d'ordre terminologique notamment.

2.2 Matériel et méthode

À l'image de la définition de la coupe rase (voir « Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? »), le sujet des modalités de régénération ne fait pas l'objet d'une littérature scientifique importante dans des revues à comité de lecture. Les descriptions sont partielles, généralement liées à des contextes régionaux spécifiques (États-Unis, Canada et singulièrement le Québec, pays germanophones, etc.) et figurent dans des ouvrages parfois difficiles d'accès. La consultation d'ouvrages spécialisés (Yelle, 2006 ; Stringer, 2006 ; Pelletier, 2018 ; North Central Research Station, 2007 ; Ministère des Ressources naturelles, 2003 ; Larouche *et al*., 2013 ; Lanier *et al.*, 1994 ; Gustafsson *et al*., 2010, 2020 ;

Guillemette *et* Bédard, 2006 ; Dubourdieu, 1997 ; Gouvernement du Canada, n.d. ; Boudru, 1989 ; Bastien *et* Gauberville, 2011 ; Bastien, 1997 ; Schütz, 1997) ainsi que d'experts français (Eric Lacombe, AgroParisTech ; Céline Méredieu, INRAE) et québécois (David Pothier, Université Laval ; Philippe Nolet, ISFORT) ont permis de rassembler les informations synthétisées ci-après qui ont été mises à disposition des acteurs de l'expertise collective.

Dans la mesure du possible, la définition des différents termes a été complétée par des éléments de contexte propres à la France métropolitaine.

2.3 Définitions de quelques termes de concepts clés en sylviculture

Avant de définir les modalités de régénération, nous définissons ci-dessous quelques termes et concepts de base en sylviculture qui peuvent être utiles au lecteur.

Abri : *« Écran constitué par la végétation forestière, réduisant les effets climatiques indésirables et améliorant ainsi l'ambiance forestière. L'abri peut être vertical ou latéral »* (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Conversion : « *Traitement transitoire qui consiste à passer d'un régime sylvicole à un autre, notamment du régime du taillis simple ou du taillis sous futaie au régime de futaie, sans changer d'essence* » (Bastien *et* Gauberville, 2011). Cela peut aussi s'appliquer au passage de la futaie régulière vers la futaie irrégulière par des coupes jardinatoires

Futaie : « *Régime sylvicole fondé sur la reproduction sexuée des arbres »* ou *« Peuplement forestier composé d'arbres issus de semis ou de plants »* ou *« synonyme de réserves d'un taillis sous futaie* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Peuplement : ensemble homogène d'arbres en matière de structure (c'est-à-dire le régime, de futaie ou de taillis, et le traitement, régulier ou irrégulier) et de composition en essences principales, ayant une surface minimale de 0,5 ha, qui est la limite de taille de trouée faisant la différence entre une futaie régulière par parquets et une futaie irrégulière.

Rajeunissement : en sylviculture, « *renouvellement d'un taillis par coupe rase, opération à l'origine d'un processus de rajeunissement des cépées* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Régénération : « *ensemble des interventions sylvicoles de renouvellement d'un peuplement forestier par voie sexuée (naturelle ou artificielle). Remarque : la multiplication végétative du taillis est un rajeunissement* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Régime sylvicole : « *Mode de renouvellement d'un peuplement forestier. On distingue fondamentalement deux régimes : (i) le taillis et (ii) la futaie. Le taillis sous futaie est la combinaison des deux régimes* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Renouvellement des peuplements : désigne le « *remplacement d'une génération d'arbres par voie naturelle ou artificielle* » (Bastien *et* Gauberville, 2011). Le renouvellement par **voie sexuée** (c'est-à-dire par régénération) s'acquiert grâce à des coupes dites de régénération qui permettent la mise en lumière du sol et, le cas échéant, du houppier des semenciers, et le développement des jeunes semis ou plants. Ces coupes permettent à la fois de récolter un peuplement forestier et de le renouveler ensuite par voie naturelle ou artificielle. **Le renouvellement peut se faire en plein (par parcelle ou parquets en traitement régulier) ou de façon diffuse (par trouées en traitement irrégulier).** Le renouvellement par **voie végétative** (c'est-à-dire par rajeunissement) s'acquiert par rejet de souche après des coupes dites de rajeunissement.

Rétention : Pratique sylvicole qui consiste à laisser, lors des coupes de régénération, des éléments supports de biodiversité : arbres vivants, isolés ou en bouquets, zones tampons non exploitées en bordure de lacs, cours d'eau ou mares, bois mort sur pied ou au sol, y compris bois mort créé pour

l'occasion (par exemple des souches hautes). Les mesures de rétention ne sont pas prises au service de la régénération, mais de la biodiversité (d'après Gustafsson *et al*., 2010, 2020 ; voir Volet 1, Thème 5, Question 6. Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ?).

Semencier : « *Arbre susceptible de produire des graines et participant au renouvellement du peuplement forestier. Il est généralement choisi pour ses bonnes qualités phénotypiques* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Structure forestière : « *Organisation spatiale d'un peuplement forestier, du point de vue de la répartition des tiges, distinguée par catégorie de grosseurs ou par strate. On distingue deux grands types de structures : régulière et irrégulière, la structure jardinée n'étant qu'un cas particulier de la structure irrégulière. Remarque : le taillis sous futaie regroupe une structure régulière avec le taillis simple et une structure irrégulière avec la réserve* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Taillis : désigne un « *peuplement forestier issu de rejets de souche ou de drageons, dont la perpétuation est obtenue par des coupes de rajeunissement* » (Bastien *et* Gauberville, 2011). Plusieurs tiges, issues de bourgeons réactivés par une coupe, partent d'une même base et forment une cépée. Le terme taillis désigne également le régime du même nom, c'est-à-dire le rajeunissement par voie végétative. Il est également utilisé pour désigner une strate issue de souches ou de drageons dans un peuplement composé par ailleurs d'arbres de futaie (en taillis sous futaie par exemple, mais aussi en futaie où le sous-étage est également du taillis).

Traitement sylvicole : « *Ensemble des interventions (coupes et travaux sylvicoles) appliquées à un peuplement en vue de le maintenir ou de le faire évoluer vers une structure déterminée* » (Bastien *et* Gauberville, 2011), c'est-à-dire soit vers une structure régulière, soit vers une structure irrégulière, soit vers un mélange des deux structures dans le cas particulier du traitement de taillis sous futaie (mais ce dernier n'est pratiquement plus pratiqué). Par simplification, le traitement (ou les grandes catégories de traitements) peut être vu comme la combinaison entre un régime (futaie ou taillis) et une structure (régulière ou irrégulière). Ne pas confondre avec Régime sylvicole (voir définition ci-dessus).

Transformation : « *Modification de la composition d'un peuplement forestier par substitution d'essences, avec ou sans changement de structure* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Trouée : « *Ouverture plus ou moins importante créée dans un couvert forestier, dans celui d'une formation buissonnante ou herbeuse dense et haute* » (Bastien *et* Gauberville, 2011). Dans un peuplement forestier, les trouées créées par la mort d'arbres, ou par les coupes d'exploitation forestière, réinitient une succession végétale. « *Le retour à la composition d'origine peut être rapide au niveau des petites trouées, ou plus lent au niveau des grandes trouées, où se succèdent alors les phases pionnière, transitoire puis de maturité* » (Bastien *et* Gauberville, 2011).

2.4 Réponses à la question posée

2.4.1 Définitions et contextualisation des coupes de renouvellement pratiquées en France métropolitaine

Dans un premier temps, nous présentons les modalités plus ou moins couramment mises en œuvre en France métropolitaine. Leur place dans le contexte national est brièvement mentionnée.

Coupe rase : coupe unique portant sur la totalité du peuplement et précédant généralement sa régénération artificielle (Bastien *et* Gauberville, 2011). Pour plus de détails, le lecteur se reportera à la « Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? ».

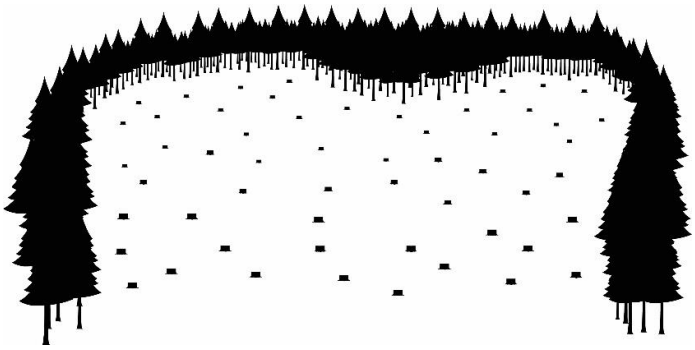


Figure 1.2-1 : Coupe rase : la totalité des arbres matures est enlevée en une seule fois. Croquis RGL Studio

- traitement sylvicole : futaie régulière ;
- pratique : la coupe rase est concentrée dans quelques régions : Landes de Gascogne, Limousin, Morvan, etc. (voir Volet 1, Thème 2, « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? » et « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). Globalement, elle est moins importante que les coupes progressives décrites ci-dessous.

Coupes progressives visant l'obtention d'une régénération naturelle : série de coupes, étalées sur une période limitée de temps (souvent sur une dizaine d'années mais pouvant aller jusqu'à 1/2 révolution en Europe, 1/5 révolution au Québec), destinée à régénérer un peuplement en permettant aux semis préexistants de se développer mais aussi (et surtout) à de nouveaux semis de s'implanter sous le couvert de semenciers (et non dans des trouées). Les semenciers sont maintenus en forte densité et progressivement récoltés par des coupes partielles successives, au fur et à mesure de l'acquisition de la régénération. Les coupes progressives comprennent successivement (Figure 1.2-2) : une **coupe d'ensemencement**, qui permet l'installation de la régénération naturelle en mettant en lumière le houppier des semenciers et qui s'accompagne parfois d'un relevé de couvert (prélèvement des petits bois et du sous-étage) ou d'un furetage du taillis (Sardin, 2008) ; une ou plusieurs **coupes secondaires**, qui favorisent le développement des semis, en réduisant progressivement l'abri (c'est-à-dire la densité de couvert arboré) et en augmentant l'arrivée de lumière au sol ; une **coupe définitive**, sur semis acquis, qu'elle met en pleine lumière, en récoltant les derniers arbres semenciers du peuplement (d'après Bastien *et* Gauberville, 2011 ; Dubourdieu, 1997 ; Larouche *et al*., 2013).

Figure 1.2-2 : Cycle de coupes progressives de régénération. De gauche à droite : Coupe d'ensemencement, première coupe secondaire, deuxième coupe secondaire, coupe définitive sur semis acquis. Croquis RGL Studio

- traitement sylvicole : futaie régulière ;
- pratique : c'est le mode de régénération le plus répandu, plus particulièrement dans les forêts publiques (voir Volet 1, Thème 2, « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? ») mais aussi en forêt privée pour les chênes et les châtaigniers.

Coupe définitive directe sur semis acquis : cette coupe consiste, dans le cas d'essences de lumière pour lesquelles les semis sont réguliers et abondants, à régénérer naturellement le peuplement par la mise en lumière de semis déjà présents dans les peuplements matures éclaircis, en réduisant à une

seule coupe le cycle de coupes progressives (c'est-à-dire en s'affranchissant des étapes de coupe d'ensemencement et de coupes secondaires). À la différence d'une coupe rase *sensu stricto*, le sol n'est pas mis à nu puisque les semis sont déjà acquis au moment de la coupe. Ne pas confondre avec les cas de coupe unique, c'est-à-dire coupe rase sans semis acquis, suivies de régénération naturelle par germination de la banque de graines du sol ou apport de semis par les peuplements voisins (Chabaud *et* Nicolas, 2009).

- traitement sylvicole : futaie régulière.

Coupe d'ensemencement par bandes : parfois désignée sous le terme de coupe rase par bandes. Ce mode de renouvellement s'applique essentiellement aux pineraies de pin sylvestre mais a été réalisé dans des chênaies.

- traitement sylvicole : futaie régulière ;
- pratique en France métropolitaine : fréquemment utilisée autrefois, cette pratique est devenue très rare et n'est plus recommandée (Chabaud *et* Nicolas, 2009, p. 119).

Coupes irrégulières (ou coupes jardinées *sensu lato*) : ces coupes partielles visent simultanément à récolter, améliorer le peuplement et obtenir l'installation de nouvelles cohortes de régénération sous le couvert d'arbres matures jouant le rôle de semenciers et d'abris. On distingue communément :

- les **coupes de conversion en futaie irrégulière**, ou coupes **jardinatoires** (destinées à faire évoluer le peuplement vers une structure inéquienne, sans recherche d'équilibre des classes d'âge à l'échelle de la parcelle (Schütz, 1997 ; Bastien *et* Gauberville, 2011) ;
- les **coupes de futaie irrégulière**, ou coupes de **jardinage** dans des peuplements déjà irréguliers, en recherchant en général un « état d'équilibre » (aujourd'hui précisé dans les typologies des peuplements) à l'échelle de la parcelle, qu'il s'agisse de coupes **pied-à-pied** (coupe d'arbres individuels, dispersés, d'âges différents, produisant de petites trouées < 0,1 ha favorables à la régénération d'essences tolérantes à l'ombre) ou **par trouées** (coupe de groupes d'arbres sur des surfaces de 0,1 à 0,5 ha, assez vastes pour permettre la régénération d'espèces ne tolérant pas l'ombre) (d'après Bastien *et* Gauberville, 2011, voir Figure 1.2-3).

Figure 1.2-3 : Coupes irrégulières pied par pied (à gauche) ou par trouées de quelques arbres (à droite). Croquis RGL Studio

- traitement sylvicole : futaie irrégulière
- pratique : globalement minoritaire, la coupe de jardinage est relativement répandue dans le Jura et les Alpes notamment. En forêt privée de plaine, les documents d'aménagement donnent au traitement irrégulier et à la coupe jardinatoire une part significative depuis une dizaine d'années (Sevrin, communication personnelle).

Coupes de rajeunissement de taillis : coupe unique de la totalité des tiges d'un taillis, au ras du sol, pour obtenir leur rajeunissement par voie végétative (rejets de souches) (d'après Bastien *et* Gauberville, 2011).

a) au moment de la coupe (châtaignier) b) Rejets de souche au printemps suivant (chêne vert) c) Tiges de taillis issues des rejets (chêne vert)

Figure 1.2-4 : Principe de la coupe de rajeunissement de taillis. Crédits photos : © Sylvain Gaudin, CNPF (a), © Bernard Petit, CNPF (b), © Joël Perrin CNPF (c)

- traitement sylvicole : taillis simple ;
- pratique : en diminution lente mais régulière depuis plusieurs décennies, le taillis dit simple (par rapport à une forme très minoritaire appelé le taillis fureté, dans lequel on ne récolte que les brins les plus gros.) reste largement pratiqué dans la zone méditerranéenne pour la production de bois énergie ;
- autre traitement sylvicole : conversion vers la futaie régulière. Ailleurs, les taillis vieillissent le plus souvent sans intervention et évoluent vers une structure de futaie, mais les coupes de bois énergie augmentent également. Les meilleurs taillis de châtaignier étaient convertis en futaie mais les maladies (chancre et encre) en ont eu raison. Ces opérations se font toujours dans les meilleurs taillis de chênes.

Coupe d'abri : la régénération sous abri consiste à installer une plantation d'essences tolérantes à l'ombre sous l'abri d'un taillis ou taillis sous futaie préalablement éclairci, ou sous l'abri de résineux en futaie. Il s'agit de protéger les semis ou plants vis-à-vis du soleil et du vent. Après quelques années, l'abri est entièrement récolté, plus ou moins progressivement, pour libérer la plantation ; on parle alors de coupe d'abri.

- traitement sylvicole : futaie régulière ;
- pratique : fréquente dans les années 1970-1980, la coupe d'abri est très peu pratiquée actuellement (on manque de données) mais suscite un regain d'intérêt en raison des changements climatiques, pour protéger les jeunes arbres de la sécheresse et de la chaleur.

Figure 1.2-5 : Coupe d'abri, avec plantation de résineux sous le couvert de tiges de taillis qui seront récoltées une fois la plantation bien installée. Croquis RGL Studio

2.4.2 Autres coupes de régénération pratiquées à l'étranger

À ces coupes de régénération plus ou moins fréquentes en France métropolitaine, on peut ajouter quelques modalités mises en œuvre principalement en Scandinavie et en Amérique du Nord, particulièrement au Canada. Cette liste n'est pas exhaustive ; sont prioritairement mentionnés ici les types de coupes qui ont fait l'objet de travaux scientifiques analysés pour la présente expertise.

Coupe avec réserves servant de semenciers (*Seed-tree system*) : mode de régénération qui consiste à exploiter la quasi-totalité du peuplement en une seule coupe en fin de révolution, à l'exception d'un petit nombre de semenciers (5-30/ha) laissés seuls ou en petits groupes, mais uniformément répartis sur l'ensemble de la surface pour assurer une distribution homogène des semis (Larouche *et al*., 2013, pp. 387–388). À la différence des coupes progressives de régénération, il n'y a qu'une coupe d'ensemencement, pas de coupes secondaires, les semenciers maintenus sont en densité plus faible et rarement récoltés une fois la régénération acquise (volume trop faible pour que la récolte soit rentable). Cette méthode de gestion est appliquée aux arbres dont les graines sont transportées par le vent, comme les pins (pas celles qui sont lourdes et qui ne voyagent pas très loin de l'arbre d'origine).

- traitement sylvicole : futaie régulière ;
- pratique : ces coupes sont pratiquées majoritairement en Amérique du Nord.

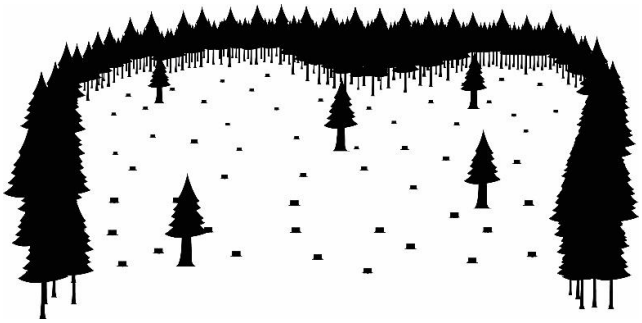


Figure 1.2-6 : Coupe avec réserves servant de semenciers. À la différence des coupes progressives, seul un petit nombre de semenciers sont maintenus sur pied le temps de la régénération. À la différence des coupes rases avec rétention, les arbres maintenus le temps de la régénération peuvent être exploités ensuite. La régénération est acquise grâce aux graines issues de ces semenciers, en complément de la banque de graines du sol et de celles des peuplements adjacents apportées par le vent. Croquis RGL Studio

Système bi-étagé : dans une optique de production de bois, ce système est initié soit par une coupe rase avec maintien de surréserves (modalité adaptée aux essences de lumière), soit par une série de coupes progressives (pour les essences tolérantes à l'ombre) maintenant à la fin un nombre défini de surréserves, c'est-à-dire d'arbres de belle qualité qui seront maintenus une révolution supplémentaire à des fins de production de très gros arbres ainsi que d'ensemencement (voir Figure 1.2-7). À la différence des coupes progressives décrites précédemment, les semenciers sont maintenus sur toute la durée du cycle sylvicole suivant (même quand les semis se sont déjà installés) dans une optique de production de bois, si bien que deux cohortes (ou classes d'âge) coexistent pendant toute la durée du cycle sylvicole ; des arbres adultes d'âge compris entre une et deux fois l'âge d'exploitabilité, et de jeunes arbres de régénération d'âge inférieur à l'âge d'exploitabilité (Stringer, 1998).

- traitement sylvicole : à la limite entre futaie régulière et irrégulière (deux classes d'âge) ;
- pratique : ces coupes sont particulièrement pratiquées en Amérique du Nord, mais ce système existe aussi dans les Vosges (étage dominant de pin sylvestre, sous-étage de sapin pectiné, le pin sylvestre étant conduit en une révolution équivalente à deux révolutions de sapin).

Figure 1.2-7 : Système bi-étagé. Aspect d'un peuplement quelques années après la coupe de régénération. Croquis M. Gosselin d'après Stringer (1998)

Coupe (de régénération) avec protection des petites tiges marchandes : méthode de gestion canadienne de forêts résineuses qui consiste (i) à récolter, en un seul passage, les arbres dont le diamètre à 1,30 m est supérieur à un diamètre seuil de 13, 15 ou 17 cm (soit environ 70 à 90 % du volume marchand) et (ii) à conserver le plus grand nombre possible d'arbres résineux dont le diamètre est inférieur à ce seuil (semis, gaules et petites tiges marchandes). Ce système permet de conserver en partie la structure irrégulière des peuplements, mais ne laisse après la coupe que de jeunes arbres.

- traitement sylvicole : intermédiaire entre futaie régulière et irrégulière ;
- pratique : ce type de coupes, largement pratiqué au début du XXe siècle en Finlande et en Suède notamment semble à l'origine d'une dégradation de la ressource forestière et a été interdite, ce qui a conduit à introduire et généraliser les coupes rases (Taneli Kolström, communication personnelle). De même, une pratique inadéquate (prélèvements très forts) de la futaie irrégulière a conduit à la même époque au retour de la coupe rase dans les États de l'Oregon et de Washington (Kimmins, 1997).

Coupes irrégulières/progressives de régénération naturelle par trouées (*Femelschlag*[24] en Allemagne, Coupes Progressives Irrégulières à régénération lente (CPI-RL) au Canada) : ces coupes, pratiquées en futaie régulière, visent l'obtention d'une régénération naturelle de peuplements mélangés (surtout des mélanges sapin, épicéa et hêtre). Elles procèdent par série de coupes successives, étalées sur une période limitée de temps (1/2 révolution en Europe, 1/5 révolution au Québec, pour rester dans le système de la futaie régulière) ; dans un premier temps, la récolte de groupes d'arbres (*Femelschlag*) permet une régénération optimale des essences d'ombre (par exemple, sapin, hêtre). Dans un second temps, l'élargissement concentrique des trouées (ou noyaux de régénération) permet l'installation d'essences de semi-ombre (par exemple, épicéa) ou de lumière (par exemple, pins, mélèzes). Il en résulte une diversité importante (et peu courante) de régénération (Larouche et al., 2013, pp. 457–470).

- traitement sylvicole : à la limite entre futaie régulière (régénération par coupes progressives) et irrégulière (jardinage par trouées) (voir figures 16 et 17 dans van der Kelen et Lessard (2004) ;
- pratique : ces coupes sont relativement répandues dans les pays germaniques et se pratiquent au Canada sous l'appellation « Coupes Progressives Irrégulières (CPI) à régénération lente ». En France, elles ne sont pas pratiquées en futaie régulière où les coupes progressives sont la règle. Elles s'apparentent aux coupes mises en œuvre dans les futaies irrégulières des Alpes

[24] Voir ici : https://www.spektrum.de/lexikon/biologie/femelschlag/24090)

françaises sous le terme de « renouvellement par trouées » (Gauquelin *et* Courbaud, 2006 ; Ladier *et al*., 2012).

2.4.3 Pratiques de rétention d'arbres pour la biodiversité

La rétention est une pratique sylvicole qui consiste à laisser, lors des coupes (quelles qu'elles soient ; régénération ou amélioration), des éléments supports de biodiversité ; arbres vivants, isolés ou en bouquets, zones tampons non exploitées en bordure de lacs, cours d'eau ou mares, bois mort sur pied ou au sol, y compris bois mort créé pour l'occasion (*e.g*. souches hautes). Les mesures de rétention ne sont pas prises au service de la régénération, mais de la biodiversité.

Appliquée au cas des coupes rases, la rétention consiste à maintenir sur pied une certaine proportion de tiges (2 à 15 %, voire plus dans le cas d'études expérimentales) au service de la biodiversité. On parle alors de « coupe rase avec rétention ». Les arbres maintenus sont soit épars soit regroupés en îlots. Ils sont maintenus durant la totalité du cycle sylvicole suivant.

Ces pratiques ont été définies en Scandinavie à la fin des années 1990 où les coupes rases de grande taille sont le mode de régénération dominant. Elles sont désormais pratiquées sur plusieurs continents, la plupart du temps à la suite de coupes rases. Les pratiques de rétention sont appliquées majoritairement dans le cas des coupes rases, mais peuvent s'appliquer à tout type de coupe (Gustafsson *et al*., 2010, 2020). En France, le terme « rétention » n'est pas couramment usité mais des pratiques de rétention existent : maintien plus ou moins systématique d'arbres ou îlots vivants à des fins de conservation (arbres-habitats, îlots de sénescence), maintien des îlots feuillus après coupe rase dans les Landes de Gascogne ou encore pratiques visant à préserver des éléments déjà identifiés comme favorables à la biodiversité – bois mort sous différentes formes, arbres vivants constituant des supports de biodiversité, fruitiers, etc. (Landmann *et al*., 2019).

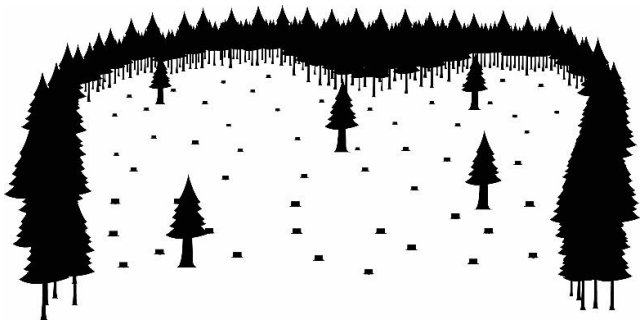


Figure 1.2-8 : Coupe rase avec rétention. À la différence des coupes avec réserves de semenciers, les arbres maintenus au service de la biodiversité ne sont pas coupés une fois la régénération acquise, ils restent sur pied tout le long du cycle sylvicole en tant qu'arbres-habitats. Les arbres de rétentions peuvent être isolés, comme ici, ou regroupés en îlots. Croquis RGL Studio

2.5 Perspectives

Cette description qualitative des modalités de coupes de régénération mériterait d'être complétée et consolidée par un travail approfondi au sein d'un groupe élargi de spécialistes de la sylviculture et de praticiens. Ce travail pourrait déboucher sur un **ouvrage de référence** à l'image de ceux qui existent au Québec (Larouche *et al*., 2013). Une contextualisation régionale ou biogéographique y trouverait sa place.

Une description quantitative des différentes modalités de coupes de régénération (description des différents types, et pour chaque type de coupe, surfaces concernées) à l'échelle de la France métropolitaine est certainement hors de portée car les situations sur le terrain reflètent plutôt un continuum plus que des situations tranchées et que les données d'inventaire forestier ne permettent

pas de rattacher. La diversité des essences présentes sur le territoire métropolitain ajoute à la complexité.

Un tel travail permettrait en outre de mettre mieux lumière les types de coupes insuffisamment étudiés et contribuerait aux réflexions actuelles sur la diversification des peuplements et des sylvicultures, ainsi que sur le potentiel et les difficultés de leur mise en œuvre.

2.6 Références bibliographiques

Bastien, Y., 1997. Sylviculture des chênes sessile et pédonculé 18 + annexes.

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Boudru, M., 1989. Forêt et sylviculture : traitement des forêts. Les Presses Agronomiques de Gembloux, A. S. B. L, Gembloux.

Chabaud, L., Nicolas, L., 2009. Guide des sylvicultures - Pineraies des plaines de Centre et du Nord-Ouest. Onf, Paris.

Dubourdieu, J., 1997. Manuel d'aménagement forestier. Office National des Forêts, Tec & Doc - Lavoisier, Paris.

Gauquelin, X., Courbaud, B. (Eds.), 2006. Guide des sylvicultures de montagne : Alpes du Nord Françaises. Cemagref, Cemagref, Grenoble.

Gouvernement du Canada, n.d. Glossaire forestier en ligne.

Guillemette, F., Bédard, S., 2006. Sylviculture des peuplements à dominance de feuillus nobles au Québec. Hors-série 1, 112.

Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczik, A.L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I., 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio 49, 85–97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1

Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup-Thygeson, A., 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: A review of ecological consequences. Scandinavian Journal of Forest Research 25, 295–308. https://doi.org/10.1080/02827581.2010.497495

Kimmins, H., 1997. Balancing Act/ Environmental Issues in Forestry, 2nd ed. University of British Columbia Press, Vancouver.

Ladier, J., Rey, F., Dreyfus, P. (Eds.), 2012. Guide des sylvicultures de montagne : Alpes du Sud Françaises. Aix-en-Provence.

Landmann, G., Augusto, L., Pousse, N., Gosselin, M., Cacot, E., Deleuze, C., Bilger, I., Amm, A., Bilot, N., Boulanger, V., Leblanc, M., Legout, A., Pitocchi, S., Renaud, J.-P., Richter, C., Saint-Andre, L., Schrepfer, L., Ulrich, E., 2019. GERBOISE : Gestion raisonnée de la récolte de Bois Energie Guide de recommandation et Observatoire des pratiques de récolte et évaluation d'outils de flux -. ADEME.

Lanier, L., Badré, M., Delabraze, P., Dubourdieu, J., Flammarion, J.P., 1994. Précis de sylviculture. 2° édition. Engref, Nancy.

Larouche, C., Guillemette, F., Raymond, P., Saucier, J.P. (Eds.), 2013. Le guide sylvicole du Québec. Tome 2. Les concepts et l'application de la sylviculture. Les publications du Québec, Québec.

Ministère des Ressources naturelles, de la faune et des parcs de Q., 2003. Manuel d'aménagement forestier. 4ieme Édition (mise à jour en février 2004). Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, de la faune et des parcs de Québec, Québec.

North Central Research Station, 2007. Forest Management 101. A handbook to forest management in the North Central Region 30.

Pelletier, L., 2018. Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023.

Sardin, T., 2008. Guide des sylvicultures. Chênaies continentales. Lavoisier - Office National des Forêts, Paris.

Schütz, J.P., 1997. Sylviculture 2 : La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, CHE.

Stringer, J.W., 2006. Two-age system and Deferment Harvests. Professional Hardwood Note.

Stringer, J.W., 1998. Two-aged silvicultural systems: diameter distribution and predictive models for determining minimum reserve tree diameters, Proceedings, 9th Biennial Southern Silviculture Research Conference.

van der Kelen, G., Lessard, G., 2004. Entre les coupes progressives et le jardinage par trouées : le cas des coupes progressives irrégulières. Synthèse de littérature 132.

Yelle, V., 2006. Des coupes à blanc socialement acceptables : Mission possible ou impossible ? FACULTÉ DE FORESTERIE ET GÉOMATIQUE - UNIVERSITÉ LAVAL, Québec.

Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases

En 1999, Barthod *et al.* publiaient une étude sur les coupes fortes et coupes rases en France métropolitaine. Elle reposait sur l'analyse de données collectées par l'Inventaire forestier national (IFN) sur la décennie des années 1980, complétée par l'examen de photographies aériennes. L'évaluation globale concluait que ces coupes concernaient annuellement une superficie d'environ 104 300 ha (soit 0,8 % de la superficie forestière totale), pour environ 49 000 chantiers, soit une surface unitaire moyenne de 2,1 ha. Sur cette base, une analyse plus fine a permis de délivrer des résultats spatialisés, suivant une typologie des coupes, par classes de surface, par catégorie de propriétés, et par essences concernées.

Ce Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases a pour premier objectif d'actualiser les résultats statistiques en tirant parti des jeux de données de l'IFN (Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ?) et de l'ONF (Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ?). Il évalue également l'apport des technologies spatiales (Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ?) qui connaissent depuis quelques années un grand essor tant dans la conception de satellites performants que dans le traitement et l'utilisation des données acquises. Face à cette masse de données hétérogènes, il est pertinent aujourd'hui de réfléchir à la mise en place d'un système national de suivi opérationnel des coupes rases et fortes (Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ?), avec, en éléments de comparaison, les initiatives d'autres pays (Question 4. Quelle et la situation actuelle des systèmes d'alerte globaux par télédétection satellitaire ?).

Répondre à ces questions fait appel à différentes approches méthodologiques. Les descriptions associées aux placettes de l'inventaire forestier (IGN) et les relevés de terrain en forêt publique (ONF) font l'objet d'une analyse statistique. Sur les données satellitaires, il s'agit en premier lieu d'utiliser les bases de données accessibles au niveau mondial (UMD-GLAD) et national (INRAE). Celles-ci sont agrégées, et croisées avec des données IGN, de manière à restituer une estimation spatialisée des pertes de couvert arboré sur la période 2017-2020. En complément, le CNES décrit une approche innovante en radar, et la DRAAF Nouvelle-Aquitaine apporte un témoignage sur son utilisation de la télédétection dans un contexte opérationnel. Enfin, une réflexion plus globale, fondée sur la littérature scientifique, porte sur les besoins des utilisateurs (ministères, services de l'État, collectivités, gestionnaires, etc.), sur la complémentarité des différentes données et approches méthodologiques afin d'établir, dans la mesure du possible, un système de suivi continu statistiquement fondé des coupes rases en France.

La diffusion des données produites par les administrations et organismes de recherche est un sujet d'actualité. Un accès facilité, voire complètement ouvert, permettrait d'apporter des éléments factuels sur lesquels les débats en cours peuvent s'appuyer, à condition de partager aussi les clés d'interprétation.

Volet 1 | Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases

Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ?

Sommaire

1.1.1 Contexte et problématique 50
1.1.2 Définitions 51
1.1.3 Matériel et méthodes 52
1.1.3.1 Des chiffres avant les tempêtes Klaus et Lothar (1999) issus de la méthode d'inventaire par département 52
1.1.3.2 Quelle information peut-on tirer des données actuelles de l'inventaire forestier national ? 54
1.1.3.3 Prise en compte des coupes liées à des évènements exceptionnels 56
1.1.3.4 Perspectives dans le domaine de la connaissance sur les coupes rases 56
1.1.4 Quelques caractéristiques des peuplements faisant l'objet de coupes rases ou fortes 57
1.1.4.1 Les coupes rases et les coupes fortes dans les années 1980 selon l'IFN 57
1.1.4.2 Les coupes affectant plus de 50 % du couvert initial de l'étage dominant sur la période récente (2011-2020) selon l'IFN 58
1.1.4.2.1 Généralités 59
1.1.4.2.2 Analyse par catégorie de propriété 59
1.1.4.2.3 Analyse par région 60
1.1.4.2.4 Analyse par essence 62
1.1.4.2.5 Analyses combinées 63
1.1.5 Conclusion et perspectives 63
1.1.6 Références bibliographiques 64

Rédactrices

Stéphanie **Wurpillot**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Marianne **Duprez**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France

1.1.1 Contexte et problématique

L'IFN est une des missions de l'IGN, placé sous la tutelle des ministres chargés du développement durable et des forêts. L'IGN est chargé de l'**inventaire permanent des ressources forestières nationales**, indépendamment de toute question de propriété (article R. L.151.1[25] du code forestier). L'IFN figure depuis 2017 parmi les enquêtes à caractère obligatoire, reconnues d'intérêt général et de qualité statistique labellisé par le Conseil national de l'information statistique (CNIS).

L'IFN est la seule enquête renseignant sur les quantités et qualités de bois dans les forêts françaises sur l'ensemble du territoire métropolitain, et constitue à ce titre la référence sur les ressources forestières françaises. Elle détaille également la nature des surfaces forestières et produit ainsi une estimation de la superficie forestière totale[26]. Elle permet également de répondre partiellement aux obligations vis-à-vis des enquêtes internationales (évaluation des ressources forestières mondiales, Forest Europe, inventaire gaz à effet de serre notamment). L'enquête porte sur l'inventaire des ressources forestières et la connaissance de leur évolution, le suivi des écosystèmes forestiers, c'est-

[25] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026127813

[26] La superficie forestière est également fournie par l'enquête TERUTI du SSP (service statistique du MASA). Les chiffres fournis par TERUTI sont ajustés depuis 2017 aux surfaces forestières de l'inventaire forestier national.

à-dire pour l'essentiel sur les surfaces forestières, le stock, les volumes de bois, plus récemment la biomasse et le carbone dans le bois, les flux (accroissement, mortalité, prélèvements), la composition (espèces, classes d'âge, dimension des bois), et des données écologiques (composition floristique, pédologie, etc.) Les principales unités enquêtées sont des points du territoire (placettes de 25 m de rayon) et les arbres au sein de celles-ci. Le champ de l'enquête est l'ensemble de la forêt française métropolitaine avec une collecte d'informations détaillée sur la forêt dite « disponible pour la production »[27]. C'est la forêt où il est possible de produire du bois sans qu'une autre utilisation, ou les conditions physiques, ne viennent en empêcher l'exploitation (réserve intégrale, zone inaccessible, etc.) Elle couvre environ 95 et 5 % de la forêt française.

L'IFN a utilisé de 1958 à 2004 une méthode dite « départementale » ou « ancienne méthode ». Chaque année, une dizaine de départements étaient inventoriés. Les chiffres nationaux étaient le fruit de la compilation de résultats départementaux sur une dizaine d'années. À compter de 2005, l'enquête est toujours à deux phases statistiques (IGN, 2022 ; Bouriaud, 2020), mais la méthode d'inventaire forestier national a évolué pour inventorier chaque année, de manière systématique, l'ensemble du territoire métropolitain.

Dans un contexte où la pratique des coupes rases et fortes est particulièrement débattue et où son acceptation sociale est de plus en plus faible, il paraît important d'informer sur l'importance de ces coupes et leur évolution le plus objectivement possible avec les données disponibles qui couvrent plusieurs décennies.

Depuis les débuts de l'IFN, des données relatives aux coupes ont été collectées. Cet article décrit dans un premier temps la méthodologie appliquée et son évolution au cours du temps et présente, dans un second temps, un ensemble de résultats.

1.1.2 Définitions

Photo-interprétation : technique qui, à partir de l'observation de photographies aériennes, consiste à identifier et à délimiter les objets au sol. Ce premier inventaire est généralement suivi de la formulation d'hypothèses sur ce qui n'est pas directement visible mais souvent déduit de l'observation fine des objets et de leur environnement.

Précision statistique : l'inventaire forestier de l'IGN est de nature statistique. Il s'appuie sur un échantillon de placettes observées sur photographies aériennes et au sol ou d'arbres pour inférer des grandeurs (surface forestière, volume de bois, etc.) sur l'ensemble d'un territoire. Comme l'inventaire n'est pas exhaustif, il donne une estimation statistique des variables considérées et non une quantification directe. L'imprécision par nature aléatoire est caractérisée par un intervalle de confiance auquel la grandeur d'intérêt a une certaine probabilité d'appartenir. Ainsi, l'estimation moyenne $\pm 2 \times \sigma$ (où σ est l'estimation de l'écart-type de la moyenne) correspond à un intervalle de confiance à 95 %.

Coupes fortes et rases au sens de l'IFN pour cette étude :

- avant 2005 : les coupes fortes et rases regroupent plusieurs types de coupes (voir Tableau 2.1.1-1). Il s'agit de la prise en compte exhaustive de toutes les coupes susceptibles d'avoir un impact visuel ou paysager fort. Cette définition englobe les coupes rases au sens strict (d'un point de vue sylvicole) mais également toute coupe conduisant à la disparition de plus de 50 % de l'étage dominant. La surface d'observation est l'ensemble de la coupe incluant le centre de la placette d'inventaire.

[27] La forêt non disponible pour la production, appelée « autre forêt » couvre environ 1 Mha (5 % de la superficie forestière). Elle ne fait l'objet actuellement que d'une description en termes de superficie.

- à partir de 2005 : l'IFN identifie les coupes de moins de 5 ans et les qualifie en fonction du taux de couvert libre recensable prélevé. Dans le cadre de cette étude, les coupes pour lesquelles sur la placette de 0,2 ha, la coupe a enlevé au moins 50 % du couvert libre, recensable et vivant avant la coupe sont qualifiées de coupes fortes. Celles pour lesquelles ce pourcentage atteint 90 % ou plus sont qualifiées de coupes rases. Il ne s'agit pas forcément de coupes rases d'un point de vue sylvicole.

Surface momentanément déboisée au sens de l'IFN : surface de forêt dont le couvert par des arbres est temporairement au-dessous du seuil de couvert de 10 %. Depuis 2009, une donnée spécifique permet de caractériser cet état directement sur le terrain.

Surface parcourue en coupe au sens de l'IFN : surface statistique calculée à partir des placettes d'inventaire pour lesquelles au moins un arbre recensable (circonférence > 23,5 cm) a été coupé.

Tableau 2.1.1-1 : Synthèse sur la définition des coupes rases et fortes utilisée pour cette étude

<table>
<tr><th>IFN (avant 2005)</th><th>IFN (depuis 2005)</th></tr>
<tr><td>1 - Coupe rase suivie de défrichement</td><td>Estimation non disponible pour le moment mais méthode en cours d'évaluation pour la produire</td></tr>
<tr><td>2 - Coupe rase non suivi de l'installation d'un peuplement au moment de l'observation</td><td rowspan="4">Coupe enlevant plus de 90 % du couvert vivant recensable libre total avant la coupe</td></tr>
<tr><td>3 - Coupe définitive (y compris de taillis) accompagnée par l'installation naturelle d'un peuplement</td></tr>
<tr><td>4 - Coupe rase suivie d'une plantation (ou de travaux préparatoires)</td></tr>
<tr><td>6 - Coupe totale de l'étage dominant
N.B. : il peut perdurer alors un sous-étage</td></tr>
<tr><td>5 - Coupe totale des interbandes dans un reboisement en bandes</td><td rowspan="2">Coupe enlevant plus de 50 à 90 % du couvert vivant recensable libre total avant la coupe</td></tr>
<tr><td>7 - Coupe forte ayant enlevé plus de 50 % de l'étage dominant, mais pas tout l'étage dominant</td></tr>
</table>

1.1.3 Matériel et méthodes

Pour ce qui concerne les données de l'IFN antérieures à 2004, les auteurs se sont largement appuyés sur les travaux de l'IFN résumés dans l'article de Barthod *et al*. (1999). Pour les années les plus récentes, les résultats ont été produits grâce à l'outil de calcul de résultats de l'inventaire forestier (OCRE).

1.1.3.1 Des chiffres avant les tempêtes Klaus et Lothar (1999) issus de la méthode d'inventaire par département

L'IFN a suivi de 1958 à 2004 une méthode au niveau départemental avec en moyenne moins de dix départements inventoriés chaque année. Certains départements ont été inventoriés quatre fois sur la période citée, d'autres trois fois et quelques-uns seulement deux fois. L'ensemble des départements métropolitains a été couvert pour la première fois en 1981. Les chiffres nationaux à partir de cette date étaient simplement la compilation de résultats départementaux obtenus sur une période d'une douzaine d'années voire davantage.

Pour chaque département, une surface de forêt momentanément déboisée (**variable d'état**) était évaluée à chaque cycle d'inventaire. La compilation de ces surfaces à l'échelle nationale permettait de disposer d'une surface nationale à une date donnée, synthèse d'une douzaine d'années d'observation sur le terrain. Barthod *et al*. (1999) fournissent cette surface momentanément déboisée au 31 décembre 1997.

À partir des années 1980, afin de disposer de **variables de flux**, des comparaisons d'inventaire ont été mises en place. Cela consistait, lors d'un nouveau cycle d'inventaire sur un département, à examiner, sur les **photographies aériennes les plus récentes, la situation des placettes de l'inventaire précédent.** Ce travail de photo-interprétation de photographies aériennes avec une vision stéréoscopique permettait de déterminer de manière assez précise si la placette avait subi une coupe rase ou forte. Dans certains cas, une visite de terrain aidait à lever le doute entre différentes catégories :

1. Coupe rase suivie de défrichement ;
2. Coupe rase non suivie de l'installation d'un peuplement (le terrain passe à l'état de « lande », dans l'attente d'une éventuelle recolonisation naturelle ou d'une plantation ultérieure) ;
3. Coupe définitive, y compris de taillis, accompagnée par l'installation naturelle d'un peuplement ;
4. Coupe rase suivie d'une plantation (ou de travaux préparatoires) ;
5. Coupe totale des interbandes dans un reboisement en bande ;
6. Coupe totale de l'étage dominant ;
7. Coupe forte ayant enlevé plus de 50 % de l'étage dominant, mais pas tout l'étage dominant.

Dans le contexte de cette expertise, **les types de coupes importantes sont :**

- **les coupes rases au sens strict** : **(4) les coupes rases suivies d'une plantation** (ou de travaux préparatoires) et **(2) les coupes rases non suivies de l'installation d'un peuplement** (le terrain passe à l'état de « lande », dans l'attente d'une éventuelle recolonisation naturelle ou d'une plantation ultérieure) ;
- **les coupes définitives dans le cadre de la régénération naturelle et les coupes de taillis (3)**.

Ces trois types de coupes sont nommés « coupes de régénération ».

Les autres coupes fortes sont :

- des coupes des interbandes dans un reboisement en bande (5) ;
- des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant (6) ;
- des éclaircies fortes (7) ;
- des coupes préparatoires à la régénération (7) ;
- des coupes de type taillis-sous-futaie (enlèvement de tout le taillis et d'une partie des tiges de l'étage dominant) (7).

Cette évaluation prenait ainsi en compte **l'ensemble des coupes susceptibles d'avoir un impact visuel ou paysager fort, et non seulement des coupes de régénération des peuplements forestiers.**

La **taille de la coupe** était notée et ensuite regroupée selon les classes suivantes : 0-1 ha, 1-4 ha, 4-10 ha, 10-25 ha, 25-40 ha, plus de 40 ha.

L'**intervalle de temps entre le terrain et l'observation des photographies** était de 6 à 12 ans avec une moyenne à 8,6 ans. Dans cette contribution, la période moyenne concernée est 1980-1988 mais les périodes extrêmes sont 1974-1983 et 1988-1994. Les valeurs sont ramenées à l'année.

L'application de cette méthode permet d'obtenir des résultats statistiques avec un intervalle de confiance (à 95 %) au niveau national de l'ordre de 2,4 %, ce qui est relativement précis (évaluation à

quelques milliers d'hectares près). L'erreur opératoire, liée à la qualité de la photo-interprétation, n'est pas quantifiée.

La méthode permet de fournir des données sur les coupes rases et fortes selon les critères suivants :

- type de coupe ;
- classe de surface ;
- classe de propriété ;
- essence dominante ;
- région administrative.

Ce travail, mené en 1998-1999, permet de disposer d'une vision assez précise des coupes rases et fortes pendant la décennie 1980. Cependant, il est difficile d'envisager la répétition de l'exercice à l'échelle nationale à une autre période sans recourir à nouveau à une photo-interprétation des placettes d'inventaire faites dans le passé sur le terrain. En effet, avant les années 1980, peu de départements avaient deux cycles d'inventaire disponibles et après 1999, il n'a pas semblé approprié de combiner des départements inventoriés deux fois avant les tempêtes Lothar et Martin et d'autres inventoriés avant et après. À compter de 2005, avec l'adoption de l'inventaire annuel et systématique, cette méthode de comparaison de photographies aériennes a été abandonnée.

1.1.3.2 Quelle information peut-on tirer des données actuelles de l'inventaire forestier national ?

À compter de 2005, la méthode d'inventaire forestier national, toujours à deux phases statistiques, a évolué pour inventorier chaque année, de manière systématique, l'ensemble du territoire métropolitain. De 2005 à 2009, les placettes d'inventaire n'étaient inventoriées qu'une seule fois. **À partir de 2010, les placettes inventoriées 5 ans auparavant ont fait l'objet d'une deuxième visite systématique pour quantifier les prélèvements** : les arbres vivants vus en première visite sont notés coupés ou non en deuxième visite. **À partir de 2015, la deuxième visite sur le terrain s'est enrichie de nombreuses informations** dont le type de coupe et les travaux faits sur la placette depuis la visite précédente et de mesures et observations sur les arbres recensés cinq ans auparavant.

Les informations collectées sur la place d'inventaire lors de la première visite permettent de décrire :

- le type d'intervention réalisée depuis moins de 5 ans selon le taux de couvert initial disparu :
    - coupe enlevant plus de 90 % du couvert libre, recensable et vivant avant la coupe ;
    - coupe enlevant plus de 50 à 90 % du couvert libre, recensable et vivant avant la coupe ;
    - coupe enlevant de 15 à 50 % du couvert libre, recensable et vivant avant la coupe ;
    - coupe enlevant moins de 15 % du couvert libre, recensable et vivant avant la coupe ;
- l'essence coupée ;
- les caractéristiques géographiques et stationnelles du peuplement.

Les résultats sont donnés avec un intervalle de confiance, ce qui est un progrès vis-à-vis des données anciennes, où celui-ci n'était pas calculé en routine.

Les limites de la caractérisation des coupes en première visite résident dans le fait qu'il est difficile d'identifier précisément si une coupe a moins ou plus de 5 ans et quel était le couvert réel des arbres qui ont été coupés.

À l'avenir, la mobilisation complète et détaillée des données deuxième visite permettra de résoudre le problème de la temporalité puisque les changements ont tous eu lieu entre la première et la deuxième visite et que l'on dispose au jour près de l'information sur ces dates de visite. De plus, les informations de première visite de tous les arbres étant disponibles, cela fournit des informations supplémentaires

relatives aux arbres coupés (essence, circonférence, état de végétation initial, etc.) À l'heure actuelle, il n'est pas encore possible d'utiliser pleinement ces données en raison des limites de la structure actuelle des bases de données de l'IFN, dont l'évolution est envisagée sur les prochaines années. Néanmoins, une comparaison partielle avec les résultats obtenus sur les placettes première visite permet de montrer que les résultats sont très semblables.

Il convient néanmoins de noter qu'en première ou deuxième visite :

- la taille de la placette d'observation de l'inventaire forestier reste la même, c'est-à-dire 0,2 ha environ (cercle de 25 m de rayon) ;
- la nomenclature employée est analytique (et non « sylvicole ») et se fonde uniquement sur le pourcentage de couvert libre, recensable et vivant avant la coupe.

Ceci permet depuis 2005 (i) une caractérisation de la situation au niveau de la placette d'inventaire selon des critères objectifs et (ii) une meilleure répétabilité de l'information en se basant strictement sur la placette d'observation de 0,2 ha.

La mobilisation de ces données permet de fournir aux échelles de restitution habituelles de l'inventaire (national, régional, GRECO, SER) diverses informations sur les zones coupées. **Cette approche ne permet cependant pas de caractériser précisément le type de coupe, ni la surface unitaire de la coupe**. Le service de l'information statistique forestière et environnementale de l'IGN s'est donc penché sur la faisabilité d'un travail supplémentaire visant à déterminer la taille unitaire des coupes voire leur nature, ce qui n'est pas toujours possible sur une placette d'inventaire de faible taille. Si on prend l'exemple d'un peuplement d'épicéas qui a fait l'objet d'une coupe « rase » de l'ensemble des épicéas présents, la placette d'inventaire peut tomber sur une partie de la parcelle où les épicéas ont été prélevés mais où les quelques feuillus présents ont été conservés ; la placette ne reflète alors pas l'ensemble de la coupe dans laquelle elle est située.

Une méthode a été mise au point pour permettre de photo-interpréter à une date proche du deuxième passage de l'inventaire toutes les placettes où une coupe a été notée. On peut alors déterminer une taille de coupe et identifier s'il s'agit d'une coupe rase ou non et également mieux appréhender l'effet cumulatif des coupes rases dans le paysage et leur organisation spatiale. Afin de disposer de données proches de la date terrain, le choix s'est porté sur les images Sentinel-2[28] (voir Volet 1, Thème 2, « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). L'objectif est d'utiliser ces images Sentinel-2 sans avoir à les télécharger, car la zone d'intérêt est très réduite par rapport à la taille de chaque image. La phase de photo-interprétation qui suit la phase de développement de la méthode n'a pu être mise en œuvre dans le cadre de cette expertise en raison du manque de disponibilité des photo-interprètes de l'IGN, mais elle pourrait l'être dans les prochaines années en fonction des priorités assignées à l'IGN.

Il faut cependant noter qu'**il ne sera pas possible de distinguer de manière directe si la coupe est une coupe qui intervient dans la sylviculture ordinaire de la forêt concernée ou s'il s'agit, par exemple, d'une coupe sanitaire**. Pour cela, le recoupement avec des données provenant des gestionnaires (plan de gestion spatialisé), de données complémentaires sur l'état des peuplements (cartes « sanitaires ») et/ou des indices provenant des arbres récoltés (coupes d'arbres qui n'ont par exemple pas atteint le diamètre attendu) sera indispensable pour fournir des indications utiles, à condition bien entendu que ces informations soient bien décrites et structurées. Il en sera de même pour des coupes liées à des évènements comme des tempêtes et des incendies qui peuvent marquer de manière très importante

[28] Sentinel-2 est une constellation de deux satellites d'observation de la terre de l'Agence spatiale européenne développée dans le cadre du programme Copernicus dont un satellite a été mis en orbite en 2015, l'autre en 2017. Ces satellites embarquent des outils d'observation adaptés au suivi de la forêt avec une résolution spatiale minimum de 10 mètres et une fréquence de revisite d'environ 5 jours.

le paysage. Cependant, dans ces cas de figure, il sera peut-être plus facile de distinguer ce qui relève de l'évènement ou de la sylviculture courante avec des données auxiliaires disponibles plus nombreuses et homogènes (carte des dégâts de tempête, contours des zones incendiées, etc.).

N.B : Outre ces informations qui relèvent d'un flux, il est également possible, comme avant 2004, de disposer d'informations sur la surface de forêt momentanément déboisée, c'est-à-dire d'une variable d'état. Il s'agit d'une donnée classant le peuplement présent sur la placette d'inventaire en 3 catégories (peuplement recensable, non recensable, momentanément déboisé). La catégorie « momentanément déboisé » correspond à un peuplement dont le couvert par des arbres est temporairement au-dessous du seuil de couvert de 10 %, hors plantation, même très jeunes. Sauf exception, la période temporaire est de cinq ans.

Ce sont souvent les variables d'état et non de flux qui ont été mobilisées pour le calcul des indicateurs de gestion durable[29] et particulièrement une autre variable d'état relative à la structure du peuplement (indicateur 1.1.3).

1.1.3.3 Prise en compte des coupes liées à des évènements exceptionnels

Les premières données analysées correspondent à des données antérieures à 1999 et ne tiennent donc pas compte des tempêtes Lothar et Martin de décembre 1999. Pour les données les plus récentes, elles n'intègrent que partiellement les coupes liées à la tempête Klaus. En effet, seules les coupes liées à Klaus réalisées après 2011 sont incluses dans les données fournies avec la méthode consistant à observer des coupes de moins de 5 ans. Par contre, les coupes liées aux crises sanitaires récentes sont toutes comptabilisées dans les chiffres présentés, sans qu'il soit possible de les isoler de l'ensemble.

1.1.3.4 Perspectives dans le domaine de la connaissance sur les coupes rases

Les travaux menés montrent qu'il est tout à fait possible, sur la base de l'IFN avec les images Sentinel-2, de quantifier la taille des coupes rases et d'y associer de nombreuses caractéristiques venant des données terrain. Ce travail pourrait être conduit en routine chaque année pour quantifier et qualifier l'année n+1, aux échelles habituelles de l'inventaire forestier (national, régional, GRECO), les coupes rases qui ont été faites sur les cinq dernières années. D'autres pistes sont également envisageables avec une automatisation de ce processus grâce à l'intelligence artificielle, au recours à des différences de modèles numériques de surface dérivés de photogrammétrie ou à la combinaison des deux.

Cela permettrait de fournir des informations de même type que celles disponibles pour la décennie 1980 mais avec une meilleure maîtrise de la précision temporelle (à l'année pour des chiffres nationaux). Il serait également possible d'y associer des données auxiliaires externes relatives par exemple aux aires protégées, aux forêts anciennes ou aux vieilles forêts, afin de disposer de statistiques pour ces zones. La même logique pourrait être suivie pour distinguer les coupes issues d'un choix du sylviculteur, de celles liées à un évènement exceptionnel ou aux conséquences d'un évènement de ce type (tempête, incendie, crise sanitaire).

Une meilleure valorisation de la couche produite par l'INRAE (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? » et « Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? ») sur les coupes rases est également à étudier. En effet, si l'approche statistique proposée est valorisable à l'échelle nationale, elle sera insuffisante pour répondre à des

[29] Consultables ici : https://foret.ign.fr/IGD/fr/rapports

problématiques locales. Coupler la production d'une carte nationale des coupes rases avec une analyse renforcée au niveau des placettes de l'inventaire forestier nationale permettrait :

- de disposer de données de superficie utilisables au niveau local, aux diverses échelles de territoires ;
- de disposer d'informations plus détaillées (essences, description des peuplements concernés) au niveau régional ou national.

1.1.4 Quelques caractéristiques des peuplements faisant l'objet de coupes rases ou fortes

Dans cette partie, nous fournissons quelques caractéristiques des peuplements faisant l'objet de coupes qualifiées ici de coupes rases ou fortes. En l'absence de la caractérisation de la taille de la coupe, **il s'agit**, comme décrit plus haut, pour les informations post-2005 **de chiffres liés à une disparition d'au moins la moitié du couvert sur la superficie de la placette inventoriée (0,2 ha). Ce sont donc des chiffres dont l'interprétation peut être délicate.**

1.1.4.1 Les coupes rases et les coupes fortes dans les années 1980 selon l'IFN

Ce paragraphe vise à donner quelques grands chiffres sur les coupes rases et fortes sur la période 1980-1988. L'ensemble de ces chiffres est issu de l'article de Barthod *et al.* 1999. Ces chiffres pourront pour certains être comparés dans un second temps à ceux disponibles pour la période 2016-2020.

Pendant la période 1980-1988, les coupes rases et les coupes fortes ont concerné, selon les estimations « ancienne méthode », une superficie d'environ 104 300 ha/an, avec une surface unitaire moyenne de 2,1 ha. Ces coupes se répartissaient en 14 900 ha de coupe suivie d'un défrichement, de 36 800 ha de coupe définitive, de 27 800 ha de coupes rases avant plantation, de 3 300 ha de coupe rase en attente d'action sylvicole et de 21 500 ha de coupes fortes selon les définitions IFN (voir Tableau 2.1.1-2). Les **coupes rases hors défrichement) ont donc été estimées à 31 100 ha/an** pour cette période.

Sur 48 900 « chantiers » de coupes rases ou fortes annuels, 36 500 (75 %) étaient d'une taille inférieure à 1 ha. Les autres « chantiers » représentaient néanmoins 55 à 73 % de la superficie des coupes fortes et rases.

Tableau 2.1.1-2 : Synthèse sur les coupes rases et fortes (période moyenne 1980-1988)

Type de coupe	Surface annuelle (ha/an)	Nombre annuel de chantiers	Surface			
			Moyenne unitaire (ha)	> 1 ha	Entre 1 et 4 ha	> 4 ha
1 - Défrichement	14 900	11 000	1,4			
2 - Coupe rase non suivi de l'installation d'un peuplement	3 300	3 300	1			
3 - Coupe définitive, y compris de taillis, accompagnée par l'installation naturelle d'un peuplement	36 800	17 200	2,1			
4 – Coupe rase suivie d'une plantation (ou de travaux préparatoires)	27 800	6 300	4,4			

5 - Coupe totale des interbandes dans un reboisement en bande	1 000	230	4,4			
6 - Coupe totale de l'étage dominant	3 200	1 470	2,2			
7 - Coupe forte ayant enlevé plus de 50 % de l'étage dominant, mais pas tout l'étage dominant	17 300	9 400	1,8			
Total	104 300	48 900	2,1	36 500	7 300	5 100

La répartition des superficies par propriété était sensiblement similaire à celle de la répartition de la propriété de la forêt dans son ensemble avec 10,7 % des coupes en forêt domaniale, 13,1 % en autre forêt publique et 76,2 % en forêt privée. La surface unitaire des coupes rases et fortes était cependant plus élevée en forêt domaniale (3,7 ha) que dans les autres forêts publiques (3,3 ha) et dans les forêts privées (1,9 ha), ce qui peut s'expliquer par des propriétés et des unités de gestion plus étendues.

Dans le cas des coupes rases (hors défrichement) et des coupes définitives, la répartition était la suivante : 7 900 ha/an en forêt domaniale, 9 000 ha/an dans les autres forêts publiques, 51 000 ha/an dans les forêts privées, soit également une répartition des superficies par propriété similaire à celle de la répartition de la propriété de la forêt dans son ensemble.

Un **taux de coupes rases et fortes** était calculé pour les régions administratives[6] (surface de coupes rases et fortes par an rapporté à la superficie de la forêt régionale). La **moyenne nationale était de 0,8 % passée en coupe chaque année, avec de très fortes disparités régionales**. Les régions où l'on constatait le plus fort taux de coupe (>1%) étaient celles avec des peuplements à croissance rapide et révolution courte (notamment les pins dans les régions Aquitaine, Pays de Loire, Poitou-Charentes, Bretagne) et où la régénération naturelle occupait une place plus faible ; on trouvait ensuite des régions historiquement très boisées (Lorraine, Alsace), mais aussi des régions qui ont bénéficié du Fonds forestier national (Limousin). Au niveau départemental, les Landes et la Gironde cumulaient à eux deux un cinquième des superficies de coupes fortes ou rases.

Les **conifères,** qui occupaient **36,9 % de la surface forestière** représentaient **43,2 % de la superficie des coupes étudiées**. Les surfaces annuelles de coupe étaient, pour celles qui dépassaient les 4 000 ha, les suivantes : chêne rouvre et pédonculé (30 600 ha), pin maritime (23 900 ha), pin sylvestre (9 000 ha), hêtre (8 100 ha), chêne pubescent (5 200 ha), sapin pectiné (4 200 ha), épicéa commun (4 000 ha). Comparées à la surface totale de l'essence dans la forêt française, ces données permettaient de calculer le pourcentage et la durée de révolution apparente[7].

Enfin Barthod *et al.* (1999) avaient analysé les **coupes de grande taille réalisées en une seule fois ou en plusieurs coupes contiguës sur la période observée**. Il s'agissait alors environ d'une centaine de sites par an dont la taille dépassait les 40 ha. C'est dans les forêts publiques, qui constituaient alors 25 % des forêts, qu'étaient effectuées 38 % de ces très grandes coupes. La localisation des surfaces concernées permettait de supputer pour certaines coupes un lien avec des aléas majeurs : gel de 1985 dans le massif landais, tempête de 1982, incendies, dépérissements. Pour d'autres, aucune explication de ce type n'avait pu être avancée.

[6] Il s'agit des 22 anciennes régions administratives (d'avant 2016)

[7] La révolution apparente est calculée à partie du ratio surface coupée/surface totale. Par exemple pour le pin maritime le pourcentage était de 1,84 soit un renouvellement de l'essence en 1/0,0184 soit 55 ans.

1.1.4.2 Les coupes affectant plus de 50 % du couvert initial de l'étage dominant sur la période récente (2011-2020) selon l'IFN

Cette section vise à donner quelques grands chiffres sur les coupes affectant plus de 50 % du couvert initial sur la période récente.

1.1.4.2.1 Généralités

Pour la période 2011-2020, les estimations donnent environ 93 000 ha de coupes fortes de l'étage dominant par an, avec une part non connue de coupes rases *stricto sensu* pour les raisons méthodologiques évoquées plus haut. Cette estimation est proche des surfaces estimées dans les années 1980 mais il faut garder à l'esprit les incertitudes liées au changement de méthode et aux différences de définitions.

Les coupes qui **enlèvent plus de 90 % du couvert représentent 67 000 ha/an** et celle qui enlèvent 50 à 90 % du couvert représentent 26 000 ha/an. Il faut ajouter à ces chiffres les coupes avec défrichement dont la superficie n'est pas estimée jusqu'à présent par une méthode éprouvée par l'IGN.

Le chiffre de 67 000 ha/an pour la période 2011-2020 est à comparer à celui de 67 900 ha/an pour les années 1980-1988 (voir Tableau 2.1.1-2) correspondant au total des trois types de coupes suivants : « Coupes rase suivie d'une plantation (ou de travaux préparatoires) » (27 800 ha), « Coupe rase non suivi de l'installation d'un peuplement » (3 300 ha), et « Coupe définitive, y compris de taillis, accompagnée par l'installation naturelle d'un peuplement » (36 800 ha).

Cependant un flux annuel d'un ordre de grandeur comparable pour les deux périodes peut cacher des variations entre, notamment, types de propriétés, régions, ou essences (voir ci-après) qu'il n'est pas possible de retracer de façon fine.

La comparaison avec les données issues de la cartographie des coupes rases (voir « **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** »), en ne prenant en compte dans les données IGN que les coupes de plus de 90 % de l'étage dominant et les défrichements, donne un résultat de l'ordre de 80 000 ha par an pour les deux sources d'information sur la période 2016-2020.

Sur la période 2011-2020, le volume prélevé dans la forêt métropolitaine s'élève à 51 Mm^3/an. Une petite moitié de ce volume provient de coupes de plus de moitié de l'étage dominant (24,6 Mm^3) dont **36 % de coupes de plus de 90 % de l'étage dominant (18,3 Mm^3)**.

1.1.4.2.2 Analyse par catégorie de propriété

La **répartition par propriété** montre que les coupes affectant plus de 90 % du couvert sont surreprésentées (i) en forêt privée, avec 87 % de la surface pour 76 % de la superficie forestière et (ii) particulièrement dans les forêts privées avec un PSG[8] qui représentent un tiers de ces surfaces alors qu'elles ne représentent que 15 % des forêts. Cela est dû pour une grande part aux superficies importantes de forêts privées avec PSG dans le massif des Landes de Gascogne où se pratique la sylviculture du pin maritime.

Les coupes de 50 à 90 % de l'étage dominant se répartissent de manière plus similaire à la répartition globale des surfaces forestières même si les forêts publiques y sont légèrement sous-représentées.

[8] Il s'agit ici d'une information de 2018 relative aux PSG.

Ainsi, la part de la forêt privée où se pratique des coupes de plus de 50 % de l'étage dominant semble avoir progressée depuis les années 1980.

La part de la surface annuelle des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant sur la surface totale de la forêt de production est également variable selon la catégorie de propriété (voir Figure 2.1.1-1). Elle est inférieure à la moyenne nationale pour les forêts publiques (respectivement 0,3 % en forêt domaniale et 0,2 % dans les autres forêts publiques). Ce pourcentage est de 0,4 % en forêt privée hors PSG et atteint 0,9 % en forêt privée avec PSG.

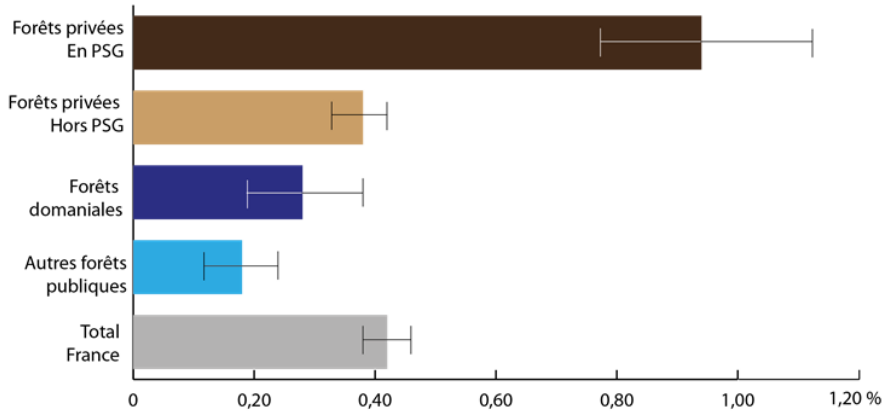


Figure 2.1.1-1 : Part de la surface annuelle des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant sur la surface totale de la forêt de production – Période 2011-2020

Entre les années 1980 et les années 2010, la proportion de coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant en forêt publique a nettement baissé par rapport à la forêt privée.

N.B : le suivi par l'ONF en forêt relevant du régime forestier confirme cependant une hausse sensible des coupes fortes de l'étage dominant en 2020 en lien avec les problèmes sanitaires (scolytes sur épicéa notamment) (voir « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? »).

Tableau 2.1.1-3 : Répartition des surfaces selon le type de coupe par classe de propriété en forêt de production sur la période 2011-2020 (estimation ± erreur statistique à 95 %)

Propriété	Surface annuelle (1000 ha) des coupes de plus de 90 % du couvert	Surface annuelle (1000 ha) des coupes de 50 à 90 % du couvert	Surface forestière totale (1000 ha)	Ratio (surface annuelle des coupes de plus de 50 % de l'étage dominant/surface de forêt de production)	Ratio (surface annuelle des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant/surface de forêt de production)
Forêt domaniale	4,9 ± 1,4	1,8 ± 0,9	1407 ± 35	0,4	0,3
Autres forêts publiques	4,5 ± 1,5	3,3 ± 1,2	2507 ± 40	0,3	0,2
Forêt privée (avec PSG)	22,2 +/- 4,1	4,8 ± 1,8	2 354 ± 77	1,1	0,9
Forêt privée (sans PSG)	36,7 ± 4,4	15,8 ± 3,0	9 750 ± 113	0,5	0,4
Total	**67,4 ± 6,0**	**25,7 ± 3,7**	**16 019 ± 116**	**0,6**	**0,4**

1.1.4.2.3 Analyse par région

L'analyse par **région administrative** de la **superficie avec des coupes de l'étage dominant de plus 50 % du couvert** montre que :

- la Nouvelle-Aquitaine concentre à elle seule 47 % des coupes avec une coupe de l'étage dominant de plus de 50 %, soit environ 40 000 ha/an, dont environ 30 000 ha en Aquitaine et 6 000 ha/an dans le Limousin ;
- la deuxième région est Auvergne-Rhône-Alpes avec environ 10 000 ha/an ;
- le ratio national (surface annuelle des coupes de plus de 50 % de l'étage dominant/surface forestière de production) est de 0,6 %, à comparer avec 1,4 % en Nouvelle-Aquitaine et 1 % dans les Hauts-de-France.
- ce ratio est faible (≤ 0,3 %) en Occitanie, en Provence-Alpes-Côte d'Azur et en Corse.

Comparativement aux estimations de « l'ancienne méthode », les surfaces des coupes rases et fortes au sein du massif landais jouent toujours un rôle prépondérant. Il est difficile de dégager une évolution significative pour les autres massifs. A ce titre, on note que la récolte des peuplements du Fonds forestier national, arrivés pour certains à maturité, n'apparaît pas encore clairement dans les résultats obtenus.

La même analyse conduite pour les coupes de plus de 90 % de l'étage dominant donne les résultats suivants :

- la Nouvelle-Aquitaine concentre à elle seule 51 % des coupes avec une coupe de l'étage dominant de plus de 90 % (voir Figure 2.1.1-2), soit environ 34 000 ha/an, dont environ 27 000 ha en Aquitaine et 4 000 ha/an dans le Limousin ;
- la deuxième région est Auvergne-Rhône-Alpes avec environ 7 000 ha/an ;
- le ratio national (surface annuelle des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant/surface forestière de production) est de 0,4 %, à comparer avec 1,2 % en Nouvelle-Aquitaine et 0,7 % dans les Hauts-de-France (voir Figure 2.1.1-3).
- ce ratio est faible (≤0,2 %) en Occitanie, en Provence-Alpes-Côte d'Azur et en Corse.

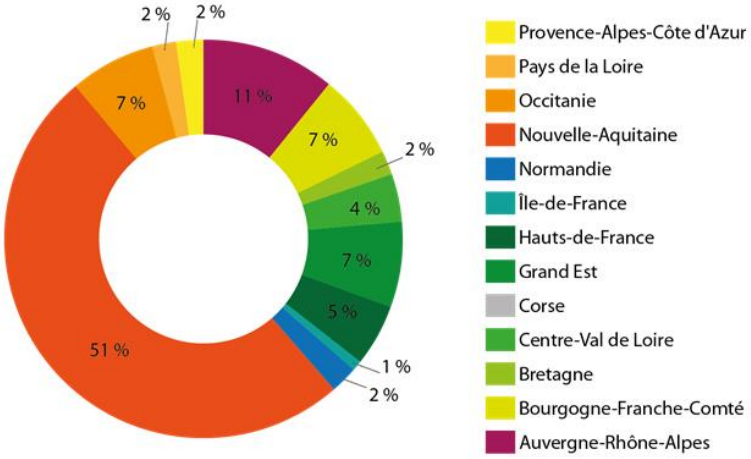


Figure 2.1.1-2 : Répartition par région administrative de la surface des coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant

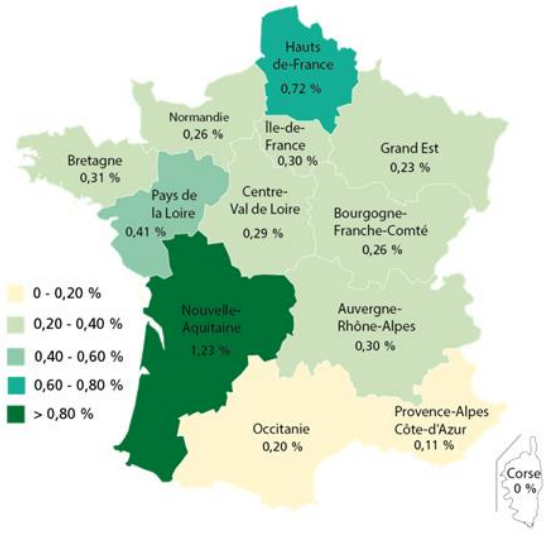


Figure 2.1.1-3 : Part par région administrative de la surface annuelle des coupes de plus de 90 % de l'étage dominant sur la surface totale de la forêt de production – Période 2011-2020

1.1.4.2.4 Analyse par essence

Les coupes rases et fortes se répartissent de la façon suivante selon les essences pour la période 2011-2020 : 28 400 ha/an pour le pin maritime (31 %), 8 800 ha/an pour le châtaignier (10 %), 7 600 ha/an pour l'épicéa commun (8 %), 7 400 ha/an pour le chêne pédonculé (8 %), et 5 400 ha/an (6 %) pour le peuplier cultivé.

Pour les coupes de plus de 90 % de l'étage dominant (Figure 2.1.1-4), la répartition par essence pour la période 2011-2020 est la suivante : 25 000 ha/an pour le pin maritime (37 %), 6 000 ha/an pour le châtaignier (9 %), 5 200 ha/an pour l'épicéa commun (8 %), 3 900 ha/an pour le chêne pédonculé (6 %), et 4 900 ha/an (7 %) pour le peuplier cultivé.

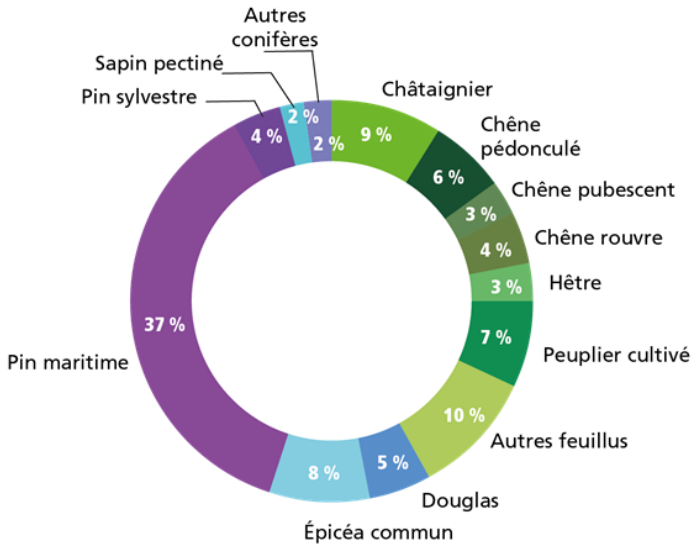


Figure 2.1.1-4 : Répartition par essence coupée de la surface des coupes de plus de 90 % du couvert de l'étage dominant

L'analyse d'une période plus récente (période 2016-2020) montre des surfaces nettement supérieures pour l'épicéa commun, qui s'expliquent par la crise sanitaire et les coupes récentes associées due aux scolytes dans les pessières du Nord-Est. Cependant, la part des coupes liées à des problèmes

phytosanitaires ne peut être distinguée avec cette approche. Parallèlement, les surfaces sont légèrement inférieures pour le pin maritime.

Une comparaison avec l'analyse conduite sur 1980-1988 montre une augmentation pour le pin maritime, le châtaignier et l'épicéa commun mais plutôt une diminution pour les chênes rouvre et pédonculé.

1.1.4.2.5 Analyses combinées

Il est également instructif de combiner à la fois classe de propriété, région géographique et essence, bien que la précision statistique de l'inventaire soit faible pour une part importante de ces combinaisons. De même, l'analyse de l'évolution dans le temps est réalisable même si les évolutions constatées sont rarement statistiquement significatives.

La valeur est néanmoins par exemple significative pour le pin maritime en forêt privée en Nouvelle-Aquitaine avec 21 600 ha/an (± 3 600 ha/an) de superficie avec une coupe de l'étage dominant de plus de 90 % de moins de 5 ans sur la période 2011-2020. En termes d'évolution, les surfaces avec une coupe de plus de 90 % de l'étage dominant de moins de 5 ans pour le pin maritime (France entière) sont de 25 000 ha/an (± 4 000 ha/an) sur la période 2011-2020. Ce chiffre était plus élevé sur la période 2006-2015, période qui englobe la tempête Klaus de 2009, avec une superficie de 44 600 ha/an (± 4 800 ha/an).

Ces différents chiffres permettent cependant de mettre en perspective les coupes de plus de 50 % ou de plus de 90 % de l'étage dominant dans le panorama global de la forêt française. Il est attendu un certain nombre d'améliorations de la connaissance sur ce sujet : d'une part, grâce à une valorisation accrue des informations issues des deuxièmes visites sur les points d'inventaire et d'une caractérisation par photo-interprétation de la taille des coupes, d'autre part, grâce au croisement avec des informations complémentaires liées à la gestion et à l'état sanitaire des peuplements.

1.1.5 Conclusion et perspectives

La question à laquelle cette contribution a visé à répondre, qui porte sur l'apport des données d'inventaire forestier, appelle tout d'abord une réponse sous forme de mise en garde : pour éviter les confusions autour du sujet des « coupes rases », il est crucial de bien définir l'objet d'étude. Cette synthèse a porté sur toutes les coupes ayant prélevé plus de la moitié du taux de couvert de l'étage dominant. Ceci inclut des coupes rases au sens sylvicole, qu'il a été possible de distinguer avec les données d'inventaire dans les années 1980, mais qui sont aujourd'hui incluses et non différenciables dans l'ensemble plus vaste décrit.

À la question de l'évolution des coupes rases depuis les années 1980, on peut conclure que **les informations de l'IFN sur les coupes rases et fortes sur la période s'étendant des années 1980 aux années récentes (2011-2020) ne montrent pas une augmentation notoire pendant cette période**, et s'établissent à environ 90 000 ha/an (dont 67 000 ha/an pour les coupes de plus de 90 % de l'étage dominant). **La surface de coupes rases au sens sylvicole du terme, estimée à 31 100 ha/an dans les années 1980, ne peut être estimée pour la période récente** pour les mêmes raisons.

Parmi les perspectives envisageables, on peut mentionner à court terme la possibilité, grâce au complément apporté par la télédétection, de qualifier la taille des coupes rases et fortes, comme cela avait cours dans les années 1980 à partir de photographies aériennes.

Il reste à mettre en place un système plus complet de suivi des coupes rases comme décrit par ailleurs (voir « Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? »). De même, la mise en relation des données

issues de l'IFN avec les informations de gestionnaires forestiers (voir « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? ») demande des travaux complémentaires car ces dernières reposent sur des objectifs et des modes de collecte d'information très différents.

1.1.6 Références bibliographiques

Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. Revue forestière française 51, 469–486. https://doi.org/10.4267/2042/5456

Bouriaud, O., 2020. Échantillonnage et estimation dans l'Inventaire Forestier National. Essai de reconstruction et formalisation. (Rapport de recherche). Institut National de l'Information Géographique et Forestière; Laboratoire d'Inventaire Forestier.

IGN, 2022. Méthodologie - Pour bien comprendre les résultats publiés.

Volet 1 | Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases

Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ?

Sommaire

1.2.1 Contexte et problématique 65
1.2.2 Définitions et méthodologie de suivi des coupes pour les forêts publiques 65
1.2.3 Matériel et méthodes 66
1.2.4 Résultats des analyses des types de coupes en forêts publiques 67
1.2.4.1 Répartition des surfaces annuelles selon les types de coupes (éclaircies, régénération) 67
1.2.4.2 Évolution des surfaces parcourues en désignation entre 2017 et 2020 67
1.2.4.3 Analyse des différentes coupes de régénération (y compris les coupes rases) 67
1.2.4.4 Quels sont les principaux types de peuplements concernés par les coupes rases et sanitaires ? 68
1.2.4.5 Distribution de la taille des coupes 69
1.2.5 Discussion et perspectives 70
1.2.6 Références bibliographiques 71

Rédacteurs

Brigitte **Pilard-Landeau**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France

Edouard **Jacomet**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France

Contributeur

Jean-Marie **Michon**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France

1.2.1 Contexte et problématique

Dans un contexte où la pratique des coupes rases est parfois contestée par le public au niveau local mais aussi de façon plus générale (voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »), cette contribution vise à clarifier cette notion du point de vue de l'opérateur public ONF et propose une première évaluation des coupes rases en forêt publique à partir de sa base de données de suivi des coupes.

1.2.2 Définitions et méthodologie de suivi des coupes pour les forêts publiques

Coupes rases : définitions appliquées en forêt publique.

Remarque liminaire : de manière générale, toute coupe correspond à une **décision** et ce qui suit la coupe traduit une **intention de gestion** ; ainsi, une coupe de régénération s'inscrit dans un processus de rajeunissement d'un peuplement forestier ayant atteint sa maturité technico-économique et sa capacité à former une nouvelle génération d'arbres est évaluée dans ce processus.

La **coupe totale** du peuplement, qualifiée de **coupe rase,** s'inscrit le plus souvent dans un processus de **régénération artificielle** qui peut intervenir dans plusieurs situations :

- le renouvellement de l'essence en place par la **même essence, essence** pouvant avoir fait l'objet d'une **amélioration génétique** ;
- le remplacement d'une essence par une autre, généralement parce qu'elle est jugée mieux adaptée à la station ou au climat futur : on parle de **transformation** du peuplement ;
- la situation du peuplement en place ne permet pas d'espérer le renouvellement naturel du peuplement : essence qui ne fructifie plus ; densité de semenciers trop faible ; déséquilibre

forêt-gibier marqué. La situation est qualifiée d'**impasse sylvicole**. La plantation aura recours à la même essence ou à une essence différente (transformation).

La coupe rase peut aussi, quoique moins fréquemment, s'inscrire dans un itinéraire de **régénération naturelle**. On peut lister :

- la **coupe définitive directe** de pins (sylvestre ou maritime) notamment, quand la banque de graines (présentes dans le sol) de l'essence en place est suffisante pour une régénération ;
- la **coupe d'ensemencement par bandes** ;
- la coupe suivie d'un ensemencement par les arbres du **peuplement voisin** quand ce choix est possible (cas des espèces d'arbres à graines légères).

Les bois désignés (voir « désignation », ci-après) issus d'événements météorologiques ou d'attaques biotiques sont des produits ou des coupes de produits accidentels.

Une partie des coupes pratiquées en forêt publique ne sont pas répertoriées par l'ONF parmi les coupes rases, bien que leur effet visuel puisse parfois conduire le public à les identifier comme telles. On peut lister :

- la **coupe de régénération** dite **définitive** qui succède aux coupes d'ensemencement d'une futaie programmées au vu de l'acquisition des semis dans le temps ;
- les coupes s'inscrivant dans un itinéraire de régénération naturelle : (i) la **coupe définitive directe sans coupes préalables** et (ii) la **coupe d'ensemencement par bandes** décrites ci-dessus, (iii) la coupe définitive sans semis après **échec de la régénération naturelle,** ou encore (iv) les coupes de régénération naturelle par **câble** ;
- la coupe de **taillis** ;
- la **coupe sanitaire de régularisation** après un accident (feu, tempête, etc.) ;
- les ouvertures de **cloisonnement**.

L'usage de ces différentes coupes est décrit dans la plupart des guides de sylviculture de l'ONF.

Enfin, ne sont pas non plus répertoriées parmi les coupes rases sylvicoles, les coupes liées à un **changement d'usage du sol**, notamment :

- les coupes liées aux **équipements et infrastructures existants** : élargissement d'emprises de routes, déboisement sous ligne électrique, etc. ;
- les coupes d'emprise pour la création d'**infrastructures nouvelles** : places de dépôts ; équipements liés à l'accueil du public ; pare-feux ; projets de concessions de type éolien ; photovoltaïque ; opérations de déboisement préalables à un échange foncier pour des grandes infrastructures.

Désignation : action par laquelle sont définies les tiges à exploiter en vue d'une coupe à venir.

État d'Assiette des coupes : d'après le code forestier (partie applicable aux forêts soumises au Régime Forestier), il s'agit de la liste des coupes à désigner au titre d'une année millésimée en en fixant les caractéristiques.

1.2.3 Matériel et méthodes

Les données renseignées lors de la désignation des coupes par les techniciens forestiers alimentent le **système d'information ONF** dont l'analyse permet de quantifier les surfaces parcourues par type de coupe, par propriété, par territoire ou encore par type de peuplement.

Les informations utilisées sont issues de la base de données de l'outil interne de la chaîne d'approvisionnement du bois appelé « Production Bois » mis en place depuis 2017. Ce sont les données renseignées lors de la désignation après instruction de l'État d'Assiette des coupes. Les principales variables étudiées sont la **surface parcourue** lors de la désignation, le **type de coupe** issu des nombreux types de coupes des forêts publiques, et le **type de peuplement** synthétique (structure, essence, calibre de grosseur des bois).

1.2.4 Résultats des analyses des types de coupes en forêts publiques

Les résultats présentés ci-après mettent en évidence les grandes tendances des types de coupes effectuées dans l'ensemble des forêts gérées par l'ONF pour les coupes sur lesquelles la donnée « surface » est fiable.

1.2.4.1 Répartition des surfaces annuelles selon les types de coupes (éclaircies, régénération)

Pour la forêt domaniale, les coupes d'éclaircies qui prélèvent une petite partie des tiges représentent la part la plus importante des coupes (52 % des coupes) tandis que le **renouvellement (y compris les coupes rases) représente 18 % des coupes en surface**. Le reste des coupes (30 %) correspond aux coupes de type jardinatoire. La surface totale parcourue en désignation dans cette catégorie de propriété est de 123 615 ha en 2017, soit 9,5 % de la surface totale, ce millésime constituant une référence d'année « normale » de coupes sans épisode sanitaire majeur.

Pour la forêt des collectivités, les coupes d'éclaircie représentent la part la plus importante des coupes (42 % des coupes), moins qu'en forêt domaniale toutefois, alors que **le renouvellement (y compris les coupes rases) représente 13 % des coupes en surface**. Le reste des coupes (45 %) correspond aux coupes de type jardinatoire. La surface totale parcourue en désignation est de 175 453 ha en 2017, soit 7,6 % de la surface totale, ce millésime constituant également une référence d'année « normale » pour les forêts des collectivités.

1.2.4.2 Évolution des surfaces parcourues en désignation entre 2017 et 2020

Les surfaces des coupes sont globalement en augmentation en forêt domaniale (+ 9 %) et ont augmenté plus fortement encore dans les forêts des collectivités (+ 15 %) sur la période 2017-2020, en raison de la crise sanitaire en cours durant cette période.

1.2.4.3 Analyse des différentes coupes de régénération (y compris les coupes rases)

Rappelons que les coupes de renouvellement (dont font partie les coupes rases) représentent 18 % en forêt domaniale et 13 % en forêt des collectivités sur une année « normale » (c'est-à-dire sans crise majeure sanitaire) comme l'a été l'année 2017.

Dans cet ensemble constitué par les coupes de renouvellement, les coupes rases (au sens défini précédemment) représentent 1,2 % en domaniale et 1,3 % en forêt des collectivités, correspondant à respectivement 1 520 ha et 2 265 ha, soit un total de 3 785 ha pour l'ensemble des forêts publiques cette année-là.

L'ensemble des coupes de régénération atteint une valeur de 45 000 ha pour les forêts publiques en 2017, soit environ 10 fois la surface des coupes rases. Cette valeur, qui est restée constante sur la période étudiée de 2017 à 2020, cumule :

- 22 % de **coupes d'ensemencement**, qui démarrent le processus de renouvellement naturel (ensemencement, extraction dans une régénération, ensemencement en zone hydromorphe, relevé de couvert, à savoir prélèvement des brins de taillis mélangés aux arbres de futaie ;
- 36 % de **coupes secondaires** qui poursuivent les coupes de renouvellement naturel (ensemble des coupes secondaires) ;
- 14 % de **coupes définitives** qui achèvent le cycle de la régénération naturelle (définitives) ;
- 18 % de coupes de renouvellement indifférenciées (par parquets) ;

- 10 % de **coupes rases** : en plein, par bandes, suite à incendie, par trouée, sanitaire, avec abri.

Ainsi, les **coupes de régénération naturelle** (ensemencement, secondaires, définitives) représentent à l'heure actuelle **près de 4/5 des coupes de régénération en forêt publique**, alors que les coupes enlevant tous les arbres en une seule opération (coupe rase au sens strict du terme, coupe sanitaire et suite à incendie) et générant des plantations, représentent 10 % des surfaces.

En forêt domaniale, la somme des coupes rases et coupes « rases » sanitaires a augmenté depuis le début de la crise sanitaire (voir Figure 2.1.2-1).

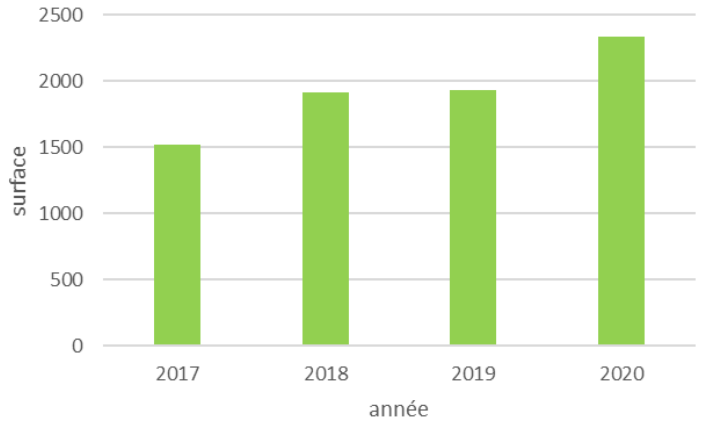


Figure 2.1.2-1 : Surface de coupes rases y compris sanitaires en forêt domaniale entre 2017 et 2020 (en ha)

La progression des coupes rases parmi l'ensemble des coupes de régénération passe de 7 % en 2017 à 12 % en 2020 dans les forêts domaniales.

De la même manière, en forêt des collectivités (voir Figure 2.1.2-2) l'augmentation des surfaces en coupe rase, en 2020 notamment, traduit l'importance de la crise sanitaire essentiellement due aux scolytes de l'épicéa. La progression des coupes rases parmi l'ensemble des coupes de régénération passe de 10 % en 2017 à 19 % en 2020 dans les forêts des collectivités.

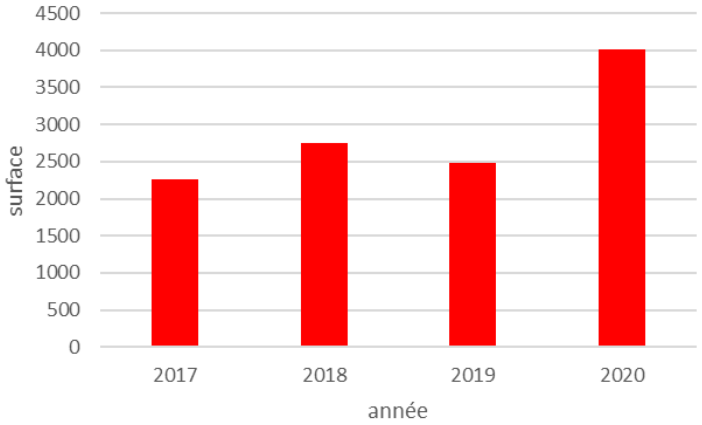


Figure 2.1.2-2 : Coupes rases y compris sanitaires en forêts des collectivités entre 2017 et 2020 (en ha)

1.2.4.4 Quels sont les principaux types de peuplements concernés par les coupes rases et sanitaires ?

Depuis 2017, **les peuplements à base d'épicéa de diamètre moyen sont les plus concernés par les coupes rases**. Pour les forêts domaniales, les pessières avaient fait l'objet de coupes rases sur 151 ha

en 2017, à comparer aux 986 ha coupés en 2020, soit plus de six fois la base d'une année normale. Pour les forêts des collectivités, les pessières avait fait l'objet de coupes rases sur 179 ha en 2017, à comparer aux 1 509 ha coupés en 2020, soit plus de huit fois la base d'une année normale.

Pour les peuplements à base de **pin maritime**, le renouvellement par coupe rase est une des techniques habituellement employées ; l'évolution entre 2017 et 2020 montre une légère baisse aussi bien en forêt domaniale qu'en forêt des collectivités, la quasi-totalité des coupes rases pratiquées (95 %) sont dans la DT comprenant l'Aquitaine, zone géographique dans laquelle cette technique est la plus employée.

Pour certains peuplements identifiés comme « **autres résineux** » (sapin, pins, etc.), on note également une très forte augmentation des coupes rases, notamment pour la forêt des collectivités. L'état sanitaire de ces essences est le plus souvent en cause. On ne constate pas d'augmentation en forêt domaniale pour ce type de peuplement à base d'autres résineux.

Pour les **autres essences**, les surfaces faisant l'objet de coupes rases sont limitées, tout comme les coupes de renouvellement de **taillis** qui sont à un niveau faible (maintien de 700 ha/an).

1.2.4.5 Distribution de la taille des coupes

La surface moyenne des coupes rases en forêt domaniale est de l'ordre de 4,5 ha et reste assez stable entre 2017 et 2020 ; elle est supérieure à celle en forêt des collectivités qui s'établit à 2,9 ha en moyenne. Les prélèvements à l'hectare sont également plus élevés en forêt domaniale avec 197 m^3/ha comparés aux 180 m^3/ha en forêt des collectivités.

Tableau 2.1.2-1 : Surface des coupes rases et volume par ha prélevée en forêt domaniale et forêt des collectivités

Année	Surface moyenne			Volume par ha		
	Domanial	Collectivités	Total	Domanial	Collectivités	Total
2017	4,4	3,1	3,6	232	169	194
2018	5,3	3,1	3,8	169	163	165
2019	4,3	2,7	3,2	215	201	207
2020	4,1	2,7	3,1	173	186	181
Moyenne période	4,5	2,9	3,4	197	180	187

À titre de comparaison, pour les années 1980, Barthod *et al*. (1999) indiquaient une taille moyenne des coupes de régénération (estimations obtenues par analyse de photographie aérienne) de 4,7 ha en forêt domaniale et de 3,7 ha en forêt des collectivités.

Plus que les surfaces moyennes, les distributions de surfaces par classe de surface sont intéressantes à considérer. À cet effet, nous considérons ici les seuils utilisés pour les certifications PEFC ou FSC, à savoir 2, 5, 10 et 25 ha auxquels nous ajoutons les seuils de 0,5 ha (petite trouée ou bouquet) et 1 ha (limite entre bouquet et parquet). Les résultats sur les distributions par classe sont présentés selon cette classification.

L'évolution de la distribution pour la forêt domaniale montre pour l'année 2020 une proportion stable des classes de surface comprise entre 2 et 5 ha et entre 5 et 10 ha, et en augmentation entre 10 et 20 ha comparé à 2017.

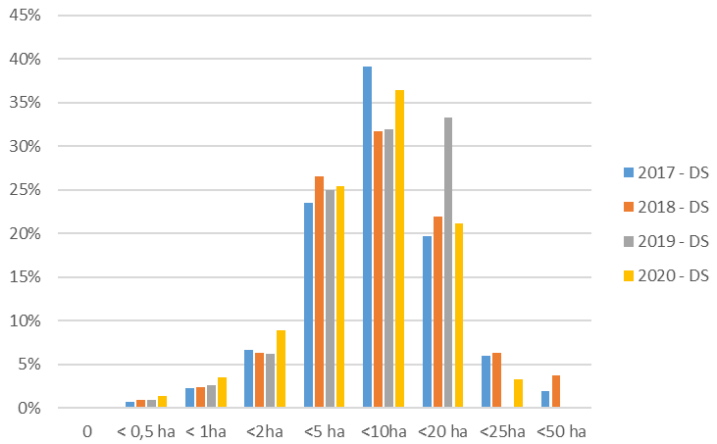


Figure 2.1.2-3 : Évolution de la taille des coupes rases en forêt domaniale. Distribution par classe de surface sur la période 2017-2020

La médiane de la distribution en 2017 et en 2020 est centrée sur la classe 5-10 ha en forêt domaniale.

L'évolution de la distribution pour la forêt des collectivités montre pour l'année 2020 une proportion en légère augmentation des classes de surface comprise entre 1 et 2 ha, 2 et 5 ha, et une plus forte variation des classes entre 5 et 10 ha et entre 10 et 20 ha comparé à 2017.

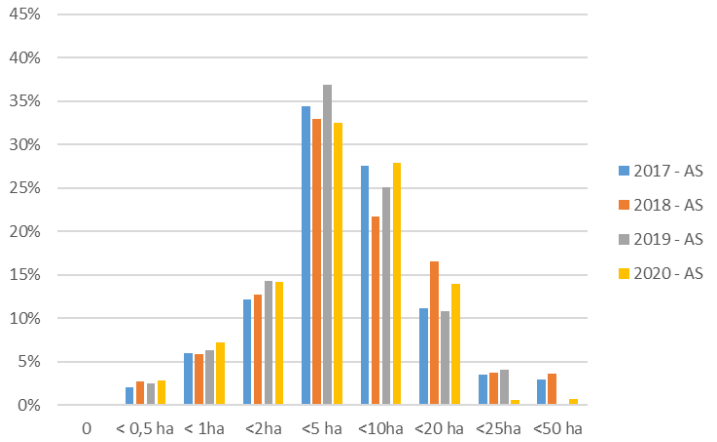


Figure 2.1.2-4 : Évolution de la taille des coupes rases en forêt des collectivités. Distribution par classe de surface sur la période 2017-2020

La médiane de la distribution en 2017 et en 2020 reste centrée sur la classe 2-5 ha.

Les classes de coupes rases de surface comprise entre 50 a et 2 ha sont plus importantes en forêt des collectivités qu'en forêt domaniale.

1.2.5 Discussion et perspectives

En forêt publique, la coupe rase – au sens du gestionnaire forestier, correspondant à l'enlèvement par coupe unique de tous les arbres du peuplement à des fins de régénération artificielle (plantation avec du matériel génétique amélioré, transformation, régénération de peuplement en impasse sylvicole) est limitée en année « normale » (hors crise sanitaire) à environ 1 % des différents types de coupes, à moins de 10 % des coupes dites de renouvellement et à environ 0,1 % de la surface des forêts publiques chaque année.

La crise sanitaire causée par les attaques de scolytes a généré depuis 2017 une proportion plus élevée des coupes « rases » faisant doubler le taux, qui reste moins élevé en forêt domaniale qu'en forêt des collectivités (surtout en 2020).

La taille des coupes rases n'augmente pas et les coupes rases sont de taille un peu plus élevée en forêt domaniale (4,5 ha) qu'en forêt des collectivités (2,9 ha), ce qui est en lien avec des fonciers domaniaux en moyenne un peu plus grands (de l'ordre de 1300 ha en moyenne pour la domaniale et 200 ha pour la forêt des collectivités).

Cette analyse a été réalisée sans examen cartographique des coupes rases : le cumul de coupes sanitaires ou rases dans un même massif peut entraîner une perception d'accentuation des tailles des coupes et des impacts paysagers. La fréquence des coupes « rases » a augmenté avec la crise sanitaire récente.

La comparaison des données de l'ONF avec les informations dont dispose l'IFN (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? ») est problématique car les estimations ne reposent ni sur les mêmes définitions, ni sur les mêmes techniques d'observation (relevés sur des petites placettes dans le cas de l'IFN, à l'échelle du peuplement pour l'ONF). On note que, pour l'ensemble des forêts publiques et avec une définition plus restreinte que celle de l'IGN, les surfaces de coupes rases de l'ONF sont inférieures à celles de l'IGN, mais les ordres de grandeur annuels sont assez comparables, de l'ordre de 4 000 à 6 000 ha pour les données ONF (coupes rases au sens sylvicole du terme) et de l'ordre de 8 400 ha ± 30 % pour l'IGN (au sens de la perte de couvert de 90 % et plus).

1.2.6 Références bibliographiques

Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. Revue forestière française 51, 469–486. https://doi.org/10.4267/2042/5456

Volet 1 | Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases

Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ?

Sommaire

2.1 Contexte de l'imagerie satellitaire en France 72
2.1.1 Nouveaux capteurs satellitaires et conditions d'accès 73
2.1.1.1 Le programme européen Copernicus 73
2.1.1.2 Le pôle national THEIA et le dispositif DINAMIS 73
2.1.2 Potentiel et limites 74
2.2 Exemples d'application à trois échelles 74
2.2.1 Échelle globale : la base de données Hansen *et al.* (2013) 74
2.2.2 Échelle nationale : le service opérationnel INRAE 77
2.2.3 Échelle locale : cartes de référence en Aquitaine 80
2.3 Quels enseignements tirer d'un croisement des cartographies INRAE avec la base de sonnées IFN des peuplements forestiers ? 81
2.3.1 Matériels utilisés pour cette étude 81
2.3.2 Analyse par catégorie de propriété 81
2.3.3 Analyse selon la taille des surface d'un seul tenant 83
2.3.4 Analyse selon les types de peuplements 83
2.3.5 Correspondances des données IGN et INRAE 84
2.4 Cartographie des coupes forestières sur les tropiques et zones nuageuses 85
2.4.1 Adaptation à la forêt tempérée 88
2.5 Conclusion 89
2.5.1 Pistes de recherche 89
2.5.2 Recommandations 89
2.6 Références bibliographiques 89
2.7 Annexes 91

Rédacteurs

Kenji **Ose,** INRAE, UMR TETIS, Montpellier (34), France
Marianne **Duprez**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Milena **Planells**, CNES, UMR CESBIO, Toulouse (31), France
Jérôme **Puiseux**, DRAAF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux (33), France

2.1 Contexte de l'imagerie satellitaire en France

Le premier programme spatial d'observation de la Terre destiné à des fins civiles remonte aux années 1970 avec le lancement du satellite Landsat-1 par la NASA. En 2008, l'agence spatiale américaine abandonne définitivement les tentatives de commercialisation des images et opte pour une distribution libre et gratuite de celles-ci. Cette stratégie a joué un rôle important dans l'appropriation et l'utilisation de ces nouvelles technologies par les institutions d'enseignement et de recherche. Les récents programmes européens et nationaux s'inscrivent désormais dans cette logique, permettant ainsi d'envisager la construction dans la durée de véritables services d'appui aux politiques publiques, avec cependant des limites inhérentes aux données et aux méthodes de traitement de l'imagerie satellitaire.

2.1.1 Nouveaux capteurs satellitaires et conditions d'accès

Ces dix dernières années sont marquées par une explosion de l'offre en imagerie satellitaire. De nombreuses sociétés privées développent le marché de la très haute résolution spatiale (THRS) tandis que des programmes internationaux et nationaux viennent renforcer l'offre et la diversité de capteurs.

2.1.1.1 Le programme européen Copernicus

Le programme Copernicus (Fioraso, 2016), piloté par la Commission Européenne en partenariat avec l'agence spatiale européenne (ESA), est entré dans sa phase opérationnelle en 2014 avec le lancement de Sentinel-1A. Le processus en cours devrait placer d'ici 2030 une vingtaine de satellites, avec des caractéristiques variées. **À ce jour, deux familles de satellites, radar (Sentinel-1A et 1B) et optique (Sentinel-2A et 2B), proposent des caractéristiques techniques adaptées au suivi de la forêt avec une résolution spatiale minimum de 10 m et une fréquence de revisite d'environ 5 jours.**

Ces images sont mises à la disposition de tout citoyen et de toute organisation du monde entier. Elles sont accessibles de manière complète, ouverte et gratuite. Deux modes d'accès sont proposés : les plateformes DIAS (*Data and Information Access Services*) et les plateformes dites « conventionnelles ». Il existe cinq plateformes DIAS. Basées sur le *cloud*[33], elles offrent un accès centralisé aux données et informations Copernicus, ainsi qu'aux outils de traitement (moyennant un paiement à l'utilisation). La seconde option est le *Copernicus Open Access Hub*[34], maintenu par l'ESA. Ce portail permet d'accéder aux données Sentinel *via* une interface graphique ou de programmation API (*Application Programming Interface*), de définir aussi différents paramètres (zone géographique, date d'acquisition, etc.) pour affiner leur recherche dans les archives. Un dernier accès national est proposé par le CNES via le service PEPS[35] (Plateforme d'Exploitation des Produits Sentinel).

2.1.1.2 Le pôle national THEIA et le dispositif DINAMIS

Créé fin 2012, THEIA[36] est une composante de l'infrastructure de recherche Data Terra et rassemble onze institutions publiques françaises[37]. Ce pôle vise à accroître l'utilisation de la donnée spatiale par la communauté scientifique et les acteurs publics en mettant à disposition des données et produits à valeur ajoutée issus de la télédétection. En outre, il mutualise les outils, participe à la diffusion des résultats de recherche, anime et structure des réseaux d'utilisateurs via les Centres d'Expertise Scientifique (CES) et les réseaux d'Animation régionale (ART). Il s'appuie aussi sur des Centres de Données d'Observation et de Services (CDOS) pour la production et la diffusion de produits et services opérationnels.

Deux centres d'expertise scientifique s'intéressent au suivi de la forêt : le CES « Biomasse forestière et changement de couverture forestière »[38] et le CES « Changements et santé des forêts »[39]. Ces centres d'expertise délivreront à terme des produits issus de la télédétection, éventuellement les cartographies de coupes rases ou plus généralement de pertes de couvert arboré en métropole et au-delà. La création et les modalités de diffusion de ces produits en France sont abordées dans la présente expertise (voir « Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? »).

[33] Stockage et traitement informatiques dématérialisés
[34] Voir ici : https://scihub.copernicus.eu/
[35] Voir ici : https://peps.cnes.fr/
[36] Voir ici : https://www.theia-land.fr
[37] CEA, CIRAD, CNES, CNRS, IGN, INRAE, IRD, METEO-FRANCE, ONERA, Cerema et AgroParisTech
[38] Voir ici : https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-biomasse-forestiere-et-changement-de-couverture-forestiere/
[39] Voir ici : https://www.theia-land.fr/ceslist/ces-changements-et-sante-des-forets-temperees/

2.1.2 Potentiel et limites

L'imagerie satellitaire, diffusée par les programmes décrits précédemment, présente un potentiel très intéressant pour le suivi des forêts sur tout ou partie du globe. **Les produits Sentinel avec une résolution spatiale de 10 m et une revisite tous les 5 jours environ permettent d'analyser le territoire à des échelles fines, de détecter des phénomènes au niveau intra-parcellaire.** En outre, les archives Sentinel ainsi constituées permettront bientôt d'analyser les évolutions de l'occupation du sol sur près de 10 ans. La diversité des capteurs embarqués, radar et optique, permet de mieux saisir les différentes caractéristiques des objets étudiés.

Les satellites Sentinel-1 disposent d'un radar à synthèse d'ouverture (SAR) et proposent en sortie deux principaux types de produits qui décrivent les caractéristiques du signal rétrodiffusé : le SLC (*Single Look Complex*) pour l'amplitude et la phase, et le GRD (*Ground Range Detection*) pour l'intensité. Capables de « traverser » les nuages et d'acquérir durant la nuit, ils fournissent des informations sur les propriétés géométriques et sur la nature des objets, en particulier la rugosité de surface, le type de matériau et la teneur en humidité.

Les satellites Sentinel-2 sont équipés d'un imageur multispectral MSI qui fonctionne dans 13 bandes spectrales, du visible à l'infrarouge, avec une résolution spatiale comprise entre 10 et 20 m. Ils mesurent l'énergie solaire réfléchie par la surface terrestre et donnent ainsi, selon les longueurs d'onde, des informations sur la végétation relatives à la pigmentation foliaire, à la teneur en eau, etc.

L'usage de ces données requiert des compétences expertes et des ressources en stockage et calcul relativement importantes. **Les méthodes automatiques de cartographie** présentent aussi des limites. En effet, elles **sont performantes pour détecter des modifications d'état de surface mais il est plus difficile d'en identifier les causes.** Le cas des coupes rases est un bon exemple. Ainsi, dans la suite de cette contribution, **les produits de la télédétection relèvent plutôt d'une détection des pertes de couvert boisé et ce, quelle que soit leur origine ; il peut s'agir de prélèvements sylvicoles** (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? » et « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? »**), ou de mortalités occasionnés par des incendies, des maladies ou des dégâts de tempêtes.** De plus, les produits en sortie ne disposent pas toujours d'information sur les évolutions post-prélèvement. Ainsi, le ratio entre perte et gain n'est pas toujours établi, la différenciation entre une coupe rase et un défrichement (changement d'utilisation du sol) n'est pas réalisée. Cependant, la « Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? », qui porte une réflexion sur la mise en place d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases, propose des pistes d'amélioration qui permettraient d'affiner la précision de ces résultats.

2.2 Exemples d'application à trois échelles

2.2.1 Échelle globale : la base de données Hansen *et al*. (2013)

L'offre en imagerie satellitaire à haute résolution, combinée avec des moyens de calcul de plus en plus performants, a permis de développer des produits cartographiques à l'échelle mondiale, notamment dans le domaine forestier.

L'exemple le plus connu à ce jour est le système d'alerte UMD-GLAD dit « Hansen », du nom de son principal auteur (Hansen *et al*., 2013). Fruit d'une collaboration entre le laboratoire GLAD (*Global Land Analysis & Discovery*, Université du Maryland, États-Unis), Google, l'USGS et la NASA, il mesure entre autres les pertes en surface de couvert arboré sur l'ensemble du globe à une résolution spatiale

d'environ 30 m. Ces données générées à partir d'imagerie multispectrale Landsat résultent d'un processus d'apprentissage automatique (*machine learning*). Le couvert arboré est ici défini comme toute végétation d'une hauteur supérieure à 5 m (définition FAO[40]), et pouvant prendre la forme de forêts naturelles ou de plantations avec des densités de canopée variables. La perte de couvert arboré englobe non seulement les pratiques sylvicoles mais aussi tout autre type de perturbation telle que les dépérissements, les dégâts de tempêtes ou les incendies. La dernière mise à jour (version 1.9) propose désormais une estimation annuelle sur la dernière décennie 2011-2021. La méthode a connu, au fil des versions, de nombreuses améliorations, et les produits ont été recalculés. Une version 2.0 est à l'étude pour traiter de nouveau les données de 2000 à 2010.

Tableau 2.2-1 : Évaluation de la qualité des cartographies de perte de couvert arboré réalisée sur les années 2000 à 2012 (Hansen et al., 2013)

	Perte en couvert arboré	
Biome	Faux positifs (%)	Faux négatifs (%)
Global	**13.0**	**12.2**
Tropical	13.0	16.9
Subtropical	20.7	20.6
Tempéré	11.8	6.1
Boréal	12.0	6.1

À l'échelle globale, les auteurs évaluent le taux de faux positifs[41] à 13 % et le taux de faux négatifs[42] à 12 %. Cette précision varie selon les biomes, elle est en général meilleure dans les forêts tempérées et boréales (Tableau 2.2-1).

Une seconde évaluation estime la précision temporelle de ces données, liée à leur fréquence de mise à jour tributaire de la couverture nuageuse. La perte en couvert arboré se produit dans 75 % des cas durant l'année indiquée, dans 97 % des cas en tenant compte de l'année qui précède. Par conséquent, les auteurs recommandent de moyenner les données sur une période de 3 ans au moins pour réduire les incertitudes interannuelles.

Les données du GLAD sont consultables et téléchargeables sur la plateforme *Google Earth Engine*[43]. La plateforme web *Global Forest Watch* (GFW) en propose une synthèse par pays, et par unités administratives de niveau 1 (région) et 2 (département). La perte de couvert arboré est exprimée en fonction de la densité de canopée. **En considérant uniquement les surfaces dont le couvert arboré est > 10 %, les pertes de couvert boisé, y compris les coupes rases, en France métropolitaine varient entre 60 000 ha et 80000 ha par an depuis 2016** (Figure 2.2-1), avec une prédominance dans les départements des Landes, de la Gironde et de la Corrèze (Figure 2.2-2) sur ces dix dernières années.

[40] Consultable ici : https://www.fao.org/3/ae217f/ae217f02.htm
[41] Détection erronée (commission) d'une perte de couvert forestier
[42] Perte de couvert forestier non détectée (omission)
[43] Voir ici : http://earthenginepartners.appspot.com/science-2013-global-forest/download_v1.7.html

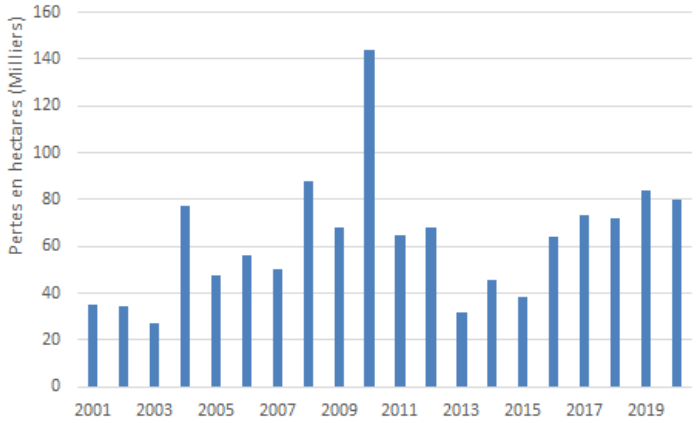


Figure 2.2-1 : Perte de couvert arboré (densité > 10 %) en France métropolitaine, estimée sur la base GLAD. Le pic de 2010 pourrait correspondre aux conséquences de la tempête Klaus qui a frappé les Landes de Gascogne en janvier 2009.

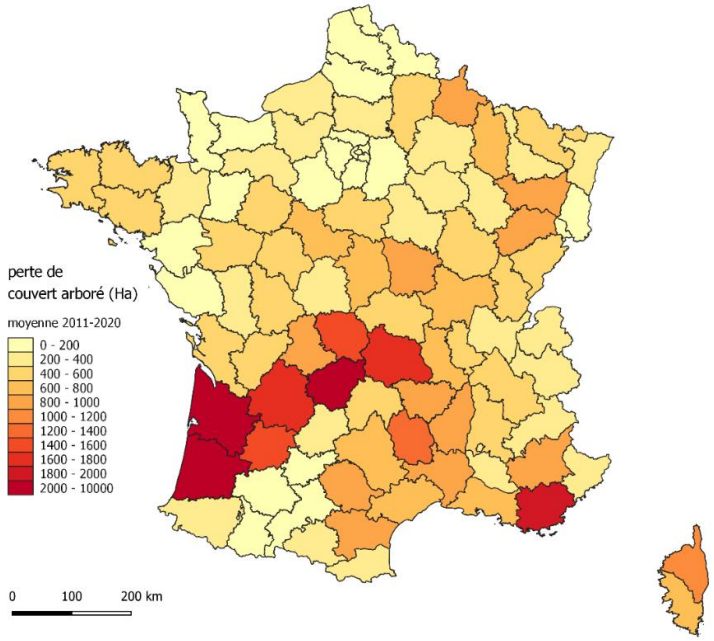


Figure 2.2-2 : Estimation moyenne (2011-2020) de la perte de couvert arboré par département. Les pertes importantes observées dans le Var pourraient être liées à de très fortes défoliations dues au Bombyx disparate dans le Massif des Maures en 2019.

L'interprétation de ces cartographies est délicate, comme toute information issue de processus automatisés à partir d'imagerie satellitaire, notamment à des échelles globales. Le département de science environnementale de l'université de Bâle (Tropek *et al*., 2014) a montré que la base de données UMD-GLAD pouvait présenter des confusions, en particulier dans le domaine tropical, avec des plantations et surtout des cultures herbacées menant à une sous-estimation substantielle des pertes en forêt, et compromettant leur utilité dans les décisions politiques locales. Plus récemment, une analyse menée sur ces mêmes données par l'unité de bioéconomie du Centre Commun de Recherche de la Commission Européenne (Ceccherini *et al*., 2020) a fait l'objet de nombreuses critiques à la fois sur les choix méthodologiques et sur l'interprétation des résultats. Elle fait état d'une augmentation de la superficie forestière exploitée (+ 49 %) et de la taille moyenne des parcelles récoltées (+ 34 %) en Europe pour la période 2016-2018 par rapport à la période 2011-2015. Pour la France, ces estimations s'élèvent respectivement à + 30 % et + 44 %. Or, Picard *et al*. (2021) pointent des biais d'analyse et des

incohérences avec d'autres bases de données statistiques. Wernick *et al.* (2021) estiment, pour leur part, que les facteurs d'explication (hausse internationale de la demande en bois) et les conséquences (émissions de carbone) mis en avant sont également discutables.

Malgré leurs incertitudes et les défauts d'interprétation, les cartes de l'UMD-GLAD demeurent à ce jour une référence pour le suivi annuel des forêts à l'échelle mondiale. La recherche en télédétection continue de proposer des produits pour caractériser et mieux décrire les forêts. Par exemple, une équipe (Lang *et al*., 2022) de l'école polytechnique fédérale de Zurich a publié en 2022 une carte mondiale d'estimation des hauteurs de canopée, construite avec des modèles d'apprentissage profond (*deep learning*) qui tirent parti des données optiques issues de la constellation Sentinel-2 et des données Lidar issues de la mission GEDI (opérée par la NASA). L'ensemble de ces travaux présente des complémentarités intéressantes qui permettront peut-être de préciser les estimations de perte en couvert arboré.

2.2.2 Échelle nationale : le service opérationnel INRAE

En 2011, le ministère de l'Agriculture a commandé une étude de faisabilité pour estimer le potentiel de l'imagerie satellitaire dans la cartographie des coupes rases. L'objectif étant de fournir aux agents forestiers un pré-diagnostic afin d'optimiser les contrôles sur le terrain. INRAE a développé successivement deux méthodes fondées sur des données satellitaires et des algorithmes différents.

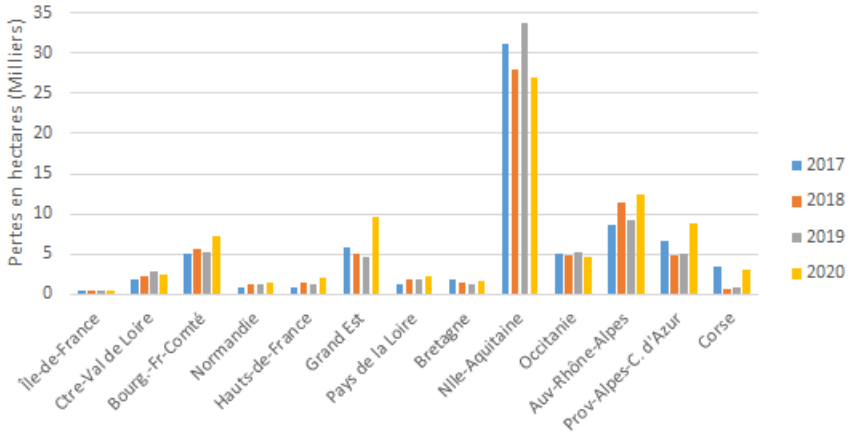


Figure 2.2-3 : Pertes régionales de couvert arboré estimé par la méthode INRAE pour la période 2017-2020

La première méthode, dite « bi-date », compare deux images d'une même zone acquises à une année d'intervalle afin de détecter le passage d'un état arboré à un état non végétalisé (Ose, 2018), les DRAAF et DDT(M) ayant la charge de créer ces cartes en reproduisant les différentes étapes de traitement décrites dans un guide méthodologique. Les retours d'expérience ont démontré que l'utilisation des images satellitaires allégeait les processus de recherche d'infraction en matière de coupes illégales et abusives (article L. 312-11 du Code forestier[44]), voire même de défrichements illicites (articles L363-1 à L363-5 du Code forestier[45]). Le déploiement national de cette première méthode est resté limité en raison des moyens humains et matériels alloués. En effet, les agents devaient être relativement autonomes techniquement, disposer de prérequis en télédétection (Ose *et* Deshayes, 2015) et de ressources informatiques adaptées aux traitements de données volumineuses. Concernant la qualité des résultats, il est apparu que la comparaison interannuelle augmentait le risque d'omission, l'état de sol nu suite à une coupe étant relativement bref, avec une reprise de la végétation en quelques mois.

[44] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025247137
[45] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000025244092/LEGISCTA000025247415/#LEGISCTA000025247615

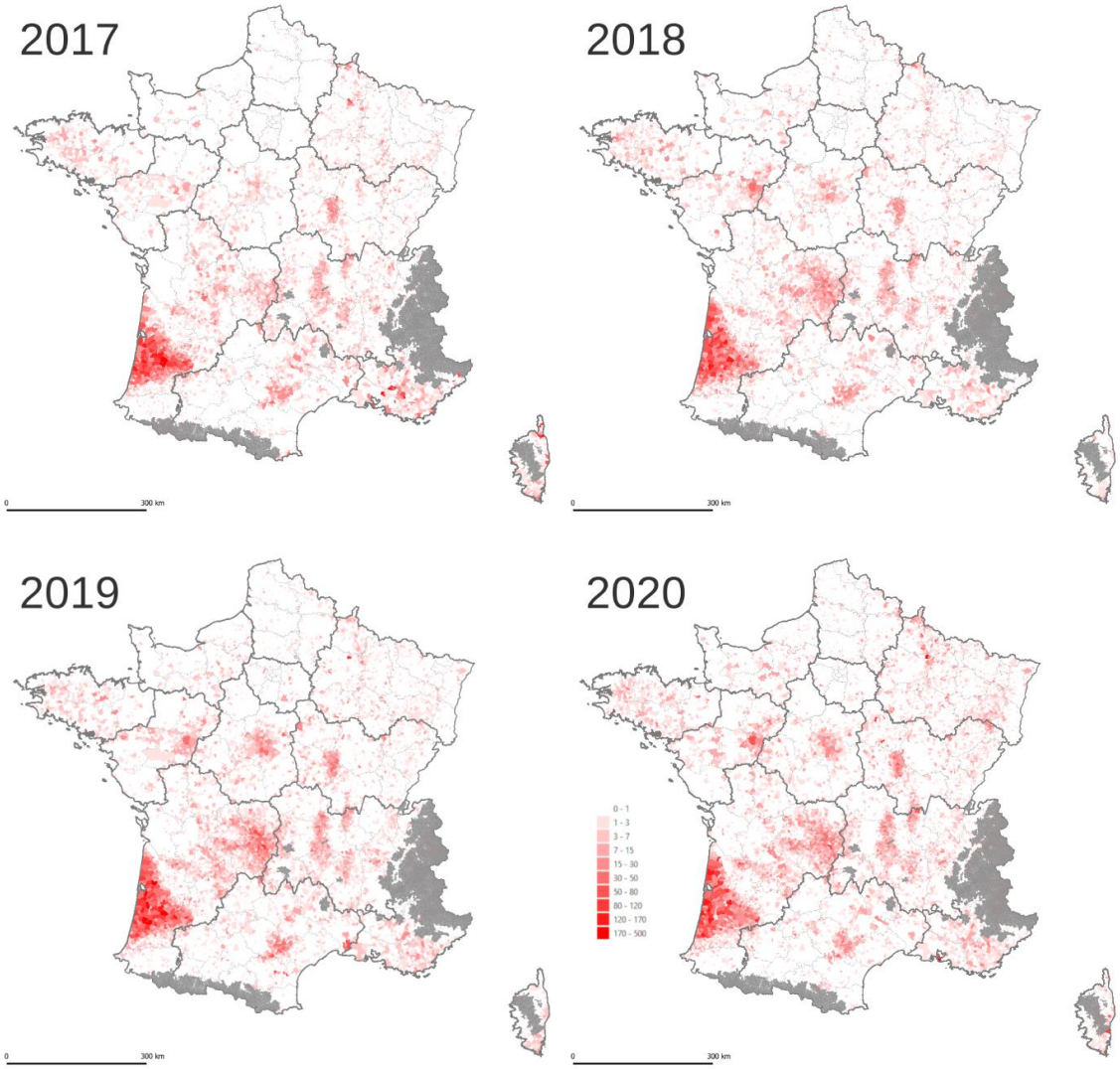


Figure 2.2-4 : Pertes de couvert arboré (classe 2), exprimées en hectare par commune, calculées avec le seconde méthode INRAE pour les années 2017 à 2020. Les communes situées pour toute ou partie au-dessus de 1600 m d'altitude sont grisées car la détection présente des incertitudes plus fortes.

Avec le lancement de la constellation Sentinel-2, INRAE a conçu une **seconde méthode fondée sur l'exploitation des séries temporelles d'images satellitaires**. **Le principe est de détecter, non plus entre deux dates mais sur toute la profondeur temporelle disponible, des baisses rapides et importantes de l'indice de végétation, qui se confirment dans les mois qui suivent.** La chaîne de traitements est totalement automatisée, depuis la récupération des données satellitaires jusqu'à la publication des résultats sur le web. Étant donné le volume des données traitées, l'ensemble des calculs est centralisé sur un serveur dédié. Ce dernier télécharge et prétraite chaque semaine les images Sentinel-2, durant la période de végétation, entre les mois de mai et d'août. L'algorithme calcule ensuite la « magnitude de chute » de l'indice de végétation dans le domaine temporel. En sortie, les détections sont enregistrées dans une couche vectorielle. Chaque polygone comporte plusieurs descripteurs, notamment la magnitude (discrétisée en deux classes) et la date de détection. Ces résultats alimentent ensuite une base de données connectée à un service de cartographie en ligne, ouvert aux services de l'État depuis l'été 2018. À ce jour (mai 2022), 53 DDT et 10 DRAAF se sont inscrites à ce service.

Cette nouvelle méthode présente l'avantage d'être insensible à certaines variations ponctuelles du signal dans le temps, telles que la présence de nuages sur les images ou des erreurs de calage. Elle permet en outre de dater plus précisément l'apparition des pertes en couvert arboré. Enfin, cette application résout les limites matérielles et logistiques identifiées dans les différents services de l'État. Concernant la qualité des résultats, les utilisateurs estiment que le taux d'erreur dans la détection des coupes rases est inférieur à 10 %, mis à part en haute altitude (dans les Alpes) où la méthode surestime, pour des raisons encore inconnues, les surfaces déboisées. Cette évaluation reste à confirmer. La forêt française étant très hétérogène, tant dans les espèces qui la composent que dans les pratiques sylvicoles, il est probable que les outils développés soient plus ou moins performants selon les sylvoécorégions.

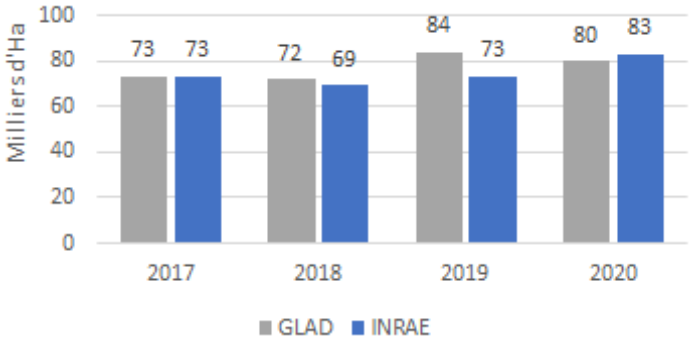


Figure 2.2-5 : Estimations GLAD et INRAE (méthode sur les séries temporelles) des pertes de couvert boisé en métropole

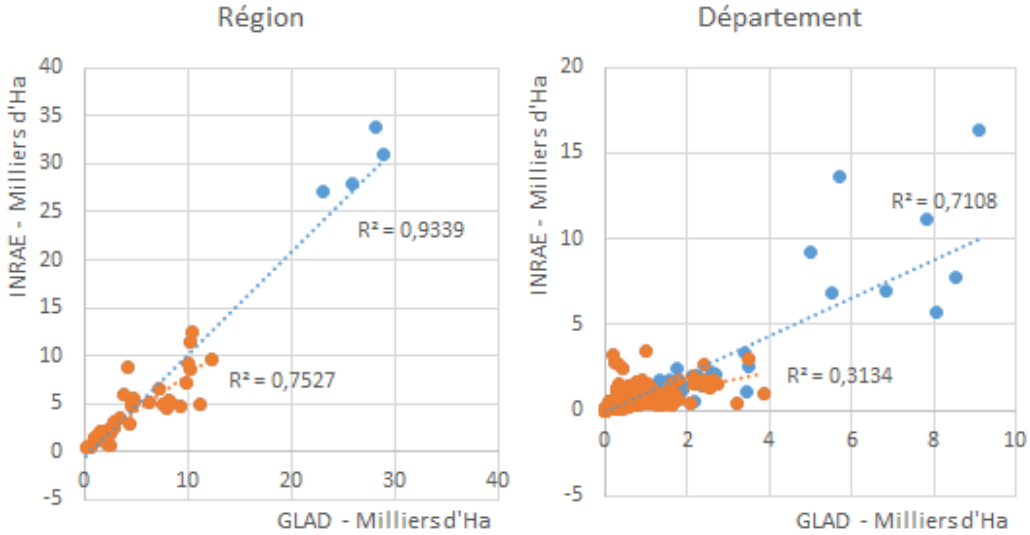


Figure 2.2-6 : Comparaison des surfaces détectées par GLAD et INRAE au niveau régional (à gauche) et départemental (à droite) de 2017 à 2020. En bleu : toutes collectivités, en orange : collectivités hors Nouvelle-Aquitaine

Les statistiques dérivées des cartographies annuelles sont présentées ici pour les années 2017 à 2020, sans distinction des classes de magnitude de chute (une analyse approfondie, croisée avec les données de l'IGN, est présentée dans la section suivante). La région Nouvelle-Aquitaine (Figure 2.2-3), et en particulier les départements des Landes, de la Gironde et de la Corrèze, se démarquent nettement en surface comme en nombre de parcelles impactées (Figure 2.2-4). Au niveau national, ces estimations coïncident à peu près avec celles dérivées du jeu de données UMD-GLAD (Figure 2.2-5). Toutefois, la concordance est moins nette à l'échelle des régions et moins encore des départements (Figure 2.2-6).

2.2.3 Échelle locale : cartes de référence en Aquitaine

Initialement mise en œuvre à la demande de la filière forêt-bois pour la connaissance des surfaces exploitées dans le massif des Landes de Gascogne, puis par le ministère en charge de l'agriculture pour faciliter les contrôles régaliens en département (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? »), les travaux de télédétection des coupes forestières ont récemment évolué en Nouvelle-Aquitaine vers une cartographie corrigée et validée pour répondre à des besoins opérationnels.

Le massif landais constitue certainement le secteur forestier en France où la dynamique d'exploitation et de reboisement est la plus forte. Sur une seule année, les surfaces concernées par des changements de couverture au sol (coupes rases et défrichements) peuvent dépasser plusieurs dizaines de milliers d'hectares (jusqu'à 34 000 ha en 2014). Dans un tel contexte, la fourniture de cartographies pour guider les contrôles est rapidement apparue comme un outil indispensable.

La DRAAF Nouvelle-Aquitaine s'est appropriée la première méthode INRAE (voir « 2.2.2 Échelle nationale : le service opérationnel INRAE »), dite « bi-date », pour détecter automatiquement les pertes de couvert arboré à partir de couples d'images satellitaires acquises sur un intervalle d'un an environ. Les cartographies produites présentaient des erreurs, liées en partie au contexte sylvicole local, qui nécessitaient d'être corrigées en amont des contrôles. Les sur-détections (ou faux positifs) étaient généralement de deux types :

- des éclaircies qui affectent (partiellement) le taux de couvert ou des entretiens qui modifient la couverture herbacée interstitielle par des passages de rouleaux landais ou de gyrobroyeurs dans les jeunes peuplements ;
- des terrains déjà coupés avec une reprise de la végétation et faisant l'objet ensuite d'un nettoyage, d'enlèvements de souches après ressuyage (à des fins de bois-énergie) ou de préparations de terrain pour la plantation.

Sur les omissions (ou faux-négatifs), celles-ci apparaissaient plus importantes dans :

- les zones touchées par les tempêtes ou dans des peuplements mélangés présentant un sous-étage de chêne ;
- des exploitations de peuplements ouverts ou avec un couvert partiel de résineux.

Avec plus de 14 000 ha de coupes rases par an (entre 2012 et 2014) pour le seul département de la Gironde, il s'est avéré indispensable pour les services de l'État de réduire dans un premier temps ces erreurs. Des modifications ont ainsi été apportées à la méthode initiale en ajustant certains paramètres en entrée (choix des bandes spectrales et approche zonale), puis en ciblant les détections valides par une analyse croisée avec d'autres sources d'information telles que le nettoyage et les reconstitutions post-Klaus, les propriétés forestières, les plans simples de gestion, les défrichements déclarés et la taille des massifs forestiers. A l'issue de ce filtrage, les coupes probables ont fait l'objet d'un contrôle visuel par photo-interprétation sur la base des images satellitaires utilisées en amont et des prises de vue aériennes de la BD Ortho IGN les plus proches en date. Enfin, les coupes rases avérées ont été classées en fonction des seuils de surface fixés dans les arrêtés préfectoraux.

Les cartographies issues de la télédétection sont ainsi produites depuis 2012 et font l'objet d'une vérification exhaustive, ce qui permet leur intégration avec d'autres référentiels ou sources d'information. Elles servent aujourd'hui :

- aux contrôles régaliens des coupes rases et des défrichements, mis en œuvre par les DDT ;
- à la connaissance des surfaces exploitées, des caractéristiques des coupes (surface moyenne, nombre de coupes supérieures aux seuils de surface fixés par arrêtés, etc.) ;
- à la projection annuelle des besoins en graine de pin maritime pour la reconstitution des surfaces exploitées en fonction des stocks et des niveaux de récolte.

2.3 Quels enseignements tirer d'un croisement des cartographies INRAE avec la base de données IFN des peuplements forestiers ?

Les éléments décrits ici constituent un premier essai de valorisation conjointe des données cartographiques INRAE issues de la télédétection et des données grande échelle de l'IGN.

2.3.1 Matériels utilisés pour cette étude

Pour cette analyse, les données utilisées sont les suivantes :

- cartographies des pertes de couvert arboré 2019 et 2020 (INRAE) : couches vecteur de détection annuelle de perte de couvert arboré avec un attribut « classe » qui prend la valeur 1 ou 2 selon un seuillage de l'intensité de l'estimateur de détection ;
- BD Forêt® (IGN) assemblée sur la France entière et corrigée de 3 m en deçà de la limite forêt/non-forêt dessinée d'après le houppier des arbres sur photographies aériennes et ce, afin de mieux faire correspondre la surface forestière calculée sur système d'information géographique (SIG) et celle issue des statistiques d'inventaire forestier ;
- couche des propriétés relevant du régime forestier (ONF 2021) ;
- placettes d'inventaire avec reconnaissance terrain (IGN) sur la période 2010-2020 (soit un effectif de 82 949 points) : pour un décompte d'occurrences de croisement.

S'agissant de données couvrant l'ensemble de la France et à grande échelle, un fractionnement par département et une automatisation des croisements est nécessaire. Ceux-ci ont été réalisés en utilisant le découpage administratif utilisé par l'IFN pour son plan d'échantillonnage et ses résultats (départements référence BD Carto ©IGN, 2002).

Afin de calculer des éléments relatifs à des classes de surface de coupe, les deux cartes de détection annuelles (2019 et 2020) INRAE ont été fusionnées et seuillées (filtres de nettoyage à 4 pixels). Cette couche donne ainsi la distribution et la superficie globale des pertes de couvert arboré observées par télédétection sur 2 ans. Pour évaluer le résultat, une très rapide comparaison a été faite avec les données diffusées par le *Global Forest Watch* (Hansen pour les années 2016-2021), ce qui a mis en évidence une assez grande divergence de détection sur les Alpes et plus particulièrement au-dessus de 1600 m d'altitude. Une vérification sur les zones repérées à l'aide de photographies aériennes récentes montre en effet une sur-détection de coupes de grande superficie dans des zones qui sont pourtant restées boisées. Ces surfaces détectées à plus de 1600 m ont donc été exclues des traitements d'analyse exposés ci-dessous.

On obtient un jeu brut de données de 126 665 polygones comprenant un certain nombre d'attributs, en particulier : la catégorie de propriété, le département, le type de formation végétale (issu de la BD Forêt®), la correspondance (identique, à moins de 50 m ou aucune) entre les détections INRAE et celles de la base Hansen et la surface globale par entités sur les deux années étudiées.

Ce jeu de données, ainsi constitué, permet d'effectuer différents croisements pour estimer la répartition des prélèvements en fonction des catégories de propriété, des surfaces d'un seul tenant et des types de peuplements. Il a en outre donné quelques éléments d'explications sur les possibles erreurs de détection dans les produits INRAE.

2.3.2 Analyse par catégorie de propriété

En tenant compte de toutes les surfaces détectées supérieures à 0,05 ha, il apparaît que les pertes de surface boisée (classes 1 et 2) se situent entre 71 000 et 78 000 ha/an (Tableau 2.2-2).

Tableau 2.2-2 : Surfaces (en ha) par catégorie de propriété

	2019		2020		< 1600 m d'altitude	2019		2020		> 1600 m d'altitude
	Classe 1	Classe 2	Classe 1	Classe 2	Total	Classe 1	Classe 2	Classe 1	Classe 2	Total
Public	268	2 666	397	3 600	**6 931**	110	913	244	2 478	**3 745**
Privé	2 612	29 002	2 647	29 599	**63 860**	66	789	144	2 143	**3 142**
Terrains militaire	16	169	15	120	**319**					
Total	**2 895**	**31 838**	**3 059**	**33 319**	**71 111**	**176**	**1 702**	**388**	**4 621**	**6 887**

L'analyse se focalise ensuite sur les détections de classe 2 représentant la composante la plus fiable. Elle permet de faire une distribution assez représentative des caractéristiques des peuplements concernés par les coupes les plus fortes, et dresser un premier lien quantitatif entre celles-ci et les placettes de levers d'inventaire. La répartition des pertes de couvert boisé, cumulées sur les deux années, selon le critère de propriété est la suivante : 3,8 % pour les forêts domaniales, 5,8 % dans les autres forêts publiques, et 89,9 % dans les forêts privées. Le taux de perte de couvert arboré d'une année à l'autre est de 0,14 % de la surface totale dans les forêts publiques, contre 0,45 % dans les forêts privées (soit trois fois plus).

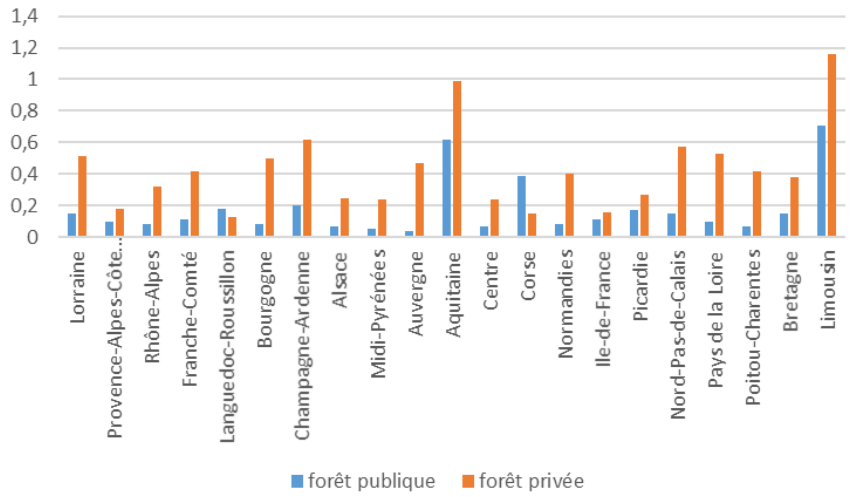


Figure 2.2-7 : Taux de prélèvement par région et catégorie de propriété : le taux de prélèvement est trois fois plus élevé en propriété privé qu'en propriété publique.

Une répartition selon les régions administratives (découpage en 21 régions pour une meilleure lisibilité géographique et rassemblement des deux Normandie) montre des disparités assez grandes et en particulier pour l'Auvergne où l'écart de prélèvement est très important avec l'un des taux les plus bas dans les forêts publiques (0,04 %) et un taux dans la moyenne nationale en forêt privée (0,47%), soit un facteur égal à 12 entre les deux situations.

Au palmarès des régions (Figure 2.2-7) où il y a le plus de coupes ramenées à la surface forestière, toutes propriétés confondues, figurent : le Limousin (1,13 %), l'Aquitaine (0,95 %) et les Pays de la Loire (0,49 %). À l'extrémité opposée, on retrouve l'Alsace (0,12 %), et le Languedoc-Roussillon (0,13 %).

2.3.3 Analyse selon la taille des surface d'un seul tenant

En exploitant la couche de détection annuelle produite par INRAE, on obtient un état global de l'emprise que prennent les zones de perte brutale de couvert.

Il est frappant de voir très peu de zones de plus de 50 ha d'un seul tenant (Figure 2.2-8) alors qu'on cumule deux années de détection. En les regardant individuellement, on s'aperçoit qu'il s'agit de zones de grands incendies (neuf cas), de zones massivement en dépérissement (neuf cas dont un illustré en Figure 2.2-9), quatre cas de sur-détection dont deux cas en altitude et deux autres qui correspondent à une reprise de travail du sol après coupes réalisées quelques années auparavant (département des Landes, deux cas avec des travaux qui semblent être une implantation de parc éolien).

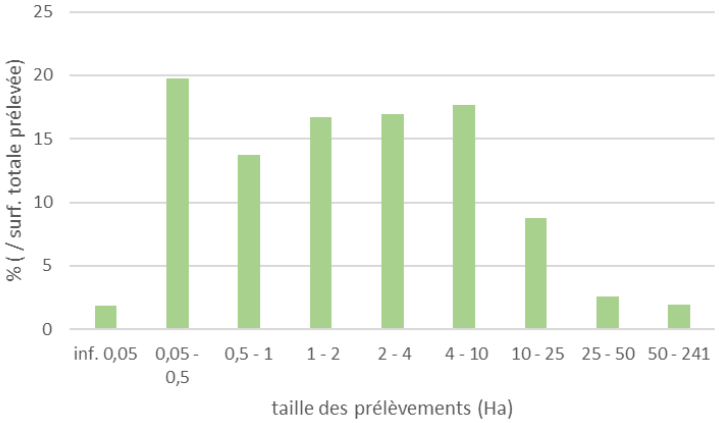


Figure 2.2-8 : Répartition des surfaces d'un seul tenant présentant une perte de couvert arboré

Les proportions sont similaires en considérant chaque année (2019 et 2020) séparément. Il n'y donc pas de hausse dans la détection de certaines classes de surfaces d'une année à l'autre.

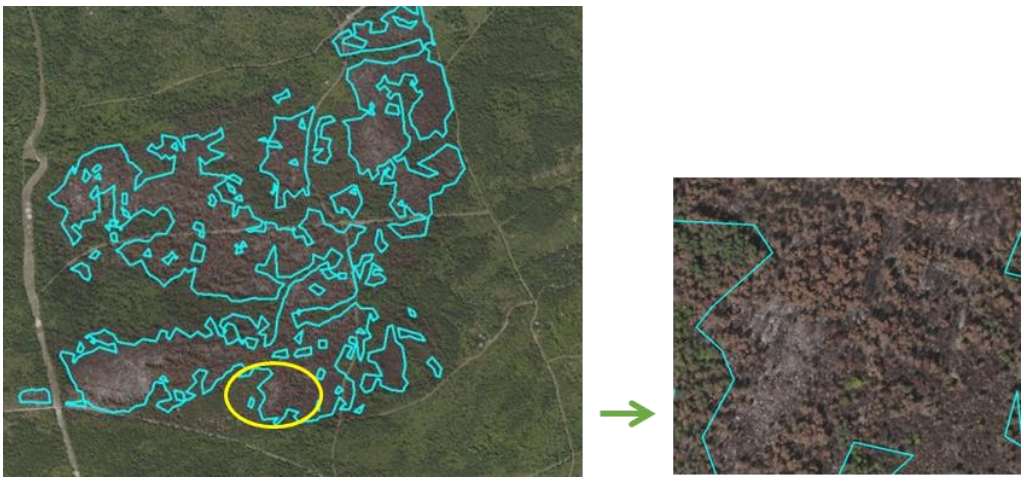


Figure 2.2-9 : Exemple de détections de perte de couvert arboré liées à des dépérissements sur le camp militaire de Suippes. Les arbres entièrement secs sont encore sur pied (photo IGN, août 2019)

2.3.4 Analyse selon les types de peuplements

Sur les pertes en surface de couvert arboré de tout type, les peuplements les plus touchés sont en premier lieu le pin maritime (essentiellement concentré en Nouvelle-Aquitaine), puis le mélange de feuillus qui est la classe la plus représentée dans les forêts françaises. Les taux de variation entre 2019 et 2020 indiquent une relative diminution pour le pin maritime (- 10 %) tandis que les mélanges de

feuillus restent à un niveau stable. Le seul fait marquant se retrouve dans les forêts de sapins ou d'épicéas, qui ont connu des pertes importantes (+ 63 %) dues à la crise scolytes de 2020.

Le croisement avec la taille des détections (Figure 2.2-10) montre que les prélèvements sur peuplements de Pin maritime sont en grande majorité compris entre 4 et 10 ha.

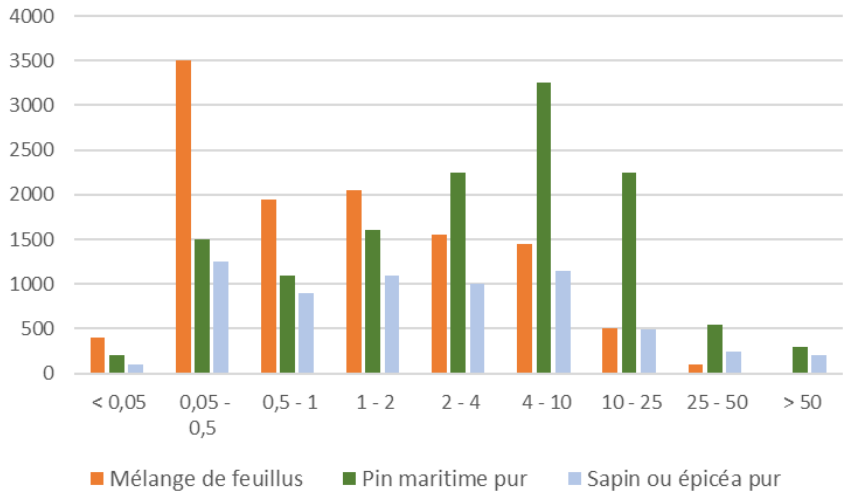


Figure 2.2-10 : Répartition des surfaces (Ha) d'un seul tenant par type de peuplement

2.3.5 Correspondances des données IGN et INRAE

En considérant la période 2010-2020 des levés terrain de l'inventaire forestier, soit un effectif de 82 949 points d'inventaires avec reconnaissance terrain, un total de 674 points d'inventaire coïncide avec des éléments détectés sur les images satellitaires en 2019 ou 2020 (classes 1 ou 2). Il s'agit le plus souvent de données antérieures à la perte de couvert et pour un nombre très faible de données synchrones avec la coupe détectée (96 points seulement). L'échantillon est par conséquent très faible.

Au sein d'une même année, il peut aussi y avoir une variabilité entre l'observation d'inventaire faite en début d'année (avant qu'une perturbation ne soit intervenue) et la détection qui synthétise toute la période de végétation. Les cas de non correspondance sur une même période temporelle sont donc possibles. C'est le cas de 24 points parmi les 96 mentionnés :

- pour deux d'entre eux, il s'agit de points situés à plus de 1600 m d'altitude qui correspondent à des sur-détections (ou faux-positifs) dans les Alpes ;
- pour quatre d'entre eux, il s'agit de pixels de détection isolés ou peu significatifs par rapport aux critères d'analyse retenus ici (voir « 2.3.1 Matériels utilisés pour cette étude ») ;
- pour trois d'entre eux, il s'agit de commission de détection (défrichement plus ancien ou détection de travaux d'implantation alors que la coupe a eu lieu quelques années avant, sur peupleraie ou dans le massif landais) ;
- pour les 15 derniers, il s'agit réellement de coupes ou de défrichements (création d'étang, création de parc photovoltaïque – voir Figure 2.2-12), ou de modifications naturelles (recul trait de côte, voir Figure 2.2-11), intervenues après le passage de l'inventaire pourtant récent et détectées par la suite.

Situation avant :
Prise de vue aérienne BD ORTHO IGN - 2020

Situation après (recul dunaire maximum de 65 m) :
Prise de vue aérienne BD ORTHO IGN - 2014

Figure 2.2-11 : Exemples de détection INRAE de perte de couvert arboré due au recul du trait de côte (2020, au sud de la Palmyre [17])

Figure 2.2-12 : Zone de défrichement avec un passage IFN en avril 2019, une détection de perte de couvert arboré par satellite en 2020 et l'implantation de panneaux photovoltaïque en 2021 (département du Var, zone sud de Sillans la cascade, Spot 6-7 2021, ©IGN / Airbus Defence & Space).

Pour résumer, sur ces 96 unités d'échantillonnage, 72 pertes de couverts arborés sont observées sur le terrain et correctement détectées par la méthode INRAE.

2.4 Cartographie des coupes forestières sur les tropiques et zones nuageuses

Le Cesbio a développé une méthode de détection des perturbations forestières en milieu tropical en temps quasi réel décrite dans Bouvet *et al*. (2018) et opérationnelle dans le projet TropiSCO[46]. Cette méthode de détection de la déforestation est surtout adaptée aux tropiques puisqu'elle est basée sur les données du satellite radar Sentinel-1, données presque insensibles aux nuages qui obstruent la plupart des images optiques dans ces régions. La déforestation est donc détectée chaque semaine quelles que soient les conditions météorologiques, le tout à 10 m de résolution. Les méthodes radar classiques reposent sur l'hypothèse que la rétrodiffusion radar (*backscatter* en anglais) diminue lorsque des perturbations se produisent. Cependant, la rétrodiffusion ne diminue pas nécessairement, car les pluies et/ou les arbres ou la végétation restant au sol (pour séchage ou ramassage ultérieur par exemple), entraînent une augmentation de la rétrodiffusion radar.

[46] Voir ici : https://www.tropisco.org

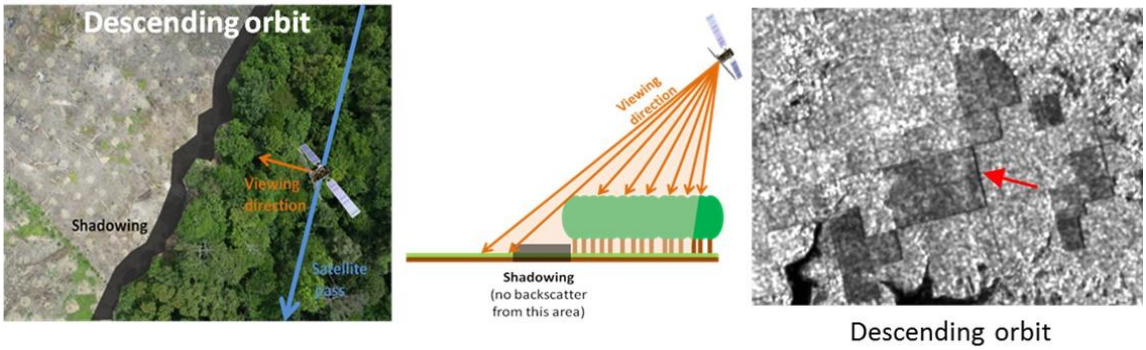


Figure 2.2-13 : Illustration de l'effet d'ombrage SAR à la frontière entre les forêts et les zones déboisées : image optique à gauche, dessin au milieu, image radar à droite.

Pour contourner ce problème, la méthode Cesbio-TropiSCO est basée sur la détection de l'ombrage radar. L'ombrage se produit dans les images radar en raison de la géométrie de visée latérale particulière des systèmes radar (Figure 2.2-13). Une ombre dans une image radar est une zone qui ne peut être atteinte par aucune impulsion radar. Les ombres créées par les arbres à la limite entre les zones forestières et non forestières peuvent être observées sur les images radar à haute résolution, selon la direction de visée. Les ombres qui apparaissent sont caractérisées par une chute soudaine de la rétrodiffusion dans la série temporelle du radar (Figure 2.2-14), plus marquée que la chute du signal de rétrodiffusion dans une zone déboisée. Grâce à la nature purement géométrique des effets d'ombrage, cette diminution de la rétrodiffusion est persistante dans le temps et ne dépend pas des conditions du sol (sol nu ou végétation basse au sol). Les nouvelles ombres devraient donc rester visibles pendant une longue période et sont facilement détectables lorsque des séries temporelles denses de données radar, telles que celles de Sentinel-1, sont disponibles.

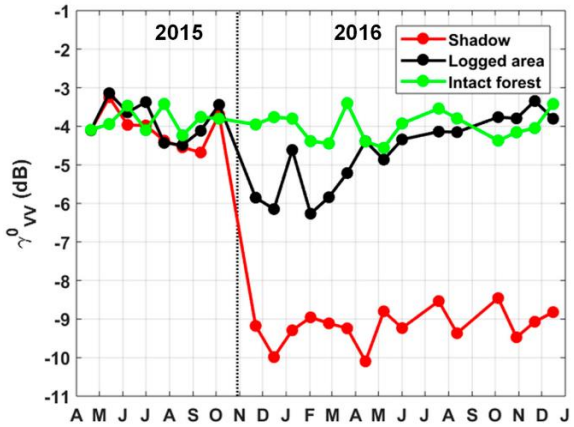


Figure 2.2-14 : Profils de rétrodiffusion temporelle d'une forêt intacte (vert), d'une zone en cours de déboisement (noir), de l'ombre correspondante (rouge) qui est créée sur l'un de ses bords lorsque la déforestation a lieu (octobre-novembre 2015)

Le système de détection de la déforestation TropiSCO est composé de deux étapes :

1. détecter les ombres qui apparaissent ou disparaissent dans une série d'images Sentinel-1 ;
2. reconstruire les zones déboisées associées aux ombres.

Pour la détection d'ombres, nous avons utilisé le Rapport de Changement Radar (RCR) qui consiste en un rapport entre la rétrodiffusion moyenne des images post et pré-perturbation (Figure 2.2-15). Comparé à un rapport plus simple de deux dates, le RCR a l'avantage d'être moins sensible au bruit radar restant, et d'assurer que le changement persiste sur une certaine période. Une ombre est détectée si le minimum de RCR dépasse un seuil de - 4,5 dB.

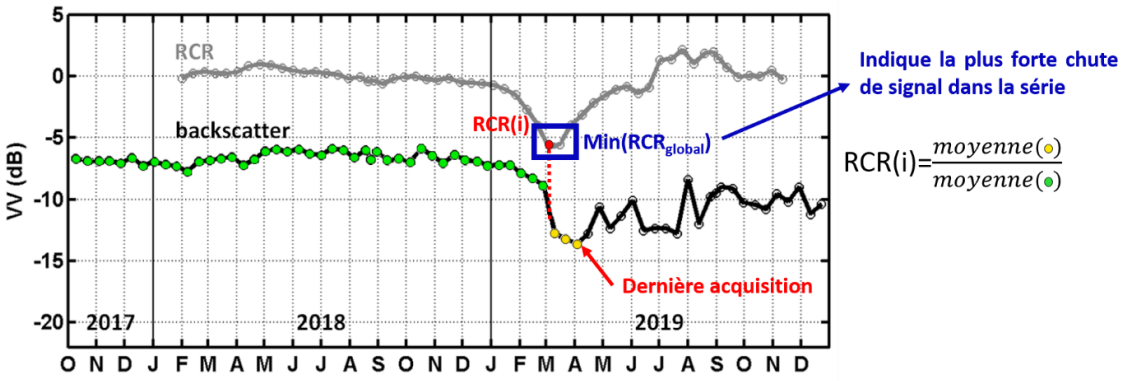


Figure 2.2-15 : Illustration de l'index RCR (Radar Change Ratio) utilisé dans la détection d'ombres (Tanase *et al.*, 2018)

Ensuite, les zones d'ombre détectées lors de la première étape sont utilisées comme point de départ pour détecter les pixels voisins qui présentent une plus légère diminution de la rétrodiffusion. Parmi les nombreuses parcelles de déforestation potentielle générées par cette étape, seules celles qui croisent une ombre détectée sont conservées, et constituent des ombres étendues (Figure 2.2-16).

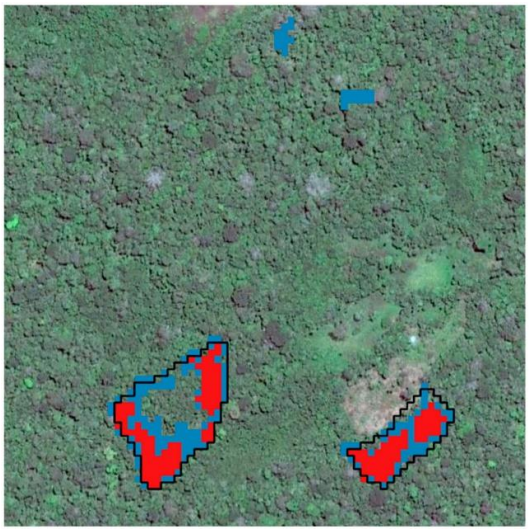


Figure 2.2-16 : Ombres détectées (rouge) et zones potentiellement déboisées (bleu). Les taches bleues isolées sont rejetées, tandis que les taches bleues connectées aux taches rouges sont combinées pour former des ombres étendues, qui sont utilisées pour reconstruire les limites de la zone déboisée

Cette méthode est utilisée sur différents sites dans les forêts tropicales d'Amérique du Sud, d'Afrique et d'Asie. Les résultats ont été comparés avec les parcelles de déforestation détectées dans le jeu de données UMD-GLAD (Hansen *et al.*, 2016, voir « 2.2.1 Échelle globale : la base de données Hansen *et al.* (2013) »). La Figure 2.2-17 montre le nombre de zones perturbées détectées par mois en utilisant les méthodes Cesbio et UMD-GLAD (notez que les parcelles perturbées qui n'ont pas été détectées par la méthode UMD-GLAD n'ont pas été prises en compte). La déforestation par abattage, qui se produit principalement pendant la saison sèche, a été détectée à temps en utilisant les deux méthodes. Toutefois, étant donné que les nuages entravent la détection des perturbations forestières par la méthode optique UMD-GLAD pendant la saison des pluies, l'exploitation aurifère, qui se produit toute l'année, a été détectée 72 ± 58 jours à l'avance par la méthode Cesbio-TropiSCO.

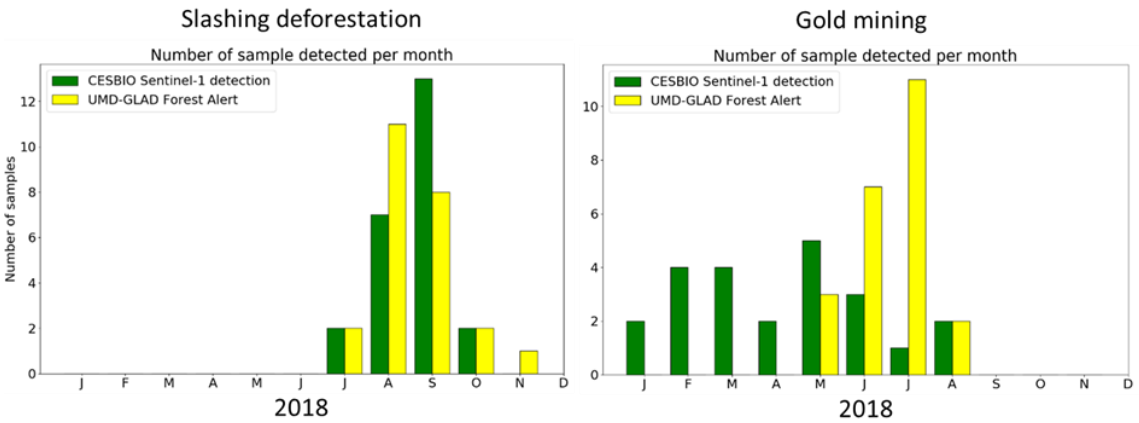


Figure 2.2-17 : Comparaison entre les méthodes de détection des perturbations forestières en temps quasi réel CESBIO et UMD-GLAD en Guyane française en 2018.

La méthode des ombres radar a été implémentée dans le système opérationnel nommé Tropisco qui actuellement fait la production quotidienne des coupes rases sur la Guyane française, le Suriname, le Guyana, le Vietnam, le Laos et le Cambodge[47]. La zone de production sera élargie à la totalité des zones tropicales d'ici un an.

2.4.1 Adaptation à la forêt tempérée

La méthode TropiSCO commence à être testée dans la forêt tempérée française (projet SuFoSat financé par l'ADEME), dans la région des Landes et la région Centre. Le paramétrage de l'algorithme a été adapté à l'hétérogénéité et à la fragmentation du paysage français. La Figure 2.2-18 montre un exemple de comparaison de la méthode TropiSCO avec le système UMD-GLAD dans les Landes.

Figure 2.2-18 : Comparaison entre les cartes SuFoSat (CESBIO) et *Global Forest Watch* (UMD-GLAD) dans une zone des Landes, période 2018-2021.

[47] Voir ici : https://www.spaceclimateobservatory.org/fr/tropisco-amazonie

2.5 Conclusion

L'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases est indéniable. L'acquisition de ces données est en constante augmentation depuis les années 1980, avec des fournisseurs aussi bien publics que privés. Il est désormais possible d'avoir un suivi quasi-journalier des états de surface avec des résolutions spatiales très fines, décamétriques voire sub-métriques. La diversité des capteurs embarqués, optiques mais aussi radar ou lidar, permet d'analyser différentes caractéristiques de la végétation et, par extension, de la forêt. La littérature scientifique a démontré la capacité de ces données pour estimer des pertes de couvert arboré, soit le passage temporaire ou permanent d'un état boisé à un autre type d'occupation du sol. Certains travaux proposent même des cartographies à l'échelle nationale voire mondiale.

Cependant, les méthodes développées se focalisent pour la plupart sur la détection de changement et ne s'intéressent pas spécifiquement aux coupes rases. En effet, elles visent avant tout à estimer des surfaces déboisées et ce, quelle qu'en soit l'origine : pratiques sylvicoles, défrichements, dégâts naturels, etc.

2.5.1 Pistes de recherche

De nombreuses pistes de recherche continuent d'être explorées pour améliorer la précision des cartographies produites par télédétection. Sans être exclusives, certaines s'intéressent à la complémentarité de données multi-capteurs pour affiner les estimations (surface et volume) de pertes de couvert arboré, préciser l'origine de ces changements. D'autres intègrent de nouvelles approches méthodologiques, notamment par apprentissage automatique ou autres champs d'étude de l' « intelligence artificielle ».

2.5.2 Recommandations

La recherche en télédétection nécessite des approches pluridisciplinaires, avec les gestionnaires forestiers en particulier, pour mieux saisir les enjeux et les attentes, pour concevoir in fine des produits cartographiques utiles à la décision. Les coupes rases en sont un exemple. Pour les caractériser, il convient de bien comprendre à quel moment elles s'inscrivent dans le cycle de vie d'une forêt exploitée : quels sont les critères qui conduisent au martelage ? Quelles sont les mesures engagées après coupe ? Sur quels pas de temps ? Etc. Ce dialogue, qui doit être consolidé en France, permettra d'améliorer les méthodes, de cerner aussi les avantages et les limites des cartographies dérivées de l'imagerie satellitaire et ce, en fonction des usages.

Enfin, une autre piste à explorer, parmi d'autres, est le croisement de la télédétection avec les données métiers des opérateurs. L'ouverture d'un dispositif national de surveillance, qui centraliserait l'ensemble de ces informations, est fortement recommandée. Cet aspect est développé dans la question suivante (« Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? »).

2.6 Références bibliographiques

Bouvet, A., Mermoz, S., Ballère, M., Koleck, T., Le Toan, T., 2018. Use of the SAR Shadowing Effect for Deforestation Detection with Sentinel-1 Time Series. Remote Sensing 10, 1250. https://doi.org/10.3390/rs10081250

Ceccherini, G., Duveiller, G., Grassi, G., Lemoine, G., Avitabile, V., Pilli, R., Cescatti, A., 2020. Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. Nature 583, 72–77. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2438-y

Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F., Moore, R., 2016. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. Environ. Res. Lett. 11, 034008. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034008

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Science 342, 850–853. https://doi.org/10.1126/science.1244693

Lang, N., Jetz, W., Wegner, J., 2022. A high-resolution canopy height model of the Earth.

Ose, K., 2018. Detection and Mapping of Clear-Cuts with Optical Satellite Images, in: QGIS and Applications in Agriculture and Forest. pp. 153–180. https://doi.org/10.1002/9781119457107.ch5

Ose, K., Deshayes, M., 2015. Détection et cartographie des coupes rases par télédétection satellitaire : guide méthodologique. UMR TETIS, Irstea.

Picard, N., Leban, J.-M., Guehl, J.-M., Dreyer, E., Bouriaud, O., Bontemps, J.-D., Landmann, G., Colin, A., Peyron, J.-L., Marty, P., 2021. Recent increase in European forest harvests as based on area estimates (Ceccherini et al. 2020a) not confirmed in the French case. Annals of Forest Science 78, 9. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01030-x

Tanase, M.A., Aponte, C., Mermoz, S., Bouvet, A., Le Toan, T., Heurich, M., 2018. Detection of windthrows and insect outbreaks by L-band SAR: A case study in the Bavarian Forest National Park. Remote Sensing of Environment 209, 700–711. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.03.009

Tropek, R., Sedláček, O., Beck, J., Keil, P., Musilová, Z., Šímová, I., Storch, D., 2014. Comment on “High-resolution global maps of 21st-century forest cover change.” Science 344, 981–981. https://doi.org/10.1126/science.1248753

Wernick, I.K., Ciais, P., Fridman, J., Högberg, P., Korhonen, K.T., Nordin, A., Kauppi, P.E., 2021. Quantifying forest change in the European Union. Nature 592, E13–E14. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03293-w

2.7 Annexes

Annexe 2.2-1 : Taux de perte de couvert par rapport à la surface forestière

Région	Part des forêts publiques (%)	Domaine public			Domaine privé			Ratio des pertes relatives privé/public
		Surface perte de couvert	Surface totale	Taux de perte (%)	Surface perte de couvert	Surface totale	Taux de perte (%)	
Lorraine	62,9	840	577 400	0,15	1730	340 300	0,51	3,5
PACA	33,6	480	460 000	0,10	1670	909 900	0,18	1,8
Rhône-Alpes	24,2	350	438 700	0,08	4420	1 371 600	0,32	4,1
Franche-Comté	52,2	420	395 500	0,11	1530	361 500	0,42	4,0
Languedoc-Roussillon	24,6	580	323 700	0,18	1260	993 200	0,13	0,7
Bourgogne	29,9	260	306 600	0,08	3600	719 000	0,50	5,9
Champagne-Ardenne	40,3	560	284 900	0,20	2600	422 800	0,62	3,1
Alsace	71,1	170	243 900	0,07	250	99 000	0,25	3,7
Midi-Pyrénées	16,6	130	240 200	0,05	2870	1 210 100	0,24	4,3
Auvergne	19,4	80	209 600	0,04	4100	868 800	0,47	12,0
Aquitaine	9,8	1180	189 900	0,62	17260	1 747 900	0,99	1,6
Centre	12,5	80	123 100	0,07	2070	865 100	0,24	3,5
Corse	19,1	460	118 500	0,39	750	503 700	0,15	0,4
Normandie(s)	21,8	70	94 600	0,08	1350	339 800	0,40	5,2
Ile-de-France	30,5	100	90 900	0,11	340	207 400	0,16	1,6
Picardie	23,4	140	83 900	0,17	750	275 200	0,27	1,6
Nord-Pas-de-Calais	26,0	50	35 300	0,15	580	100 400	0,57	3,7
Pays de la Loire	9,1	30	35 100	0,10	1870	349 600	0,53	5,6
Poitou-Charentes	7,7	20	33 300	0,07	1660	399 900	0,42	6,2
Bretagne	7,8	40	29 800	0,15	1350	351 700	0,38	2,6
Limousin	4,9	210	29 600	0,71	6590	570 300	1,16	1,6
	25 %	6 270	4 345 400	0,14 %	58 600	13 008 300	0,45 %	3,12

Annexe 2.2-2 : Répartition des classes de taille des zones de perte de couvert fusionnées (avant croisement d'informations)

Libellé de classe de surface de coupe	Nb de zones individuelles	Surface (ha)	Surface (ha) en dessous de 1600 m d'altitude
<500m2	90 151	2 013	789
500-5000 m2	105 618	17 789	11 317

0,5-1 ha	15 952	11 175	8 844
1-2 ha	9 345	12 958	10 853
2-4 ha	4 730	13 020	10 985
4 -10 ha	2 339	13 870	11 225
10 -25 ha	494	7 052	5 424
25-50 ha	65	2 212	1 663
50-241 ha	17	1 473	1 295
Total		81 561	62 396

Annexe 2.2-3 : Répartition des classes de taille des zones de perte de couvert (après croisement d'informations et à moins de 1600 m d'altitude)

	class19 ou class20	Surface (ha)	Proportions de chaque classe de surface fusionnée		
Hors polygone de classe de surface (pixels isolés ou portion décalés)	2	11 384			
<500m2	2	1 239	1,9%	69,0%	perte de couvert fort de moins de 4ha
500-5000 m2	2	12 895	19,8%		
0.5-1 ha	2	8 946	13.7%		
1-2 ha	2	10 861	16.7%		
2-4 ha	2	11 023	16,9%		
4 -10 ha	2	11 522	17,7%	26,4%	perte de couvert fort de 4 à 25ha
10 -25 ha	2	5 699	8,7%		
25-50 ha	2	1 677	2,6%	4,6%	plus de 25 ha
50-241 ha	2	1 294	2,0%		
Total hors première ligne		65 156	100 %		

Annexe 2.2-4 : Répartition par types de peuplements de la BD FORET (après croisement d'informations et à moins de 1600 m d'altitude) et propriété

		Militaire	Privé	Public	Total
Regroupement jeune peuplement ou coupe rase ou incident	FF0G	33	3 844	348	4 225
Feuillus purs en îlots	FF1-00	2	765	3	769
Chênes décidus purs	FF1G01-01	17	2 835	313	3 166
Chênes sempervirents purs	FF1G06-06	9	306	210	524
Hêtre pur	FF1-09-09	1	361	152	513
Châtaignier pur	FF1-10-10		2 308	79	2 388
Robinier pur	FF1-14-14		212	2	214
Autre feuillu pur	FF1-49-49G	0	536	68	604
Mélange de feuillus	FF1-00-00	48	10 649	706	11 403
Conifères purs en îlots	FF2-00	2	134	2	138
Mélange de conifères	FF2-00-00		1 120	95	1 215
Pin maritime pur	FF2-51-51	16	11 073	1 136	12 225
Pin sylvestre pur	FF2-52-52	8	759	96	863
Pin laricio ou pin noir pur	FF2G53-53	6	309	158	474
Pin d'Alep pur	FF2-57-57	0	465	180	645

Pin à crochets ou pin cembro pur	FF2G58-58		1	0	1
Autre pin pur	FF2-81-81		67	27	94
Mélange de pins purs	FF2-80-80	8	181	59	247
Sapin ou épicéa pur	FF2G61-61	3	6 209	1 636	7 847
Mélèze pur	FF2-63-63	0	70	24	94
Douglas pur	FF2-64-64	1	3 442	148	3 591
Autre conifère pur autre que pin	FF2-91-91		20	8	28
Mélange d'autres conifères	FF2-90-90	0	1 315	86	1 401
Mélange de feuillus prépondérants et conifères	FF31	12	2 888	194	3 095
Mélange de conifères prépondérants et feuillus	FF32	96	2 817	217	3 130
Forêt ouverte	FOG	19	1 452	184	1 656
Peupleraie	FP	1	3 670	87	3 758
Lignes coupées (non forêt de production)	...	7	791	47	846
Total		289	58 601	6 267	65 156

Annexe 2.2-5 : Répartition par types de peuplements de la BD FORET (après croisement d'informations et à moins de 1600 m d'altitude) et année de détection

		Total 2019-2020	2019	2020	Tendance
Regroupement jeune peuplement ou coupe rase ou incident	FF0G	4 230	2 410	1 810	-25 %
Feuillus purs en îlots	FF1-00	770	360	410	
Chênes décidus purs	FF1G01-01	3 170	1640	1 520	
Chênes sempervirents purs	FF1G06-06	520	260	260	
Hêtre pur	FF1-09-09	510	230	280	22 %
Châtaignier pur	FF1-10-10	2 390	1230	1 160	
Robinier pur	FF1-14-14	210	80	130	
Autre feuillu pur	FF1G49-49	600	250	350	40 %
Mélange de feuillus	FF1-00-00	11 400	5 670	5 740	
Conifères purs en îlots	FF2-00	140	60	70	
Pin maritime pur	FF2-51-51	12 230	6 450	5 780	-10 %
Pin sylvestre pur	FF2-52-52	860	460	410	
Pin laricio ou pin noir pur	FF2G53-53	470	260	210	
Pin d'Alep pur	FF2-57-57	650	140	500	257 %
Pin à crochets ou pin cembro pur	FF2G58-58	0	0	0	
Autre pin pur	FF2-81-81	90	70	20	
Mélange de pins purs	FF2-80-80	250	130	120	
Sapin ou épicéa pur	FF2G61-61	7 850	2 990	4 860	63 %
Mélèze pur	FF2-63-63	90	40	50	
Douglas pur	FF2-64-64	3 590	1 810	1 780	-2 %
Autre conifère pur autre que pin	FF2-91-91	30	10	20	
Mélange d'autres conifères	FF2-90-90	1 400	720	690	
Mélange de conifères	FF2-00-00	1 220	570	640	
Mélange de feuillus prépondérants et conifères	FF31	3 090	1 580	1 520	-4 %
Mélange de conifères prépondérants et feuillus	FF32	3 130	1 660	1 470	-11 %
Forêt ouverte	FOG	1 660	710	950	
Peupleraie	FP	3 760	1 610	2 140	33 %
Lignes coupées (non forêt de production)		850	410	410	

Volet 1 : Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases

Question 3. Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique 94
3.2 Définitions 94
3.3 Matériel et méthodes 96
3.4 Définition des besoins 96
3.4.1 Quels utilisateurs et quels usages ? 96
3.4.2 Nature des besoins 96
3.5 Principales forces et faiblesses des dispositifs de suivi actuels 97
3.5.1 Inventaire forestier IGN 97
3.5.2 Suivi des coupes à l'ONF 98
3.5.3 Cartographie des coupes rases INRAE TETIS 98
3.5.4 Carte des pertes et gains de couvert forestier de Hansen 99
3.5.5 Autres outils et dispositifs de suivi par télédétection 100
3.5.6 Une diffusion des résultats encore limitée sur un plan national 100
3.6 Perspectives à court et moyen termes 102
3.6.1 Amélioration des dispositifs existants 102
3.6.1.1 Dispositifs de suivi basés sur des observations de terrain 102
3.6.1.2 Dispositifs de suivi basés sur la télédétection 102
3.6.2 Renforcer la complémentarité entre observations de terrain et télédétection 103
3.7 Conclusion 104
3.8 Références bibliographiques 104

Rédacteurs

Thierry **Bélouard**, DSF, MASA et INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France

Kenji **Ose,** INRAE, UMR TETIS, Montpellier (34), France

Stéphanie **Wurpillot**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France

3.1 Contexte et problématique

Il existe en France plusieurs dispositifs qui peuvent potentiellement permettre un suivi des coupes rases ou fortes. Ces dispositifs s'appuient sur des méthodes différentes et s'inscrivent dans des cadres variés. En conséquence, leurs forces et leurs faiblesses sont également diverses. Il convient de distinguer les dispositifs opérationnels avant de mentionner d'autres initiatives qui tentent de s'en approcher ou qui pourraient présager des évolutions dans le futur. Parmi les dispositifs opérationnels, il est important de distinguer ceux qui s'appuient sur des observations réalisées sur le terrain de ceux qui s'appuient sur la télédétection. Enfin, il convient de distinguer les dispositifs et les plateformes de production des plateformes de diffusion de l'information qui constituent la porte d'entrée pour les utilisateurs.

3.2 Définitions

Matrice de confusion : une matrice de confusion permet d'évaluer la précision d'une classification par la confrontation de données de référence au résultat de la classification. Il s'agit d'une matrice carrée

dont les lignes et les colonnes correspondent respectivement aux classes réelles et au résultat de la classification. La classification est d'autant plus précise que les valeurs se concentrent sur la diagonale principale de la matrice *i.e.* le résultat de la classification correspond à la réalité. Pour une classe donnée, les erreurs de commissions correspondent aux sur-détections ou faux-positifs ; les erreurs d'omissions correspondent aux oublis ou faux-négatifs.

Modèle numérique de surface (MNS) : modèle d'élévation géolocalisé des objets à la surface de la Terre sous forme d'une grille spatiale régulière (x,y) à laquelle correspond en chaque point une élévation (z). Un MNS peut être obtenu à partir de données **LiDAR** ou par corrélation d'images aériennes ou satellitaires à partir de couples stéréoscopiques. La corrélation d'images est une technique de **photogrammétrie numérique**.

Photogrammétrie : discipline dont le but est la détermination des dimensions, positions et formes des objets au moyen de mesures faites sur des couples de photographies aériennes (vision stéréoscopique).

Photogrammétrie numérique : transcription sous forme d'algorithmes et de chaînes de traitements informatiques des méthodes de la photogrammétrie.

Photo-interprétation : technique qui, à partir de l'observation de photographies aériennes, consiste à identifier et à quantifier les objets au sol. Ce premier inventaire est généralement suivi de la formulation d'hypothèses sur ce qui n'est pas directement visible mais souvent déduit de l'observation fine des objets et de leur environnement.

Précision statistique : l'inventaire forestier de l'IGN est de nature statistique. Il s'appuie sur un échantillon de placettes observées sur photographies aériennes et au sol pour inférer des grandeurs (surface forestière, volume de bois, etc.) sur l'ensemble du territoire. Comme l'inventaire n'est pas exhaustif, il ne peut être parfaitement exact. L'imprécision par nature aléatoire est caractérisée par un intervalle de confiance auquel la grandeur d'intérêt a une certaine probabilité d'appartenir. Ainsi l'estimation moyenne ± 2×s où s est l'estimation de l'écart-type de la moyenne correspond à un intervalle de confiance à 95 %.

Résolution spatiale : surface au sol correspondant à un pixel de l'image, le pixel étant le plus petit élément géométrique de l'image.

Télédétection : ensemble des connaissances et techniques utilisées pour déterminer des caractéristiques physiques et biologiques d'objets par des mesures et observations effectuées à distance sans contact matériel avec ceux-ci. De façon plus restrictive, le terme se rapporte à des mesures effectuées par l'intermédiaire d'ondes électromagnétiques émises ou réfléchies par les objets, avec utilisation des émissions du soleil (télédétection passive) ou d'une source d'émission artificielle de ces ondes (télédétection active).

Télédétection LiDAR : LiDAR signifie *Light Detection And Ranging*. Méthode de télédétection qui s'appuie sur un capteur actif qui émet et enregistre en retour des impulsions lumineuses à haute fréquence. Le temps de parcours des ondes réfléchies permet de calculer la position dans l'espace des objets au sol (coordonnées x,y,z). Un capteur LiDAR peut être embarqué sur différents vecteurs (drone, avion, satellite) ou être placé au sol (LiDAR terrestre ; LiDAR mobile au sol).

Télédétection RADAR : RADAR signifie *Radio Detection And Ranging*. Méthode de télédétection qui s'appuie sur un capteur actif qui émet et enregistre en retour la rétrodiffusion d'ondes radio et de micro-ondes. L'intérêt du RADAR par rapport à la télédétection optique – basée sur la réflexion de la lumière du Soleil – est sa capacité à « voir » la nuit et à travers les nuages.

Traitement d'images : ensemble de méthodes et techniques dont le but est la production d'information géolocalisée voire de cartographie à partir de l'analyse d'images numériques. Le processus comprend plusieurs étapes plus ou moins longues selon la nature des images utilisées et des phénomènes étudiés. Des pré-traitements des images sont nécessaires (ortho-rectification pour permettre la superposition à un référentiel cartographique, calibration radiométrique pour permettre notamment des comparaisons ou des analyses temporelles, mosaïquage pour assembler des images couvrant un large territoire). Le traitement à proprement parler peut prendre des formes variées selon l'objectif recherché (photo-interprétation, calcul d'indices, classifications, analyse orientée objet, etc.) et est souvent suivi de post-traitements pour la diffusion des résultats.

3.3 Matériel et méthodes

Comme les moyens alloués à cette expertise étaient limités, l'analyse s'est avant tout appuyée sur la forte connaissance des rédacteurs des dispositifs existants en France, complétée par un certain nombre de références bibliographiques. L'analyse s'est également enrichie des échanges au sein du groupe des experts.

3.4 Définition des besoins

Dans le cadre de cette expertise, l'identification des utilisateurs potentiels et la définition précise de leurs besoins relativement au suivi des coupes rases (ou autres modalités de chute brutale du couvert forestier) n'ont pu être entreprises. Aussi, nous nous contentons ici de poser deux questions auxquelles il conviendrait d'apporter des réponses préalablement à toute décision relative à la mise en place d'un suivi permanent des coupes rases et fortes.

3.4.1 Quels utilisateurs et quels usages ?

Le ministère chargé des forêts – très précisément ses services déconcentrés – est le premier (voire le seul) utilisateur d'un suivi des coupes rases dans le cadre de ses missions régaliennes (notamment l'identification des défrichements illégaux, voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). C'est la raison pour laquelle le ministère a sollicité dès 2011 l'Irstea pour que celui-ci propose une méthode de **pré-diagnostic des coupes rases** constituant la base de **plans de contrôle ciblés sur le terrain**. Il conviendrait également de sonder les ministères en charge de l'environnement, de la recherche forestière et la filière forêt-bois afin de connaître leurs besoins éventuels dans ce domaine.

Ce suivi peut également être utile pour d'autres utilisateurs, notamment dans le domaine de la santé des forêts, où il permet de mieux identifier les jeunes peuplements issus d'un renouvellement récent et donc cibler ceux potentiellement sensibles à certains ravageurs (par exemple : dégâts de l'hylobe dans les plantations résineuses).

Plus généralement, les coupes en forêt sont devenues un sujet de société, et il convient donc de s'interroger sur l'information objective qu'il convient de mettre à disposition du grand public et des médias qui pourraient, à défaut, se tourner vers d'autres sources d'information notamment internationales, parfois plus critiquables (voir infra).

3.4.2 Nature des besoins

Les besoins doivent être discutés de manière approfondie avec les utilisateurs potentiels :

- Les objectifs poursuivis dans le suivi des coupes en forêt sont à préciser : comptes-rendus « réglementaires », vérification de la légalité des coupes, mise en valeur d'espaces forestiers, paysages, protection des habitats, etc.

- Les objets du suivi doivent être précisément définis : quels types de coupes (dont coupe rase, voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? » et « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? ») ? Quelles informations a-t-on besoin de suivre (surfaces, volumes, etc.) ?
- Poursuit-on une approche sylvicole ou de nature réglementaire (ou les deux) ?
- omment prendre en compte l'intensité de la coupe et quels types de coupes distinguer (coupe rase, coupe forte, etc.) ?
- lLes utilisateurs souhaitent-ils disposer de résultats statistiques, cartographiques ou les deux ? Dans le cas de résultats statistiques, quelles emprises et quels domaines retenir (par exemple : forêt privée vs forêt publique, composition des peuplements, etc.) ?
- Quels sont la fréquence souhaitée et les délais de mise à disposition des données ? Une fréquence annuelle et une mise à disposition rapide comme dans le cadre de la cartographie des coupes rases est-elle nécessaire ou une estimation sur une période de 5 ans comme dans le cadre de l'inventaire forestier est-elle suffisante ?
- La précision des résultats est également à prendre en compte. L'expérience montre que la précision de la cartographie des coupes rases est variable selon les contextes. En Nouvelle-Aquitaine par exemple, une méthode *ad hoc* de traitement d'images satellitaires a dû être développée pour obtenir des résultats satisfaisants, c'est-à-dire avec des niveaux d'erreurs acceptables pour l'utilisateur, la DRAAF en l'occurrence (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »).

3.5 Principales forces et faiblesses des dispositifs de suivi actuels

3.5.1 Inventaire forestier IGN

Depuis sa création en 1958, tous les types de coupes – rases, éclaircies, coupes partielles – sont observées dans le cadre de l'inventaire forestier national. Ce suivi s'est poursuivi depuis la fusion de l'IGN et de l'IFN en 2012 même si la méthode a fortement évolué. Deux points fondamentaux de la méthode ont perduré au fil des décennies. D'une part, il s'agit d'une méthode statistique qui s'appuie sur un échantillonnage aléatoire de placettes d'observation. Les observations sont réalisées sur le terrain, même si le processus s'appuie également sur la photo-interprétation d'images aériennes (images à 50 voire désormais 20 cm de résolution spatiale). D'autre part, il s'agit logiquement de placettes remesurées au fil du temps (placettes semi-permanentes) puisqu'il s'agit de quantifier un changement (de couvert en l'occurrence) et un flux (de biomasse ligneuse). Si la première observation est toujours réalisée sur le terrain (placettes de lever), la durée entre les deux observations et la méthode utilisée pour la deuxième observation ont évolué. Avant 2005, dans le cadre des inventaires forestiers départementaux, les coupes étaient observées sur les images aériennes IGN au bout de 9 à 10 ans alors que dans le cadre actuel de l'inventaire qui se fait sur une base systématique et annuelle depuis 2005, les placettes sont revisitées sur le terrain 5 ans après le premier passage (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? »).

Les résultats de l'IFN (surfaces, volumes) sont de nature statistique et non biaisés puisqu'ils s'appuient sur une stratégie d'échantillonnage robuste. Ils sont également exhaustifs dans le sens où l'inventaire couvre l'ensemble des forêts françaises métropolitaines. Enfin, du fait de la grande quantité d'observations sur le terrain, il permet une ventilation fine des résultats (nature et intensité de la coupe, type de peuplement, localisation, etc.). Par contre, l'imprécision statistique, d'autant plus importante que le phénomène est relativement rare, l'absence de suivi en temps réel (les résultats

étaient connus en moyenne 7 à 8 ans après pour les inventaires départementaux, 3 à 4 ans après pour l'inventaire systématique et annuel) et d'information sur la taille des coupes constituent des limites certaines. En effet, pour disposer de statistiques sur la taille des coupes, il conviendrait que les opérateurs la notent, ce qui n'est pas actuellement le cas en routine, l'opérateur se limitant à estimer le pourcentage de couvert disparu sur la placette de 25 m de rayon (0,2 ha).

3.5.2 Suivi des coupes à l'ONF

Dans le cadre de la gestion courante des forêts publiques (forêts domaniales et forêts de collectivités territoriales), l'ONF suit et tient à jour continuellement une base de données des coupes planifiées (« état d'assiette »), des surfaces parcourues en coupe (peuplements martelés) et des volumes désignés à être exploités pour l'ensemble de ses forêts. Les volumes désignés, le type de coupe et la qualité des produits sont renseignés le plus souvent au niveau des unités de gestion (unités infra-parcellaires), parfois à la parcelle, c'est-à-dire à une échelle fine (voir « Question 1.2. Quels enseignements peut-on tirer des données opérationnelles de l'ONF sur les coupes rases ? »). Il s'agit ici d'un suivi quasiment en temps réel même si la date de réalisation de la coupe n'est pas connue exactement. Ce suivi comporte toutefois un certain nombre de limites. Tout d'abord, par nature, il ne concerne que la forêt publique alors que la forêt française est essentiellement privée (il n'existe pas de tel dispositif pour cette dernière). Ensuite, le dispositif fournit des informations de gestion pouvant comprendre des erreurs ou approximations sur les données saisies et il peut y avoir un manque d'homogénéité entre les données des différentes agences. Enfin, il s'agit d'un outil interne de gestionnaire pour les missions de l'ONF dont les données sont très peu diffusées car ce n'est tout simplement pas leur vocation.

3.5.3 Cartographie des coupes rases INRAE TETIS

La méthode de détection des coupes rases développée par INRAE TETIS à la demande du ministère chargé des forêts est basée sur le principe qu'une coupe rase entraîne une diminution brutale et très forte de la végétation et de son activité chlorophyllienne. Concrètement, elle détecte une diminution brutale et importante d'un indice de végétation sur des images de télédétection (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). Cette méthode est cependant source de faux positifs (sur-détections) car des phénomènes autres peuvent également entraîner une chute brutale de l'indice de végétation retenue. C'est le cas notamment de certaines pratiques sylvicoles dans le Massif landais (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? ») : passage de rouleaux débroussailleurs, enlèvement de souches destinées au bois énergie, nettoyage ou préparation des parcelles avant reboisement. Les trois dernières opérations interviennent sur des parcelles exploitées sur lesquelles une végétation herbacée ou semi-ligneuse s'est développée soit pendant le ressuyage des souches soit pendant la durée d'un « vide sanitaire » avant reboisement, ou sur des parcelles où une forte végétation adventice était déjà présente au moment de la coupe. Des problèmes sylvo-sanitaires comme des défoliations importantes provoquées par des insectes ravageurs (pyrale du buis, bombyx disparate) engendrent également des faux-positifs. Pour ces raisons, il serait sans doute plus juste de parler de chute brutale du couvert forestier, ce qui présenterait l'avantage de rendre sa diffusion plus facile. En outre, certains types de coupes peuvent enlever une forte biomasse sans qu'il s'agisse d'une coupe rase au sens métier (coupe d'éclaircie, relevé de couvert, coupe d'ensemencement, coupe définitive, coupe de taillis) (voir Volet 1, Thème 1, « Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? »). Enfin, Duprez signale des sur-détections dans les zones de montagne comme les Alpes par exemple (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? »).

La méthode présente par ailleurs de réels avantages. S'appuyant sur des images Sentinel-2 acquises tous les 5 jours (Drusch *et al.*, 2012), elle permet une cartographie presque en temps réel nonobstant

la nébulosité (il est impossible de détecter des coupes sur des images optiques avec des nuages). Comme il s'agit d'une méthode automatique, son coût de mise en œuvre est limité comparativement à des méthodes basées sur des observations d'opérateurs même s'il y a eu un coût important de mise au point de la méthode au préalable et que la production en routine représente également un coût (fonctionnement et maintenance du système).

3.5.4 Carte des pertes et gains de couvert forestier de Hansen

Les générations successives des satellites Landsat et de leurs capteurs optiques ont permis la mise au point de méthodes de cartographie du couvert forestier et de détection des pertes et des gains du couvert forestier (Hansen et al., 2013). Ces satellites américains utilisent des capteurs multi-spectraux (rouge, vert, bleu, proche et moyen infrarouges) d'une résolution spatiale de 30 m. Les auteurs, utilisant une définition du couvert arboré proche et compatible avec la définition internationale de la forêt[48], ont réalisé et diffusent des cartographies mondiales du couvert arboré des années 2000 et 2010, des gains entre 2000 et 2012 et des pertes de couvert arboré de 2000 à 2021. La méthode détecte des pertes totales du couvert forestier à l'échelle du pixel mais également des perturbations plus fines comme des pertes partielles mais toutefois assez importantes du couvert arboré (des coupes d'éclaircies ou partielles sont assez peu détectées). Les cartes sont issues d'une classification supervisée des images Landsat, les données d'apprentissage étant obtenues par photo-interprétation d'images haute résolution. La méthode ne permet pas de déterminer la cause de la perte de couvert arboré qui peut être due à la sylviculture (récolte) mais également à des événements accidentels (incendie, tempête, dégâts de ravageurs).

Ceccherini *et al.* (2020) ont proposé de décomposer les résultats de Hansen *et al.* en distinguant les pertes dues aux incendies, aux tempêtes et aux récoltes non accidentelles. Les pertes dues aux incendies ont été identifiées à partir des données *European Forest Fire Information System*. Le système EFFIS cartographie les grands incendies de forêt par traitement des images satellitaires MODIS dont la résolution est de 250 m soit 6,25 ha. Par ailleurs, les auteurs considèrent que les dégâts dus aux tempêtes entraînent des diminutions localement anormalement fortes du couvert au cours d'une année. Concrètement, toutes les cellules de 0,2° où la diminution annuelle du couvert s'éloigne fortement de la médiane sur la période 2001-2018 (plus de trois écarts médians) ont été retenues. Cette méthode ne prend pas en compte les petits incendies ainsi que les dégâts ponctuels provoqués par les ravageurs (par exemple : scolytes). Elle présente également d'autres limites. Tout d'abord, les méthodes de détection automatique à l'aide de la télédétection se sont améliorées au fil du temps avec le perfectionnement des capteurs embarqués sur les différentes générations des satellites Landsat (meilleure résolution spectrale notamment). Le croisement de la carte de Hansen avec les levers des inventaires forestiers finlandais et suédois permettent de montrer que désormais davantage de coupes d'éclaircie sont détectées (Breidenbach *et al.*, 2022). En France, il est très difficile de mettre en évidence la cohérence des informations issues de ce travail avec des indicateurs de suivi des récoltes issues de différentes sources (inventaire forestier, enquête statistique, télédétection) du fait des différentes approches de la récolte de bois (domaine inventorié, méthode, prise en compte de l'autoconsommation, surface vs volume). Par ailleurs, les dégâts dus à la tempête Klaus de 2009 rendent les analyses difficiles pour la France (Picard *et al.*, 2021). La méthode de décomposition des pertes de couvert forestier de Ceccherini *et al.* est imparfaite car des pertes accidentelles n'ont pas été identifiées comme telles (Palahi *et al.*, 2021). C'est notamment le cas de dégâts dus à des tempêtes en

[48] Végétation d'une hauteur supérieure à 5 mètres avec présence biophysique d'arbres. Comprend les forêts naturelles et les plantations forestières et peuvent présenter une large diversité de densités de canopée.

Europe centrale et à des ravageurs en Espagne (processionnaire du pin) et en République tchèque (scolytes).

3.5.5 Autres outils et dispositifs de suivi par télédétection

Il existe d'autres outils et méthodes basées sur la télédétection pour suivre les perturbations en forêt dont les coupes rases. Ainsi, la méthode LandTrendr (Kennedy *et al.*, 2010) est mise en œuvre pour cartographier les perturbations dans les forêts européennes entre 1986 et 2020 (Senf *et* Seidl, 2021). Cette méthode consiste à segmenter une longue série chronologique d'images en utilisant une image par an. La méthode détecte des ruptures de tendance en s'appuyant sur les bandes spectrales du moyen infrarouge et sur deux indices de végétation. La méthode ne permet pas toutefois de distinguer les coupes rases des autres perturbations même si le changement de structure forestière est corrélé à l'intensité de la perturbation.

The Three Indices Three Dimensions algorithm (3I3D) vise également à détecter les perturbations en forêt mais plus particulièrement à partir des images Sentinel-2 (Francini *et al.*, 2021). Il s'appuie sur la trajectoire temporelle des pixels dans un espace à trois dimensions constitué de trois indices de végétation différents. La trajectoire est constituée de trois dates (trois années), celle de la perturbation et deux dates encadrant la perturbation (années précédente et suivante).

Il s'agit là de deux exemples de méthodes, mais il en existe d'autres comme la méthode TropiSCO de détection des coupes forestières en zone tropicale à partir d'images radar Sentinel-1 (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). La méthode TropiSCO présente toutefois l'intérêt d'être plus spécifique pour la détection des coupes. Il convient de noter que les méthodes LandTrendr et 3I3D ont été implémentées sous *Google Earth Engine* (GEE) et peuvent donc être facilement utilisées. Il serait utile de mettre en place des solutions françaises ou, à défaut, européennes, pour s'affranchir de tout problème lié à la propriété des données hébergées sur des grandes plateformes internationales. De ce point de vue, on ne peut qu'encourager la mise en place d'infrastructures de données et de services nationales.

Enfin, dans le cadre du programme européen Copernicus, des produits cartographiques issus du traitement des images de la constellation de satellites Sentinel sont produits et mis à disposition librement. Certains produits sont spécifiquement forestiers comme les cartes de changement du couvert forestier qui peuvent également permettre de suivre les coupes[49].

3.5.6 Une diffusion des résultats encore limitée sur un plan national

La diffusion des résultats issus des dispositifs de suivi nationaux est une étape essentielle du processus pour une utilisation efficiente. Or, cette diffusion est actuellement restreinte. Ainsi, sur le site institutionnel de l'IGN, seuls les volumes des prélèvements en forêt sont disponibles comme statistiques relatives aux récoltes alors que l'estimation des surfaces des coupes n'est pas fournie. Le suivi cartographique des coupes rases – ou de la chute brutale du couvert forestier – réalisé par INRAE est accessible sur un géoserveur pour les seuls agents du ministère chargé des forêts (accès réservé). Du fait des erreurs de commissions et d'omissions dans les données et de leur interprétation sensible, le ministère chargé des forêts a décidé jusqu'à présent de ne pas diffuser largement ces résultats. De la même façon, les résultats du suivi des coupes en forêt publique de l'ONF restent jusque-là internes à l'établissement.

[49] https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests

À l'inverse, les cartographies du couvert forestier et des pertes et des gains de couvert forestier (Hansen et al., 2013) sont disponibles librement sur le site *Global Forest Watch*[50]. De la même façon, la carte des perturbations dans les forêts européennes (Senf *et* Seidl, 2021) est accessible librement sur internet. On arrive ainsi au paradoxe que les données *a priori* les plus précises sont difficilement accessibles alors que des données plus sujettes à la critique sont disponibles pour tous.

Dans l'hypothèse où une diffusion plus large de la cartographie des coupes rases – ou de la chute brutale du couvert forestier – était retenue, elle pourrait l'être via le portail du **pôle thématique surfaces continentales Theia**[51]. En effet, ce portail diffuse déjà des produits pré-opérationnels issus de la recherche. Ce statut de donnée issue de la recherche sans être une donnée de référence pourrait lui convenir du fait de son caractère sensible. Lorsque cette cartographie sera mieux comprise, on pourra envisager qu'elle soit diffusée via un canal commun à diverses données sur la forêt comme le projet d'observatoire des forêts de l'IGN.

Tableau 2.3-1 : Principales caractéristiques des dispositifs de suivi des coupes rases et fortes de l'inventaire forestier IGN et de la cartographie de INRAE TETIS

	Inventaire forestier IGN	Cartographie INRAE TETIS
Nature de l'information	Statistiques de surface et de volume récoltés	Cartographie SIG à plat
Domaine géographique	France métropolitaine	France métropolitaine
Période couverte	Depuis les années 1980	Depuis 2017
Résolution spatiale	Département et sylvo-écorégion sous réserve de significativité des statistiques	1 a (taille d'un pixel d'une image Sentinel-2)
Résolution temporelle	Les coupes sont observées sur une période de 5 ans. Comme les statistiques s'appuient sur cinq campagnes d'inventaire, cela correspond à une période totale d'observations de 9 ans.	Au mieux 10 jours pendant la saison de végétation car il faut trois images successives sans nuage. Les coupes réalisées hors période de végétation sont détectées en début de la période de végétation suivante.
Résolution thématique	Possibilité de distinguer les coupes selon l'importance du couvert des arbres ayant été prélevés, l'essence, le type de peuplement, etc.	Deux classes distinguées selon la magnitude de la chute de l'indice de végétation
Niveau d'exhaustivité	Total en forêt au sens de la définition internationale	Exhaustif au sein du masque forêt (BD Forêt IGN)
Précision	L'importance du stock coupé est obtenue à partir d'observations sur le terrain. Les statistiques de surfaces et de volumes sont accompagnées d'un intervalle de confiance.	Omissions et sur-détections < 10 % globalement Variable selon les régions (meilleure en plaine généralement, moins bonne en montagne)
Mise à jour	Annuelle	Annuelle
Diffusion des résultats		
- délai	Variable : 6 à 12 mois après la fin de la campagne d'inventaire annuelle	Quelques mois après la fin de la saison de végétation

[50] GWF intègre par ailleurs un grand nombre d'autres informations et se positionne ainsi – comme son nom l'indique – comme un « observatoire » de la forêt au niveau mondial.
[51] www.theia-land.fr

- mode	Site institutionnel IGN (volumes uniquement) Service de calcul des résultats de l'inventaire (surfaces et volumes)	Serveur internet dédié
- accès	Site institutionnel : universel Service de calcul des résultats de l'inventaire : accès réservé aux professionnels	Accès réservé aux services forestiers de l'État

3.6 Perspectives à court et moyen termes

Dans la nouvelle stratégie de l'UE pour les forêts en 2030 (Commission Européenne, 2021, pp. 22–25), on peut lire « *Il existe des difficultés liées à l'utilisation de données de télédétection et de données au sol (manque d'interopérabilité, définitions communes, ambiguïté dans l'interprétation des données, absence de séries chronologiques longues et comparables à très haute résolution, limitations des produits forestiers standard actuels provenant de Copernicus)* » et, plus loin, « *La Commission établira un cadre de surveillance intégrée des forêts à l'échelle de l'UE, en utilisant des technologies de télédétection et des données géospatiales intégrées à la surveillance au sol afin d'améliorer la précision de la surveillance* ». À l'instar de cette stratégie, il semble effectivement nécessaire et tout à fait envisageable d'utiliser conjointement les dispositifs qui s'appuient sur des observations de terrain et ceux mobilisant la télédétection pour améliorer le suivi des coupes rases et fortes en France métropolitaine.

3.6.1 Amélioration des dispositifs existants

3.6.1.1 Dispositifs de suivi basés sur des observations de terrain

Les principales limites de suivi des coupes réduisant fortement le couvert réalisé par l'inventaire forestier de l'IGN pourraient certainement être dépassées en utilisant les possibilités offertes par la télédétection que ce soit par photo-interprétation ou par traitement automatique. La télédétection doit permettre d'apporter des réponses sur la taille des coupes mais également de les dater plus précisément. Une meilleure détermination de la date des coupes permettra ainsi de mieux estimer la croissance des peuplements entre le lever et la coupe et par conséquent le niveau des prélèvements. Concernant la méthode, la photo-interprétation d'images permet normalement une plus grande précision mais représente un coût plus important qu'un traitement automatique. Le suivi des récoltes en forêt publique de l'ONF pourrait, de façon secondaire *a priori*, apporter des éléments complémentaires à l'inventaire forestier.

3.6.1.2 Dispositifs de suivi basés sur la télédétection

Des sources d'amélioration de la détection des coupes par télédétection ont d'ores et déjà été identifiées. Tout d'abord, il s'agit tout particulièrement de l'utilisation des **images satellitaires radar Sentinel-1 en complément** de la **télédétection optique.** De ce point de vue, il est souhaitable que INRAE et le Cesbio poursuivent leurs efforts avec notamment la méthode TropiSCO déjà utilisée dans plusieurs pays tropicaux et en Guyane (voir Volet 1, Thème 2, « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). Il convient de ne pas exclure d'autres pistes méthodologiques comme la photogrammétrie numérique et le **LiDAR aérien**. En effet, les coupes rases peuvent être mises en évidence par la diminution de l'élévation de la végétation à partir de modèles numériques de surface obtenus par ces méthodes parfaitement maîtrisées par l'IGN. Le LiDAR aérien est d'ailleurs plus précis que la photogrammétrie numérique de ce point de vue. Aussi, même si

aujourd'hui il n'est pas prévu de renouveler la couverture LiDAR nationale en cours, il ne faut pas exclure d'emblée la possibilité qu'elle pourrait l'être.

3.6.2 Renforcer la complémentarité entre observations de terrain et télédétection

À l'instar de la stratégie forestière de l'Union européenne, un suivi alliant les forces des dispositifs basés sur les observations de terrain d'une part et sur la télédétection d'autre part doit être promu. Ceci semble d'autant plus souhaitable du fait des atouts complémentaires des deux approches.

L'utilisation des séries temporelles d'images satellitaires comme les images Sentinel-2 permet de mieux dater les changements brutaux en forêt comme les coupes. Par ailleurs, la télédétection fournit une meilleure vision spatiale des phénomènes et de leur étendue. Wurpillot et Duprez (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? ») proposent que cette **analyse soit réalisée par photo-interprétation des images Sentinel-2**. À défaut, cette détermination peut être réalisée **en croisant l'échantillon des placettes de lever IGN avec la cartographie INRAE**. De plus, l'utilisation combinée des résultats de l'inventaire avec la cartographie des coupes permettrait également une analyse sous l'angle des territoires et du **paysage**.

Les observations de terrain de l'inventaire forestier peuvent de leur côté servir à améliorer la cartographie des coupes rases. En effet, utilisées comme **données de référence**, elles doivent permettre d'améliorer la chaîne de traitement et de diminuer les erreurs (omissions et commissions). Le résultat du **croisement de l'échantillon de levers de l'IGN avec la cartographie des coupes INRAE** est d'ailleurs très instructif puisqu'il montre que la précision de la cartographie INRAE est supérieure à 90 % (voir « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? »). Ce croisement doit toutefois permettre de construire une matrice de confusion complète et ainsi de caractériser les autres indicateurs de la précision de cette carte (précision globale et sensibilité). Le même type de croisement pourrait également être réalisé avec les données de coupes des gestionnaires comme l'ONF.

Toute cartographie obtenue par traitement automatique d'images comporte une marge d'erreur. Leur diffusion doit comprendre cette information qui n'est pas toujours bien reçue. Il peut s'ensuivre alors des critiques plus ou moins fortes voire une diffusion restreinte comme c'est le cas aujourd'hui pour la cartographie des coupes rases INRAE. À l'inverse, il faut noter l'intrépidité de certains auteurs qui n'hésitent pas à diffuser largement leurs produits (Hansen *et al*., 2013 ; Senf *et* Seidl, 2021).

Malgré une certaine imprécision, la cartographie des coupes rases INRAE apparaît pertinente dans la grande majorité des cas. **Quand elle est utilisée en combinaison avec les données de terrain, elle fournit des résultats de meilleure qualité sur un plan statistique.** En effet, l'estimation des surfaces basée directement sur celles des pixels détectés par traitement d'images est biaisée, la surface représentée par les fausses détections n'étant pas compensée par celle des omissions (Olofsson *et al.*, 2014 ; Francini *et al.*, 2022). Autrement dit, les erreurs ne s'annulent pas. Francini *et al.* (2022) utilisent ainsi une cartographie des perturbations forestières en Italie obtenue par traitement automatique d'images Sentinel-2 avec la méthode 3I3D (Francini *et al.*, 2021) et un échantillonnage stratifié de placettes pour estimer en 2018 les surfaces des coupes rases, des incendies et des dégâts dus à la tempête, la cartographie étant utilisée comme base de stratification. De la même façon, Ceccherini *et al.* ont révisé leurs premières estimations des surfaces des coupes en Finlande et en Suède en utilisant simultanément un échantillonnage stratifié de placettes avec la carte de Hansen *et al.* (Ceccherini *et al.*, 2021). Comme la méthode est statistique, les estimations sont accompagnées d'intervalles de confiance ce qui constitue une valeur ajoutée importante. Un autre avantage de cette approche est

que les utilisateurs des résultats de l'inventaire forestier IGN, habitués à ce type de résultats, se les approprieront plus facilement.

On retiendra ici que si l'utilisation conjointe de l'inventaire forestier au sol et de la cartographie des coupes rases par télédétection est tout à fait envisageable à court terme, elle nécessitera une collaboration étroite et poussée entre les organismes impliqués, particulièrement l'IGN et INRAE, à l'image de la démarche récente des Géo-communs de l'IGN[52].

3.7 Conclusion

Finalement, à la question « Quels pourraient être l'objectif et les composantes d'un système opérationnel de suivi régulier des coupes rases et fortes en France métropolitaine ? », la présente analyse apporte autant d'éléments de réponse que de nouvelles questions :

Tout d'abord, il est nécessaire de recenser les besoins, les utilisateurs avec leurs usages avérés et potentiels ;

Ensuite, il convient de développer une méthode s'appuyant simultanément sur les dispositifs déjà éprouvés. Celle-ci devra mobiliser simultanément (i) les observations de terrain du fait de leur précision en termes de typologie de coupe avec, en premier lieu, les données de l'inventaire forestier IGN, et (ii) des cartographies obtenues à l'aide de la télédétection comme la méthode INRAE en recherchant constamment à les améliorer sur la base des travaux de recherche en cours (par exemple, le projet TropiSCO) ;

Un système de diffusion des résultats est à mettre en place. Celui-ci s'accompagnera nécessairement d'une réflexion sur les modalités d'accès à l'information par des utilisateurs non experts, d'un accompagnement de cette information et son intégration dans un dispositif de « porter à connaissance » national, fiable et maitrisé (Observatoire de la forêt IGN vs *Global Forest Watch*).

3.8 Références bibliographiques

Breidenbach, J., Ellison, D., Petersson, H., Korhonen, K.T., Henttonen, H.M., Wallerman, J., Fridman, J., Gobakken, T., Astrup, R., Næsset, E., 2022. Harvested area did not increase abruptly—how advancements in satellite-based mapping led to erroneous conclusions. Annals of Forest Science 79, 2. https://doi.org/10.1186/s13595-022-01120-4

Ceccherini, G., Duveiller, G., Grassi, G., Lemoine, G., Avitabile, V., Pilli, R., Cescatti, A., 2021. Concerns about reported harvests in European forests Reply to Wernick, I. K. et al.; Palahi, M. et al. NATURE 592, E18–E23. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03294-9

Ceccherini, G., Duveiller, G., Grassi, G., Lemoine, G., Avitabile, V., Pilli, R., Cescatti, A., 2020. Abrupt increase in harvested forest area over Europe after 2015. Nature 583, 72–77. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2438-y

Commission Européenne, Direction générale de l'agriculture et du développement rural, 2021. COMMUNICATION DE LA COMMISSION AU PARLEMENT EUROPÉEN, AU CONSEIL, AU COMITÉ ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPÉEN ET AU COMITÉ DES RÉGIONS Une nouvelle stratégie de l'UE pour les forêts pour 2030.

Drusch, M., Del Bello, U., Carlier, S., Colin, O., Fernandez, V., Gascon, F., Hoersch, B., Isola, C., Laberinti, P., Martimort, P., Meygret, A., Spoto, F., Sy, O., Marchese, F., Bargellini, P., 2012. Sentinel-2: ESA's

[52] Voir Les Géo-communs scientifiques, page 16, § 7, ici : https://www.ign.fr/publications-de-l-ign/institut/evenements/synthese_consultation_publique_geocommuns.pdf

Optical High-Resolution Mission for GMES Operational Services. Remote Sensing of Environment 120, 25–36. https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.11.026

Francini, S., McRoberts, R.E., D'Amico, G., Coops, N.C., Hermosilla, T., White, J.C., Wulder, M.A., Marchetti, M., Mugnozza, G.S., Chirici, G., 2022. An open science and open data approach for the statistically robust estimation of forest disturbance areas. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 106, 102663. https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102663

Francini, S., McRoberts, R.E., Giannetti, F., Marchetti, M., Scarascia Mugnozza, G., Chirici, G., 2021. The Three Indices Three Dimensions (3I3D) algorithm: a new method for forest disturbance mapping and area estimation based on optical remotely sensed imagery. International Journal of Remote Sensing 42, 4693–4711. https://doi.org/10.1080/01431161.2021.1899334

Hansen, M.C., Potapov, P.V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S.A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S.V., Goetz, S.J., Loveland, T.R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J.R.G., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Science 342, 850–853. https://doi.org/10.1126/science.1244693

Kennedy, R.E., Yang, Z., Cohen, W.B., 2010. Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. Remote Sensing of Environment 114, 2897–2910. https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008

Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E., Wulder, M.A., 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. Remote Sensing of Environment 148, 42–57. https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015

Palahi, M., Valbuena, R., Senf, C., Acil, N., Pugh, T.A.M., Sadler, J., Seidl, R., Potapov, P., Gardiner, B., Hetemaeki, L., Chirici, G., Francini, S., Hlasny, T., Lerink, B.J.W., Olsson, H., Gonzalez Olabarria, J.R., Ascoli, D., Asikainen, A., Bauhus, J., Berndes, G., Donis, J., Fridman, J., Hanewinkel, M., Jactel, H., Lindner, M., Marchetti, M., Marusak, R., Sheil, D., Tome, M., Trasobares, A., Verkerk, P.J., Korhonen, M., Nabuurs, G.-J., 2021. Concerns about reported harvests in European forests. Nature 592, E15–E17. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03292-x

Picard, N., Leban, J.-M., Guehl, J.-M., Dreyer, E., Bouriaud, O., Bontemps, J.-D., Landmann, G., Colin, A., Peyron, J.-L., Marty, P., 2021. Recent increase in European forest harvests as based on area estimates (Ceccherini et al. 2020a) not confirmed in the French case. Annals of Forest Science 78, 9. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01030-x

Senf, C., Seidl, R., 2021. Mapping the forest disturbance regimes of Europe. Nature Sustainability 4, 63–70. https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y

Volet 1 : Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases

Question 4. Quelle et la situation actuelle des systèmes d'alerte globaux par télédétection satellitaire ?

Sommaire

4.1 Les systèmes d'alerte existants 106
4.2 Exemple de la Guyane française 107
4.3 Perspectives liées à l'utilisation du Radar 107
4.4 Situation européenne 108
4.5 Références bibliographiques 109

Rédacteurs

Milena **Planells**, CNES, UMR CESBIO, Toulouse (31), France
Frédéric **Frappart**, INRAE, UMR ISPA, Bordeaux (33), France

4.1 Les systèmes d'alerte existants

Les systèmes d'Alerte Forestière (AF) utilisant la télédétection satellitaire proposent des cartographies pour mesurer la déforestation. En ce sens, la problématique des coupes rases n'est pas réellement traitée, la déforestation constitue un type de perturbation parmi d'autres, généralement de plus grande ampleur, qui est suivi. Néanmoins, ces systèmes complètent les observations annuelles ou pluriannuelles réalisées sur le terrain (à l'exemple des inventaires forestiers décrits dans la « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? ») ou sur la base de données aéroportées par une surveillance plus fréquente des forêts.

Plusieurs organisations gouvernementales et organismes de recherche ont développé des systèmes opérationnels qui fournissent au public des mises à jour régulières de la superficie du couvert forestier, principalement sur la base des données de télédétection optique. Avec une résolution spatiale grossière (images MODIS à 250 m de résolution spatiale), les systèmes *Forest Monitoring for Action* (FORMA, Wheeler *et al.*, 2014), Terra-I (Reymondin *et al.*, 2012) et *Forest and Carbon Monitoring System* (SMByC, mis en place par l'Institut d'hydrologie, de météorologie et d'études environnementales, IDEAM) ont été développés dans les années 2012-2014 pour le suivi de la déforestation de l'échelle nationale (IDEAM sur la Colombie) à l'échelle pantropicale. Ils fournissent respectivement des produits à fréquence bihebdomadaire, mensuelle et trimestrielle. Le *near real-time deforestation detection* (DETER-B, Diniz *et al*., 2015) est un système opérationnel brésilien, mis au point par l'agence spatiale brésilienne (*Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais*, INPE), qui mène une surveillance des forêts à une résolution spatiale de 60 m et une fréquence de 5 jours. Basé sur les données du capteur satellitaire AWiFS, il nécessite une étape de photo-interprétation. Enfin, le ministère de l'environnement au Pérou (MINAM) et l'université du Maryland (UMD) génèrent des systèmes AF hebdomadaires avec des images à moyenne résolution (30 m) acquises par Landsat. Il s'agit du système d'alerte précoce (*Early Warning System*) du *Programa Nacional de Conservación de Bosques* (PNCB) et du *Global Land Analysis and Discovery* (GLAD) dénommé *Forest Alert* (Hansen *et al*., 2016, voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »).

4.2 Exemple de la Guyane française

À l'échelle mondiale, la détection de grandes zones déforestées (> 3 ha) est désormais bien maîtrisée (Kalamandeen *et al*., 2018) et les efforts doivent se concentrer sur les zones de densité forestière et de taille plus réduites. D'importants travaux ont ainsi été développés dans les zones tropicales.

La Guyane française est principalement touchée par la déforestation à petite échelle (Alvarez-Berríos *et* Mitchell Aide, 2015) et présente donc une faible densité de déforestation. Couverte par la forêt primaire amazonienne sur plus de 95 % de son territoire (Keenan *et al*., 2015), ce territoire dispose de ressources naturelles uniques mais n'est pas exempte de menaces. L'orpaillage est la principale cause de ces déforestations : Rahm *et al*. (2015) ont estimé que les surfaces affectées s'élèveraient à plus de 25 000 ha jusqu'en 2015. Ces pratiques, pour la plupart illégales, impactent les fleuves et la qualité de leurs eaux et ce, à cause de la pollution (due notamment à l'utilisation du mercure), de l'augmentation de la turbulence et de la turbidité. Cela engendre des problèmes de santé humaine ainsi qu'une réduction de la biodiversité, soulignant ainsi la nécessité de mettre en place un système de détection précoce des perturbations de la forêt. Le système d'alerte GLAD FA parait *a priori* adapté pour surveiller cette grande zone parce qu'il est entièrement automatisé et basé sur l'utilisation de données libres d'accès avec un faible coût pour les gestionnaires. Cependant, son utilisation reste limitée du fait d'une couverture nuageuse persistante et, dans une moindre mesure, d'une résolution spatiale (Landsat) insuffisante.

Un système d'alerte spécifique dédié à l'orpaillage illégal est opérationnel depuis 2006 (Linarès *et al*., 2008). Il est basé sur la photo-interprétation d'images optiques (Landsat au départ, puis SPOT-5 jusqu'en 2015, Pléiades et Sentinel-2 actuellement) pour détecter des zones de déforestation et de turbidité de l'eau. Ce système est plus performant que le système GLAD FA car il utilise des images à plus haute résolution et les connaissances spécifiques de l'analyste, et chaque alerte est vérifiée par une mission aéroportée après sa détection. Cependant, un tel système a un coût élevé. De plus, ces produits basés sur des données optiques sont principalement limités par la couverture nuageuse, persistante sous les tropiques, qui peut causer d'importants retards de détection temporelle, ce qui est en contradiction avec le besoin d'alertes rapides de déforestation.

4.3 Perspectives liées à l'utilisation du Radar

Les images *Synthetic-Aperture Radar* (SAR), beaucoup moins impactées par la couverture nuageuse que les images optiques, ont un grand potentiel dans les zones tropicales et permettent de construire un système opérationnel d'alertes forestières. Cependant, elles ont été rarement utilisées pour le suivi de la déforestation comparativement à l'imagerie optique, ce malgré de multiples travaux de recherche (Lardeux *et al*., 2019, Mermoz *et* Le Toan, 2016, Lohberger *et al*., 2018, Reiche *et al*., 2018). Une des raisons principales de cette faible utilisation était la rareté des données disponibles (Reiche *et al*., 2018) jusqu'à la mise en orbite de Sentinel-1A en 2014 et Sentinel-1B en 2016, dans le cadre du programme Copernicus. Le système JJ FAST[53] développé par la JAXA/JICA fait exception. Basé sur les données radar ALOS-2, il produit des AF sur 77 pays tropicaux tous les 1,5 mois et avec une unité minimale de cartographie de 5 ha (Watanabe *et al*., 2017).

Les séries temporelles denses d'images acquises par les satellites Sentinel-1 offrent une grande opportunité de surveiller les forêts de manière hebdomadaire à l'échelle mondiale. Depuis le

[53] Voir ici : https://www.eorc.jaxa.jp/jjfast/system.html

lancement de Sentinel-1, les images SAR sont désormais facilement accessibles avec des acquisitions systématiques à une résolution spatiale de 5 m (résolution verticale ou « *azimut* ») × 20 m (résolution horizontale ou « *range* ») et un temps de revisite de 6 à 12 jours, quelles que soient les conditions météorologiques. Par conséquent, les données Sentinel-1 font de plus en plus l'objet de travaux de recherche sur la détection des pertes forestières. Les zones d'étude couvertes par les articles publiés sont relativement petites, c'est-à-dire inférieures à 10 000 km² dans la majorité des cas. Cependant, la cartographie des pertes forestières à grande échelle est apparue très récemment. (Belenguer-Plomer *et al*. (2019) et Hoekman *et al.* (2020) ont cartographié la perte de forêts sur des zones d'environ 265 000 km² et 227 000 km², respectivement. Dans l'article de Doblas *et al*. (2020), les auteurs ont utilisé *Google Earth Engine* pour développer une méthode de détection des pertes forestières en Amazonie brésilienne, ce qui pourrait conduire à la création d'un système automatisé de détection de la déforestation basé sur le *cloud* et fonctionnant sur les serveurs de l'INPE. Plus récemment, *Reiche et al. (2021)* ont publié un nouveau système de détection d'alerte de perte de forêt basé sur les données Sentinel-1, appelé RADD. Ce système – appliqué jusqu'à présent sur le bassin du Congo, l'Asie du Sud-Est insulaire et l'Amazonie – propose une cartographie disponible sur *Google Earth Engine*. Les méthodes de Ruiz-Ramos *et al*. (2020), Reiche *et al*. (2021) et Ygorra *et al*. (2021) émettent l'hypothèse que les images SAR permettent de détecter les dégradations du couvert forestier, préalable à une coupe sanitaire.

Le dernier système d'alerte global opérationnel en cours d'implémentation est le système TropiSCO développé par le CNES, le Cesbio et la société Globeo. Des cartes de perte de forêts sont produites chaque semaine sur le Vietnam, le Cambodge, le Laos, le Gabon et la Guyane en utilisant les données Sentinel-1[54]. La méthode de détection des pertes forestières est basée sur la détection des ombres radar (voir Question 2, « 2.4 Cartographie des coupes forestières sur les tropiques et zones nuageuses »). Le principal avantage de cette méthode est la capacité d'éviter les fausses alertes, ce qui est pertinent en Asie du Sud-Est où les zones de perturbation forestière peuvent être très petites et dispersées et où la détection est utilisée à des fins d'alerte. La précision estimée par l'utilisateur de la carte des pertes forestières était de 0,95 pour les perturbations forestières et de 0,99 pour les forêts intactes, et la précision estimée par le producteur était de 0,90 pour les perturbations forestières et de 0,99 pour les forêts intactes, avec une unité cartographique minimale de 0,1 ha (Mermoz *et al*., 2021). Sur une base annuelle, les zones de pertes de forêt détectées à l'aide de la méthode TropiSCO s'avèrent être similaires aux estimations de *Global Forest Watch*. Toutefois, l'avantage ici est de proposer une détection précoce des pertes forestières.

4.4 Situation européenne

Chez nos voisins européens, il ne semble pas y avoir, d'après la littérature scientifique, de systèmes d'alerte opérationnel de coupes rases par télédétection. Les méthodes d'observation par télédétection ne sont pas encore mises en œuvre dans les rapports réguliers au niveau national, même si de nombreuses agences au niveau fédéral ou national gèrent leurs propres laboratoires de télédétection et utilisent les technologies d'observation de la Terre à l'échelle locale ou régionale. On note cependant un rapport de la Commission Européenne qui analyse d'une part la contribution possible des images d'observation de la Terre (par satellite) à un système de surveillance européen des forêts, et formule d'autre part des recommandations (European Commission *et al*., 2020).

[54] Ces cartes sont disponibles sur le site www.tropisco.org

À l'échelle des états, des articles de recherche font état de détection de perturbations à partir des images optiques haute résolution telles que Rapid-Eye (Einzmann *et al*., 2017), Sentinel-2 (Scharvogel *et al*., 2020, Thonfeld *et al*., 2022) ou Planet (Deigele *et al*., 2020) en Allemagne. Sur l'imagerie Radar, des travaux exploitent Sentinel-1 en Irlande (Akbari *et* Solberg, 2022) et en Ecosse (Ruiz-Ramos *et al*., 2020), ALOS en bande-L ou TerraSAR-X en Suède (*Fransson et al., 2010 ; Eriksson et al., 2012*) et en Allemagne (Tanase *et al*., 2018). À l'échelle européenne, des bilans de l'état sanitaire des forêts sont également proposés (Senf *et al*., 2018 ; Senf *et* Seidl, 2021 ; Forzieri *et al*., 2021).

En France métropolitaine, à la demande du ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire, l'UMR TETIS (INRAE) a développé une méthode de télédétection des coupes rases (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »). Ce service opérationnel permet aux utilisateurs des DRAAF et DDT d'établir un pré-diagnostic de leurs territoires et d'optimiser ainsi les campagnes de terrain. Des travaux de recherche sont aussi en cours au sein de l'UMR ISPA (INRAE) et au Cesbio pour adapter les algorithmes respectifs CUMSUM et TropiSCO (méthodes utilisant des images radar Sentinel-1) aux forêts tempérées (voir « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? »).

4.5 Références bibliographiques

Alvarez-Berríos, N.L., Mitchell Aide, T., 2015. Global demand for gold is another threat for tropical forests. Environ. Res. Lett. 10, 014006. https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014006

Belenguer-Plomer, M.A., Tanase, M.A., Fernandez-Carrillo, A., Chuvieco, E., 2019. Burned area detection and mapping using Sentinel-1 backscatter coefficient and thermal anomalies. Remote Sensing of Environment 233, 111345. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111345

Deigele, W., Brandmeier, M., Straub, C., 2020. A Hierarchical Deep-Learning Approach for Rapid Windthrow Detection on PlanetScope and High-Resolution Aerial Image Data. Remote Sensing 12, 2121. https://doi.org/10.3390/rs12132121

Diniz, C.G., Souza, A.A. de A., Santos, D.C., Dias, M.C., Luz, N.C. da, Moraes, D.R.V. de, Maia, J.S.A., Gomes, A.R., Narvaes, I. da S., Valeriano, D.M., Maurano, L.E.P., Adami, M., 2015. DETER-B: The New Amazon Near Real-Time Deforestation Detection System. IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Observations Remote Sensing 8, 3619–3628. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2437075

Doblas, J., Shimabukuro, Y., Sant'Anna, S., Carneiro, A., Aragão, L., Almeida, C., 2020. Optimizing Near Real-Time Detection of Deforestation on Tropical Rainforests Using Sentinel-1 Data. Remote Sensing 12, 3922. https://doi.org/10.3390/rs12233922

Einzmann, K., Immitzer, M., Böck, S., Bauer, O., Schmitt, A., Atzberger, C., 2017. Windthrow Detection in European Forests with Very High-Resolution Optical Data. Forests 8, 21. https://doi.org/10.3390/f8010021

European Commission, Directorate-General for Environment, Atzberger, C., Zeug, G., Defourny, P., Aragão, L., Hammarström, L., Immitzer, M., 2020. Monitoring of forests through remote sensing : final report. Publications Office. https://doi.org/10.2779/175242

Forzieri, G., Girardello, M., Ceccherini, G., Spinoni, J., Feyen, L., Hartmann, H., Beck, P.S.A., Camps-Valls, G., Chirici, G., Mauri, A., Cescatti, A., 2021. Emergent vulnerability to climate-driven disturbances in European forests. Nat Commun 12, 1081. https://doi.org/10.1038/s41467-021-21399-7

Hansen, M.C., Krylov, A., Tyukavina, A., Potapov, P.V., Turubanova, S., Zutta, B., Ifo, S., Margono, B., Stolle, F., Moore, R., 2016. Humid tropical forest disturbance alerts using Landsat data. Environ. Res. Lett. 11, 034008. https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/034008

Hoekman, D., Kooij, B., Quiñones, M., Vellekoop, S., Carolita, I., Budhiman, S., Arief, R., Roswintiarti, O., 2020. Wide-Area Near-Real-Time Monitoring of Tropical Forest Degradation and Deforestation Using Sentinel-1. Remote Sensing 12, 3263. https://doi.org/10.3390/rs12193263

Kalamandeen, M., Gloor, M., Mitchard, E., Quincey, D., Ziv, G., Spracklen, D., Spracklen, B., Adami, M., Aragão, L., Galbraith, D., 2018. Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. Scientific Reports 8. https://doi.org/10.1038/s41598-018-19358-2

Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A., Lindquist, E., 2015. Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. Forest Ecology and Management 352, 9–20. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014

Lardeux, C., Kemavo, A., Rageade, M., Rahm, M., frison, P., Rudant, J.-P., 2019. Mise en oeuvre open source pour le suivi opérationnel de l'occupation des sols et de la déforestation à partir des données radar et optiques: Etudes de cas en Guyane et au Togo. Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection. https://doi.org/10.52638/rfpt.2019.467

Linarès, S., Joubert, P., Gond, V., 2008. Contre l'orpaillage clandestin : la télédétection. Espaces naturels.

Lohberger, S., Stängel, M., Atwood, E.C., Siegert, F., 2018. Spatial evaluation of Indonesia's 2015 fire-affected area and estimated carbon emissions using Sentinel-1. Glob Change Biol 24, 644–654. https://doi.org/10.1111/gcb.13841

Mermoz, S., Bouvet, A., Koleck, T., Ballère, M., Le Toan, T., 2021. Continuous Detection of Forest Loss in Vietnam, Laos, and Cambodia Using Sentinel-1 Data. Remote Sensing 13, 4877. https://doi.org/10.3390/rs13234877

Mermoz, S., Le Toan, T., 2016. Forest Disturbances and Regrowth Assessment Using ALOS PALSAR Data from 2007 to 2010 in Vietnam, Cambodia and Lao PDR. Remote Sensing 8, 217. https://doi.org/10.3390/rs8030217

Rahm, M., Jullian, B., Lauger, A., de Carvalho, R., Vale, L., Totaram, J., Cort, K.A., Djojodikromo, M., Hardjoprajitno, M., Neri, S., Vieira, R., Watanabe, E., do Carmo Brito, M., Miranda, P., Paloeng, C., Moe Soe Let, V., Crabbe, S., Calmel, M., 2015. Monitoring the Impact of Gold Mining on the Forest Cover and Freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2014. REDD+ for the Guiana Shield Project and WWF Guianas.

Reiche, J., Hamunyela, E., Verbesselt, J., Hoekman, D., Herold, M., 2018. Improving near-real time deforestation monitoring in tropical dry forests by combining dense Sentinel-1 time series with Landsat and ALOS-2 PALSAR-2. Remote Sensing of Environment 204, 147–161. https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.034

Reiche, J., Mullissa, A., Slagter, B., Gou, Y., Tsendbazar, N.-E., Odongo-Braun, C., Vollrath, A., Weisse, M.J., Stolle, F., Pickens, A., Donchyts, G., Clinton, N., Gorelick, N., Herold, M., 2021. Forest disturbance alerts for the Congo Basin using Sentinel-1. Environmental Research Letters 16, 024005. https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd0a8

Reymondin, L., Jarvis, A., Perez-Uribe, A., Touval, J., Argote, K., Coca, A., Rebetez, J., Guevara, E., 2012. Terra-i A methodology for near real-time monitoring of habitat change at continental scales using MODIS-NDVI and TRMM. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15618.99520

Ruiz-Ramos, J., Marino, A., Boardman, C., Suarez, J., 2020. Continuous Forest Monitoring Using Cumulative Sums of Sentinel-1 Timeseries. Remote Sensing 12, 3061. https://doi.org/10.3390/rs12183061

Scharvogel, D., Brandmeier, M., Weis, M., 2020. A Deep Learning Approach for Calamity Assessment Using Sentinel-2 Data. Forests 11. https://doi.org/10.3390/f11121239

Senf, C., Pflugmacher, D., Zhiqiang, Y., Sebald, J., Knorn, J., Neumann, M., Hostert, P., Seidl, R., 2018. Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. Nat Commun 9, 4978. https://doi.org/10.1038/s41467-018-07539-6

Senf, C., Seidl, R., 2021. Mapping the forest disturbance regimes of Europe. Nature Sustainability 4, 1–8. https://doi.org/10.1038/s41893-020-00609-y

Tanase, M.A., Aponte, C., Mermoz, S., Bouvet, A., Le Toan, T., Heurich, M., 2018. Detection of windthrows and insect outbreaks by L-band SAR: A case study in the Bavarian Forest National Park. Remote Sensing of Environment 209, 700–711. https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.03.009

Thonfeld, F., Gessner, U., Holzwarth, S., Kriese, J., da Ponte, E., Huth, J., Kuenzer, C., 2022. A First Assessment of Canopy Cover Loss in Germany's Forests after the 2018–2020 Drought Years. Remote Sensing 14, 562. https://doi.org/10.3390/rs14030562

V. Akbari, S. Solberg, 2022. Clear-Cut Detection and Mapping Using Sentinel-1 Backscatter Coefficient and Short-Term Interferometric Coherence Time Series. IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters 19, 1–5. https://doi.org/10.1109/LGRS.2020.3039875

Wheeler, D., Hammer, D., Kraft, R., Steele, A., 2014. Satellite-based forest clearing detection in the Brazilian Amazon : FORMA, DETER, and PRODES.

Ygorra, B., Frappart, F., Wigneron, J.P., Moisy, C., Catry, T., Baup, F., Hamunyela, E., Riazanoff, S., 2021. Monitoring loss of tropical forest cover from Sentinel-1 time-series: A CuSum-based approach. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 103, 102532. https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102532

Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

La coupe rase est une opération sylvicole qui suscite des controverses depuis plus de 2 siècles. Décriée par les associations environnementales, elle est au contraire jugée comme pertinente par les forestiers, notamment en futaie régulière.

Ce Thème a pour objet de retracer l'histoire des conflits autour des coupes rases et de voir si nous sommes aujourd'hui à nouveau dans une phase de réactivation des mobilisations. Pour cela nous avons décliné ce thème en cinq questions portant sur (1) la mise en place d'un cadre d'analyse des conflits sur les coupes rases, (2) une perspective historique des conflits depuis le XVIIe siècle, (3) une évaluation des modes et niveaux actuels de mobilisation en France, (4) une analyse comparée des argumentations mobilisées par les protagonistes des débats, (5) une exploration des modes de résolution mis en œuvre sur le terrain.

Les méthodologies retenues ont mobilisé plusieurs matériaux : une recherche bibliographique d'articles et d'ouvrages scientifiques portant sur les mobilisations et conflits sur les coupes rases (144 références dont 86 en France), une recherche archivistique en ligne pour la période 1850-1950, un inventaire des pétitions en ligne (69 références) et des articles de la presse nationale et régionale (470 références) pour l'année 2021, une analyse des discours et écrits disponibles en ligne sur les sites des organisations forestières et environnementales. Le croisement de ces différentes sources offre un panorama assez complet des mobilisations et des conflits forestiers passés et actuelles. Une approche par entretien aurait pu compléter cette base de matériau discursif mais elle n'a pu être réalisée faute de temps et de moyens. Cependant, vu la richesse et la médiatisation des matériaux mis à disposition par les différents protagonistes du débat, cette phase d'enquête s'est révélée moins centrale que prévu.

Grâce à cette combinaison de méthodes et de données, nous verrons que les conflits liés aux coupes rases ont été particulièrement actifs dans les années 1850, 1910 et 1970 et qu'une partie des revendications déjà exprimées à l'époque perdure encore aujourd'hui. Cette étude montrera aussi que le processus de mobilisation contemporaine a été réactivé depuis 2016 mais qu'il couvait dans certaines régions françaises notamment dans le Morvan et en Limousin depuis plus de vingt ans. À la différence des conflits des années 1970, le développement des nouvelles technologies de l'information et de la communication permettent désormais à ces mobilisations d'atteindre des niveaux jamais égalés par le passé. Nous verrons aussi que ces mobilisations sont loin d'être un simple artéfact lié à une supposée surexposition médiatique. Elles sont plus fondamentalement le reflet d'un changement sociétal profond et notamment d'une « écologisation » généralisée des modes de pensée qui amène à évaluer les opérations de gestion forestière et en particulier la coupe rase au prisme de ses impacts paysagers, écologiques, éthiques, etc. Désormais inscrite à l'agenda politique, nous verrons enfin comment les protagonistes du débat tentent de trouver des solutions à la fois en termes de communication, d'éducation, de réforme de la gouvernance des enjeux forestiers et de révision des référentiels de certification forestière. De façon plus concrète, nous verrons également que cette publicisation des controverses se traduit aussi par une inflexion – difficile cependant à évaluer aujourd'hui – des pratiques sur le terrain et notamment une diminution des surfaces de coupes et une amélioration de la qualité des chantiers d'exploitation.

Volet 1 | Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

Question 1. Du trouble au conflit : la construction des coupes rases comme problème public. Comment étudier les conflits et les mobilisations sociales autour des coupes rases ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 113
1.2 Les conflits en forêt, un mal pour un bien ? 113
1.3 L'inscription des coupes rases à l'agenda politique, une construction par étapes 116
1.4 Références bibliographiques 120

Rédacteurs
Philippe **Deuffic,** INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Damien **Marage,** Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France
Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France

1.1 Contexte et problématique

« *Industrialisation* », « *enrésinement* », « *malforestation* », la gestion des forêts françaises fait l'objet de critiques récurrentes dans les médias depuis quelques années (D'Allens, 2019; Drouet, 2018; Vidalou, 2017). Ces différentes controverses se cristallisent particulièrement sur les coupes rases. Cette forte activité éditoriale interroge cependant au regard des résultats d'une enquête nationale menée en 2015[55] (Cordellier *et* Dobré, 2017). 26 % des enquêtés déclarent que les coupes rases détruisent la forêt alors que 37 % pensent que ce type d'opération participe de son entretien. Les avis semblent donc partagés. Si cette photographie de l'opinion française invite à la prudence, il serait hasardeux de réduire les tensions actuelles à un simple artefact médiatique en lien avec des campagnes de communication orchestrées par des opposants aux coupes rases. Ces tensions ont en effet conduit à des mobilisations sociales dans différents territoires et attisé les conflits entre groupes sociaux au point d'inciter les politiques à se saisir de cette question. Prolongeant les travaux de Decoq *et al*. (2016) sur les liens entre savoirs et pouvoirs qui se structurent au XIXe siècle autour du rôle « environnemental » des forêts, **nous faisons l'hypothèse que la question des coupes rases est un problème public qui resurgit périodiquement et dont certains facteurs explicatifs traversent le temps, sans toutefois être reproduits à l'identique.** Pour tester cette hypothèse, nous définirons d'abord (i) la notion de conflits puis nous adopterons le cadre analytique de la construction des politiques publiques et des mobilisations sociales pour comprendre (ii) si, comment et pourquoi cette question des coupes rases resurgit périodiquement, souvent de façon conflictuelle.

1.2 Les conflits en forêt, un mal pour un bien ?

Est-il tout d'abord pertinent de parler de conflits à propos des coupes rases ou est-ce juste un désaccord mineur, une tension passagère ? Pour Eckerberg *et* Sandström (2013) un conflit est une « incompatibilité d'idées, de croyances, de comportements, de rôles, d'intérêts, de désirs ou de valeurs parmi des individus ou des groupes évoluant au sein d'un même territoire et dont l'un des groupes empêche l'autre de réaliser ses objectifs ». Le fait que des groupes constitués (forestiers, ONG environnementales), collectifs de citoyens) évoluant au sein d'un même territoire (Morvan, Limousin,

[55] Enquête « Forêt-Société » commanditée par l'ONF et menée par le CREDOC et l'Université de Caen auprès d'un échantillon représentatif de la population française de 1 000 individus âgés de 15 ans et plus en France métropolitaine.

Île-de-France, etc.) aient des visions opposées sur un certain nombre d'aspects relatifs aux méthodes de sylviculture, à leurs impacts écologiques et paysagers, voire plus largement à la place et au rôle des forêts dans les territoires et aux systèmes de valeurs afférents peut constituer une situation propice à l'émergence de conflit.

Pour autant, toute situation de désaccord ne débouche pas systématiquement sur des conflits. Dans de nombreux cas, les groupes en présence se font mutuellement confiance. Mais quand cette confiance s'érode et que le contrat social qui liait les protagonistes ne correspond plus aux attentes des uns et des autres, des conflits peuvent émerger. Hirschmann (1995) identifie alors trois comportements possibles :

- **la fidélité** (*loyalty*). Les acteurs supportent la situation sans rien dire ; ils continuent à faire confiance aux acteurs et aux institutions qui sont réputés savoir et gouverner le système – dans notre cas, les professionnels de la filière et leurs représentants public et privés – tant que ceux-ci continuent à répondre à leurs missions de manière acceptable. Ils acceptent donc les défauts du système soit parce qu'ils n'en ont pas une claire conscience, soit parce qu'il y a fidélité à l'égard de l'institution. Cela peut être par exemple le cas d'usagers ou d'habitants vis-à-vis des professionnels de la forêt, voire de forestiers vis-à-vis de leur institution. Dans ce cas, le conflit n'émerge pas ou reste interne au groupe ;
- **la défection** (*exit*). Les acteurs abandonnent sans rien dire. Ils préfèrent ne pas faire de vague mais n'en pensent pas moins à l'instar de citoyens « troublés » par les coupes rases mais qui restent silencieux. Cette attitude peut toutefois évoluer vers un comportement plus proactif à l'occasion d'une augmentation du nombre de coupes rases par exemple ;
- **la prise de parole** (*voice*). Jugeant la situation déséquilibrée, inappropriée, voire insupportable ou injuste, les acteurs – par exemple, dans notre cas, des élus, des ONGE, des collectifs de citoyens « en colère », des forestiers – exposent leurs récriminations pour provoquer une modification de la situation.

Nous verrons que, dans le cas des coupes rases, les trois types de réactions peuvent être identifiés sachant que nous explorerons plus en détail la situation de conflit ouvert et manifeste.

Quand le conflit commence à prendre forme, celui-ci peut atteindre des **niveaux de conflictualité** très différents. Yasmi *et al.* (2006) distinguent ainsi :

- des situations de conflits **limités,** à l'état latent, à bas bruit, sans visibilité médiatique, ni accès aux arènes de décisions publiques. Ils se manifestent sous forme de gêne, de trouble, d'inquiétude sourde, de critiques suggérées, de tensions se limitant à des oppositions distantes sans situations de coprésence entre groupes sociaux (Torre, 2006) ;
- des conflits **manifestes et ouverts**. Le conflit prend alors la forme de manifestations publiques, de campagnes et de marches de protestation, de pétitions, d'envoi de lettre à des élus, de boycott, d'action en justice, etc. ;
- des conflits **violents** dans le cas de pressions psychologiques, d'agressions physiques ou d'actions de sabotage, de grèves dures, de révolutions, voire de guerres. Ce niveau de conflictualité a existé au XIXe entre forestiers et populations de certaines montagnes françaises (Baby, 1972 ; Clarenc, 1965 ; Vigier, 1980 ; Whited, 2000). Il semble refaire surface aujourd'hui via des actions de désobéissance civile, le non-respect de règles légales, pouvant aller jusqu'à la dégradation de matériel forestier.

Une fois déclarés, ces conflits portent en général sur une, voire les trois dimensions suivantes (Walker *et* Daniels, 1997) :

- une dimension dite substantielle liée aux **caractéristiques de « l'objet du problème » – valeurs, intérêts, idéologies, pratiques, etc**. Dans notre cas, la coupe rase constitue un des objets du problème mais elle révèle aussi des conflits de valeurs sur le rôle de la forêt dans les territoires, les modèles sylvicoles privilégiés, les aspects techniques de la coupe rase et

son impact environnemental, et plus largement les modèles de développement économique et territorial, etc. La contestation peut aussi porter sur des dimensions plus difficilement commensurables relevant du registre émotionnel et sensible ;

- une dimension dite procédurale liée aux **modes de décisions**, au degré de transparence et d'inclusion des parties adverses dans les discussions. Dans notre cas, cela concerne par exemple la place accordée aux parties prenantes dans les instances de débat et de décision concernant la forêt et sa gestion ;
- une dimension dite relationnelle liée aux **rapports de pouvoir,** au degré de confiance entre protagonistes, etc. Dans notre cas d'étude, les conflits sur les coupes rases semblent remettre en cause les places des acteurs dans le champ décisionnel, ébranler le leadership de certaines organisations sur ces questions et les relations de confiance entre acteurs du débat, etc.

Vu les tensions générées dans l'espace public par la question des coupes rases, il semble approprié de parler de conflit même si certains acteurs minimisent ce type d'événement n'y voyant qu'une agitation passagère. **Cette hésitation à qualifier la situation de « conflit » révèle la méfiance vis-à-vis de ce terme généralement connoté négativement dans la société française** (Keyhani, 2012). Le conflit dérange, il oblige à reconnaître l'existence d'une contestation, à admettre que « quelque chose » ne va pas de soi. Faut-il alors voire le conflit comme une **opportunité ou une situation à éviter absolument ?** Les pères fondateurs de la sociologie, eux-mêmes, avaient des avis partagés mais qui inspirent encore les acteurs publics aujourd'hui**.**

- Pour Durkheim (1893), les conflits constituent un dysfonctionnement voire une pathologie de l'ordre social, une rupture du contrat moral entre groupes sociaux et une menace pour le lien et la cohésion sociale. Il participe de la désintégration de la société et affaiblit les solidarités entre groupes sociaux ; il est donc à éviter ou à réguler dès que possible, notamment par une intervention de l'État.
- Pour Simmel (1908), au contraire, le conflit – tant qu'il reste à un niveau de tensions acceptables – peut être considéré comme **un moment positif, voire nécessaire pour faire évoluer les règles, les routines instituées, voire les principes et les valeurs sur lesquelles la société est organisée**. Il permet de discuter des points de désaccords et des évolutions à apporter. Il constitue aussi un moment privilégié pour structurer les groupes sociaux en intégrant des individus ou des collectifs isolés dans des organisations plus vastes (réseaux alternatifs, collectifs citoyens, interprofessions, syndicats professionnels) (Grannec *et al.*, 2017 ; Mormont, 2006). Le conflit renforce ainsi leur identité sociale et leur visibilité et modifie et rééquilibre les rapports de force entre groupes.

Suivant sa configuration et son issue, **le conflit constitue tout autant un moteur du changement social, technique, économique juridique et/ou politique qu'une forme de résistance** (Bulle *et* Tarragoni, 2021). Certains groupes peuvent en effet se mobiliser pour revendiquer un statu quo, voire une consolidation des principes et valeurs qui organisent la société alors que d'autres se mobilisent pour contester ces mêmes principes afin de les faire évoluer. Dans tous les cas, ces mobilisations témoignent à la fois d'une certaine vitalité démocratique mais aussi d'un dysfonctionnement des instances délibératives puisque des groupes estiment inévitable de se mobiliser pour faire entendre leur point de vue et faire évoluer la situation. Dans notre cas d'étude, certains acteurs peuvent considérer que poser la question des coupes rases remet en cause les normes de sylviculture qui prévalaient jusqu'à présent et qui leur semblaient fonctionner mais peut-être aussi leur position de définisseur et de prescripteur de normes et de règles sylvicoles. Pour d'autres, faire des coupes rases un sujet de débat permettrait au contraire de faire évoluer les référentiels techniques, voire juridiques, mais aussi d'acquérir éventuellement un poids plus important dans les instances de décision.

1.3 L'inscription des coupes rases à l'agenda politique, une construction par étapes

Comme nous le montrerons dans la section suivante, les conflits actuels sont souvent lestés de leur passé. La question des coupes rases a déjà été posée à peu près dans les mêmes termes dans les années 1970, voire depuis le XIXe siècle. Les conflits ne naissent pas non plus spontanément mais résultent généralement d'un travail de mobilisation opéré par des mouvements sociaux. En cela, les conflits peuvent être analysés comme une forme, voire un moment particulier, dans la vie d'un « problème public ». Comme la notion de conflit, **un problème public suppose un écart réel ou supposé entre deux situations dont l'une cause un préjudice à un groupe social donné** (Neveu, 2015). Mais élever une question comme la coupe rase au rang de problème public ne va pas de soi. Blumer (2004 [1971]) rappelle que certaines situations n'attirent pas une once d'attention, d'autres échouent en route dans le processus de reconnaissance par les médias, le public et les politiques qui apparaît souvent comme une compétition redoutable. Pour Cefaï (1996, p. 44), les problèmes publics ne sont donnés ni en nature, ni en droit. Ils sont l'objet d'opérations de sélection, d'argumentation et de montée en généralité qui les hissent parfois jusqu'aux arènes de débats publics. Gusfield (2009, p. 3) rappelle à cet égard « que toutes les situations qui apparaissent pénibles dans l'expérience des gens ne deviennent pas des affaires de préoccupation publique et des cibles d'action publique ». Pour Baisnée (2001, p. 158), **le problème ne devient vraiment public qu'à partir du moment où les acteurs sociaux « arrivent à faire partager cette interprétation [de la situation] au-delà des groupes mobilisés (et convaincus du problème), notamment les autorités publiques qui sont alors appelées à intervenir ».** Dans notre cas d'étude, dire que les coupes rases sont un problème dont la prise en charge requiert l'intervention de l'État ne va pas de soi. Le public peut avoir des opinions partagées, les médias être peu intéressés par ce sujet, et les autorités publiques ne pas avoir intérêt à faire évoluer les référentiels existants tant que le niveau de conflictualité reste faible. Pour éviter ce statu quo, les acteurs protestataires vont généralement mettre en place un processus de construction des coupes rases comme problème méritant a minima l'attention des autorités publiques, voire même un programme d'action. Cette perspective déplace l'objet de l'analyse qui n'est plus le problème lui-même mais la façon dont les acteurs sociaux définissent et construisent ces revendications. Plusieurs points de passage sont alors quasi incontournables à cette institutionnalisation d'un simple « trouble » en véritable problème public (Deuffic *et* Candau, 2017 ; Trom *et* Zimmerman, 2001). Ce volet de l'expertise analysera ces différentes étapes (voir Figure 3.1-1) dont les plus importantes sont :

1) **la dénonciation du problème** par un groupe de précurseurs (par exemple une association de riverains, un collectif de naturalistes ou de scientifiques) ; cette phase peut se caractériser par l'usage d'une rhétorique dramatique ou morale de façon à marquer les esprits et de se distinguer du flot d'information continue ; des études (Michelson *et* DeMora, 2021) montrent en effet qu'un discours environnementaliste alarmiste capte souvent plus l'attention qu'un discours optimiste ;
2) **l'objectivation par la catégorisation et la quantification** d'objet ou de situation attestant de la réalité du problème. Cette phase d'objectivation par les protagonistes vise à l'inverse de la précédente **à rationaliser les termes du débat et à montrer le sérieux des revendications.** Elle tient en deux opérations : la catégorisation et la quantification. La catégorisation consiste à identifier et décrire l'objet du problème en procédant par inclusion ou exclusion (Bouleau *et* Deuffic, 2016, p. 3). Dans notre cas, cette opération consiste à définir ce qui relève ou pas de la catégorie « coupe rase » par rapport à d'autres types de coupes (secondaires, préparatoires, par trouées ou parquets, etc.). Cette catégorisation peut varier selon le groupe qui décide d'inclure ou exclure tel ou tel type de coupe. Elle fait apparaître des objets frontières dont le statut est ambigu et qui provoque à son tour des luttes définitionnelles (Gilbert *et* Henry, 2012). Une fois l'objet du problème défini, la deuxième étape consiste à le

quantifier ce qui passe par la mise en œuvre d'inventaire, de protocoles de mesures plus ou moins complexes, le recours à des instruments statistiques qui permettent de solidifier le problème par la politique des grands nombres. Les évolutions récentes des régimes de la production de la donnée, moins centralisée, plus numérisée, permet à cet égard une nouvelle forme de vigilance et monitoring citoyen de l'environnement (Ottinger, 2010). Des habitants, des amateurs, des collectifs de citoyens sont sollicités afin de contribuer à mesurer des dégradations ou éprouvent le besoin d'effectuer eux-mêmes leurs propres relevés dans une démarche militante. Ces tâches sont désormais plus aisées grâce à la multiplication et à la miniaturisation d'instruments de mesure (drone pour détecter des coupes rases), au développement d'applications numériques (Google Maps) et à l'accès à des infrastructures d'informations en open source. Les coupes rases s'avèrent ainsi bien plus facilement repérables sur le terrain que d'autres phénomènes comme la disparition d'une espèce animale ou végétale qui nécessite souvent un protocole d'observation plus lourd ;

3) **la mise en réseau des acteurs** « propriétaires » du problème (par exemple : la constitution de coalition d'ONGE ou de groupes professionnels forestiers). Un des moyens d'éviter de prêcher sa cause dans le désert consiste en effet **à organiser et à mettre en réseau les acteurs susceptibles de soutenir la mobilisation**. Les entrepreneurs de cause puisent alors dans des gisements de sociabilité dont ils anticipent la rentabilité des activités de recrutement et de mobilisation (Céfaï, 2001, p. 65 *sq*.). Si cette activité d'enrôlement commence souvent dans un territoire de voisinage (par exemple la commune où a lieu la coupe rase), elle a souvent intérêt à s'étendre à d'autres territoires afin de montrer que le problème n'est pas seulement local mais bien plus généralisé qu'on ne le pense, justifiant alors une prise en charge à plus grande échelle (Rootes, 2013; Trom *et* Zimmerman, 2001). À cet égard, le recours aux réseaux sociaux permet d'amplifier très rapidement la mobilisation. Ce militantisme numérique pourrait laisser craindre un engagement distancié, « mou » et individualisé. Pourtant, il marque bien souvent **la première étape qui conduit à un engagement futur** sur le terrain grâce à son processus d'identification et d'« interreconnaissance » parmi les militants qui forment ainsi un groupe d'appartenance aux aspirations et intérêts communs (Massot, 2019). Les réseaux peuvent donc constituer une première étape à l'engagement militant de terrain. Qu'ils constituent une extension de la mobilisation ou un point d'entrée, les réseaux sociaux permettent de raconter des histoires en temps réel, d'annoncer les opérations, de les suivre en direct, de les analyser et de les commenter entre les participants. Ils renforcent les capacités d'organisation et de création d'événements, démultiplient les audiences et forgent un langage et un cadrage commun du problème ;
4) **la médiatisation du problème** à différentes échelles territoriales et sur différents supports médiatiques (par exemple, des articles dans la presse régionale et/ou nationale, des pétitions sur le web, des reportages TV, des vidéos sur Internet, etc.). Cette phase consiste souvent à construire un « storytelling » autour d'une situation problématique type qui soit susceptible d'attirer l'attention des médias. À cet égard, la coupe rase semble constituer un support médiatiquement performatif.
5) **l'inscription à l'agenda des politiques publiques**. Tous les sujets de contestation, même médiatisés, ne finissent pas automatiquement sur l'agenda des politiques publiques. Fouilleux (2000, p. 278) rappelle que plusieurs forums de discussion peuvent coexister sur un même sujet. Chacun d'eux est producteur de représentations et tente de s'imposer comme référent central sur le sujet débattu. Fouilleux (2000, p. 279) distingue ainsi **les forums qui assurent une production d'idée** (par exemple les forums scientifiques, professionnels, associatifs) et **les forums des communautés de politique publique** où les idées sont transformées (ou pas) en instruments de politiques publiques. Inscrire son problème à l'agenda politique constitue donc un défi supplémentaire pour les groupes porteurs de revendications. Parmi les stratégies et modèles de mise à l'agenda identifiés par Garraud (1990), nous retenons plus particulièrement dans notre cas d'étude le modèle de la

mobilisation (qui répond à une demande socialement constituée), de l'offre politique (un parti politique se saisit de la question en créant par exemple une commission d'enquête parlementaire sur les coupes rases), de la médiatisation (la pression médiatique pousse le politique à se saisir de la question) et le modèle de l'action corporatiste et silencieuse (le problème est inscrit grâce à l'accès privilégié d'un groupe à l'autorité politique). Ces modèles ne sont pas exclusifs les uns des autres et peuvent se cumuler (Hassenteufel, 2008, p. 52) ;

6) **la résolution du problème :** ce travail politique consiste à chaîner des objectifs, des problèmes à résoudre, des valeurs, des conséquences, des publics dans un ensemble dont la cohérence est partagée par une majorité de protagonistes (Blum, 2021; Zittoun *et al.*, 2021). Ce couplage argumentatif – un problème, une ou plusieurs solutions – peut prendre la forme de **référentiels institutionnalisés** et partagés qui engage à un changement de pratique (par exemple la révision d'un cahier des charges d'écocertification, d'un Schéma Régional de Gestion Sylvicole (SRGS), un amendement législatif encadrant la coupe rase, etc.) ; à ce stade, le problème est couplé à une ou des solutions qui, selon le niveau de concertation, de négociation et la qualité des débats et des arguments, satisferont plus ou moins les protagonistes du débat.

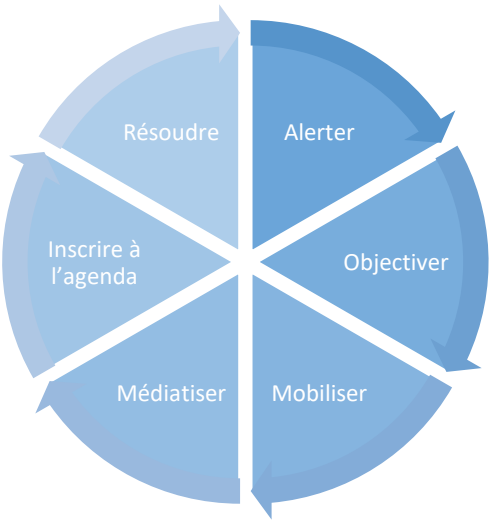


Figure 3.1-1 : Les étapes clefs d'un processus d'évolution d'un « trouble » en problème public

Pour qu'un problème devienne public, il faut aussi qu'il soit porté par des acteurs, que ceux-ci se mobilisent et qu'ils enrôlent à leur tour d'autres acteurs sociaux. Se pose donc la question du mouvement social qui s'arroge le droit ou la responsabilité de « faire quelque chose » à propos du problème (Gusfield, 2009, p. 5). Un problème peut être porté sur l'espace public à l'initiative d'acteurs qualifiés et « autorisés » (État, législateur, contrôleur des règles juridiques) qui étiquettent des pratiques échappant à la norme en les qualifiant de problématiques (infractions ou délits forestiers, exportation massive de bois hors UE, etc.). Mais ces problèmes peuvent aussi être portés par des groupes de militants, des porteurs de revendications : des *claimmakers* (Spector et Kitsuse, 2009), des « entrepreneurs de morale » (Becker, 1985), ou encore des « propriétaires de problèmes » ou des « entrepreneurs de cause » (Gusfield, 2009). Dans la sphère francophone, Micoud (1992) parle de « précurseurs » voire de défricheurs et Chateauraynaud de « lanceurs d'alerte » (Chateauraynaud et Torny, 2013). **Leur rôle est de susciter le trouble, d'objectiver la réalité du problème, d'interpeller la sphère publique sur le bien-fondé des normes établies et de faire connaître leurs propres revendications** selon la séquence proposée par Felstiner « *naming, blaming, claiming* » c'est-à-dire nommer le problème, désigner un ou des responsables et réclamer un changement (Felstiner *et al.*, 1991). Ces acteurs se donnent pour vocation de mobiliser l'opinion et les institutions publiques envers un problème donné. Dans cette expertise, et par convention avec la définition sociologique de leur

mode d'action, les acteurs qui interrogent la coupe rase seront appelés des **« entrepreneurs de cause » (EC)**.

Malgré cet intense travail de mobilisation, certains conflits ne parviennent pas à retenir l'attention des médias, du public et des politiques. La dynamique d'un conflit est en effet rarement linéaire et à chacune des étapes citées précédemment le conflit peut s'enliser, voire disparaître. Cela peut se produire si la partie adverse des entrepreneurs de cause – que nous appellerons par convention dans cette expertise des **« groupes d'intérêts » (GE) – met en place des stratégies de contre-cadrage visant à étouffer les revendications** (Meyer *et* Staggenborg, 1996). Même si Neveu (2011) nous invite à considérer les entrepreneurs de cause et les groupes d'intérêts comme un continuum d'acteurs du mouvement social[56], il souligne que les groupes d'intérêts ont en général une institutionnalisation plus forte que les entrepreneurs de cause. **Ils disposent de locaux, de salariés, d'une assise financière, d'une reconnaissance par les autorités publiques, d'un accès privilégié aux lieux de pouvoir**, etc. Ils ne recourent également au répertoire protestataire que si leur position dominante est menacée. Ils excellent enfin tout autant à refouler des visions et des initiatives concurrentes qu'à confiner les débats et décisions dans des espaces où le rapport de force leur est favorable (Henry, 2007). Pour parvenir à contre-cadrer la mise en problème public d'une situation, ils peuvent adopter les stratégies suivantes (Cobb *et* Ross, 1997) :

1) la **stratégie d'ignorance** consistant à douter de l'interprétation du problème porté par le porteur de revendication et faire comme si le problème n'existait pas. Alors que les entrepreneurs de cause cherchent à dramatiser le sujet, les groupes d'intérêt vont au contraire l'euphémiser. Ils vont recourir à des termes plus techniques, moins connotés moralement pour éviter l'engagement (Hardy *et* Jouvancourt, 2019), remplacer les mots utilisés par leurs adversaires par des éléments de langage à l'adresse des médias (Grolleau *et al.*, 2022) (par exemple coupe rase devient « coupe d'exploitation » ou simplement « récolte »[57]) ;
2) la **stratégie de confrontation** consistant à mettre en cause le problème lui-même ou le groupe qui le porte. L'objectif est de porter le discrédit sur le groupe porteur de revendication, de lui faire des procès en légitimité (« *des citadins qui ne connaissent rien à la forêt* », « *des propriétaires forestiers qui n'habitent pas ici* »), ou de mettre en doute l'éthique du leader ou de sa morale (« *une personne qui privilégie d'abord ses intérêts avant ceux de son groupe* », « *des scientifiques engagés* ») ; le style rhétorique et discursif est alors construit sur des couples antithétiques : la raison contre l'irrationnel et l'opinion, le progrès contre la stagnation, l'innovation contre le principe de précaution, l'économie contre l'environnement, le passé et l'avenir, le privé et le commun, etc. ;
3) La **stratégie d'apaisement** qui vise à calmer symboliquement l'intensité du conflit, en admettant la réalité du problème mais en niant toute considération aux solutions émises par le groupe revendicateur. Ce type de stratégies, qui peut passer par l'inscription du problème à l'agenda politique, consiste par exemple à commanditer des études supplémentaires pour améliorer les connaissances mais aussi pour gagner du temps, obtenir des accords a minima ou à courte vue, à créer des commissions *ad hoc*, en vue de reporter la prise de décision et la mise en œuvre des changements de pratiques, à coopter l'opposant pour qu'il soit moins virulent, ou à mener des actions de façade ;
4) la **stratégie d'affrontement intense** via des intimidations (relevé de plaques d'immatriculation par la gendarmerie), des sanctions financières, des poursuites judiciaires via la création de

[56] Un groupe d'intérêt pouvait être à l'origine un entrepreneur de cause dont la mobilisation a si bien réussi qu'il dispose désormais d'une position dominante dans son domaine d'intervention.

[57] Bertier L. (2020) Mieux se connaitre, mieux se comprendre, *Forêts de France*, n°637, octobre 2020, p. 5 : « Pour certains, l'exploitation forestière serait même un gros mot et couper un arbre un acte barbare. Pour atténuer ce malentendu, les forestiers s'engagent. D'un point de vue sémantique d'abord. On ne parle plus de « coupe », on explique la « récolte », ou encore on ne se limite pas à évoquer la « plantation », on évoque « le renouvellement forestier ».

délits d'entrave aux activités rurales par exemple, des délits (destruction de matériel ou de locaux), etc.

Chaque processus de construction et déconstruction d'un problème public (voir Tableau 3.1-1) possède donc sa dynamique propre où alternent des phases de calme et de paroxysme (Hilgartner *et* Bosk, 1988), des phases de construction d'une argumentation (cadrage) et de contre-argumentation (contre-cadrage) du problème, une inscription et un retrait de l'agenda politique, une modification des pratiques et des référentiels puis leur stabilisation et application en routine jusqu'à ce qu'elles soient à nouveau interrogées quelques années ou dizaines d'années plus tard alors que tout le monde pensait le débat clos.

Tableau 3.1-1 : Stratégie de construction et déconstruction d'un problème public

« Entrepreneurs de cause »	« Groupes d'intérêts »
1- Alerter / dénoncer / dramatiser	1- Ignorer / réfuter / détourner
2- Objectiver / rassembler des cas isolés / monter en généralité	2- Mettre en doute / décrédibiliser / produire un contre-diagnostic
3- Mobiliser les sphères publiques et médiatiques	3- Mobiliser les réseaux de décideurs / trouver un garant environnemental
4- Inscrire à l'agenda politique / rallier à sa cause des politiques	4- Éviter l'inscription à l'agenda politique / décider entre pairs & décideurs publics
5- Proposer / rédiger de nouvelles normes	5- Relégitimer les normes existantes / proposer des contre-solutions
6- Changer les pratiques et les référentiels sur le terrain / clore le problème	6- Ajourner la prise de décision / prendre des mesures symboliques

Dans ce thème de l'expertise, et à la suite de cette contribution introductive, nous proposons donc d'analyser :

- de manière symétrique la façon dont la question des coupes rases est construite et mise en débat. Nous retracerons ainsi dans un premier temps l'histoire des conflits autour des coupes rases en France dans les principaux pays de forêts tempérées ;
- la réalité et le niveau de conflictualité et de mobilisation autour de cette question des coupes rases ;
- les argumentaires développés par les protagonistes du débat ;
- et, enfin, les solutions envisagées.

1.4 Références bibliographiques

Baby, F., 1972. la Guerre des Demoiselles. Montbel, Paris.

Baisnée, O., 2001. Publiciser le risque nucléaire. la polémique autour de la conduite de rejets en mer de l'usine de la hague. Politix 14, 157–181.

Becker, H.S., 1985. Outsiders, d'après l'édition originale en anglais de 1963. ed. Métailié, Paris.

Blum, S., 2021. Upcycling a Trashed Policy Solution? Argumentative Couplings for Solution Definition and Deconstruction in German Pension Policy, in: Zittoun, P., Fischer, F. (Eds.), The Political Formulation of Policy Solutions. Arguments, Arenas and Coalitions. Bristol University Press, Bristol.

Blumer, H., 2004. Les problèmes sociaux comme comportements collectifs. Politix 17, 185-199,.

Bouleau, G., Deuffic, P., 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques ? VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement 16, 1–21. https://doi.org/10.4000/vertigo.17581

Bulle, S., Tarragoni, F., 2021. Sociologie du conflit, Armand Colin. ed. Paris.

Céfaï, D., 2001. Les cadres de l'action collective. Définitions et problèmes, in: Céfaï, D., Trom, D. (Eds.), Les Formes de l'action Collective. Editions de l'EHESS, Paris, pp. 51–96.

Céfaï, D., 1996. La construction des problèmes publics. Définition de situations dans des arènes publiques. Réseaux 75, n°, 43–66.

Chateauraynaud, F., Torny, D., 2013. Les Sombres précurseurs. Une sociologie pragmatique de l'alerte et du risque. Editions de l'EHESS, Paris.

Clarenc, L., 1965. Le code de 1827 et les troubles dans les Pyrénées centrales au milieu du XIXe siècle. Annales du Midi : revue archéologique, historique et philologique de la France méridionale 77, 293–317.

Cobb, R.W., Ross, M.H., 1997. Cultural Strategies of Agenda Denial. Avoidance, Attack, and Redefinition. University Press of Kansas, Lawrence.

Cordellier, M., Dobré, M., 2017. Usages et images de la forêt en France, Enquête "forêt et société", novembre 2015 (Rapport de recherche). ONF, Université de Caen, CERReV, Caen.

D'Allens, G., 2019. Main basse sur nos forêts. Seuil, Paris.

Decoq G., Kalaora B., Vlassopoulos, C., 2016. La forêt salvatrice. Editions Champs Vallon, Paris.

Deuffic, P., Candau, J., 2017. Quand la science construit des problèmes exemplaires Sociologies. Sociologies Mai 2017, 1–21.

Durkheim, E., 1893. De la division du travail social : étude sur l'organisation des sociétés supérieures Edition électronique réalisée à partir du livre d'Émile Durkheim, 8ème. ed, Coll. Bibliothèque de philosophie. Les Presses universitaires de France, Paris.

Eckerberg, K., Sandström, C., 2013. Forest conflicts: A growing research field. Forest Policy and Economics 33, 3–7.

Felstiner, W.L.F., Abel, R.L., Sarat, A., 1991. L'émergence et la transformation des litiges : réaliser, reprocher, réclamer. Politix 4, 41–54.

Fouilleux, E., 2000. Entre production et institutionnalisation des idées : la réforme de la politique agricole commune. Revue française de science politique 50, 277–305.

Garraud, P., 1990. Politiques nationales : élaboration de l'agenda. L'Année sociologique 40, 17–41.

Gilbert, C., Henry, E., 2012. La définition des problèmes publics : entre publicité et discrétion. Revue française de sociologie 531, 35–59. https://doi.org/10.3917/rfs.531.0035

Grannec, M.-L., Salinas, M., Ramonet, Y., Boudes, P., Selmi, A., 2017. Analyse des déterminants et des conséquences des conflits locaux. Economie rurale 357–358.

Grolleau, G., Mzoughi, N., Peterson, D., Tendero, M., 2022. Changing the world with words? Euphemisms in climate change issues. Ecological Economics 193, 107307.

Gusfield, J., 2009. La culture des problèmes publics. L'alcool au volant : la production d'un ordre symbolique. Economica, (traduction de l'ouvrage publié en 1981 "The culture of public problems. Paris.

Hardy, Q., Jouvancourt, P., 2019. Y a-t-il un « danger écologique ? Socio 12, 159–185.

Hassenteufel, P., 2008. Sociologie politique : l'action publique. Armand Colin, Paris.

Henry, E., 2007. Amiante : un scandale improbable. Sociologie d'un problème public. Presses Universitaires de Rennes, Rennes.

Hilgartner, S., Bosk, C.L., 1988. The rise and fall of social problems : A public arenas model. American journal of sociology 94, 53–78.

Hirschman, A., 1995. Défection et prise de parole. Paris.

Keyhani, N., 2012. Former pour dépolitiser. L'administration des immigrés comme cible de l'action publique. Gouvernement et action publique 1, 91–114.

Le temps des forêts, 2018. . KMBO, France.

Massot, L., 2019. Le militantisme sur les réseaux sociaux : analyse des conséquences sur le militantisme de la mobilisation en ligne sur les réseaux sociaux à travers l'étude de la communication des figures de militants écologistes et de l'engagement de leur communauté. Sciences de l'information et de la communication, École des hautes études en sciences de l'information et de la communication – Sorbonne Université, Neuilly-sur-Seine.

Meyer, D.S., Staggenborg, S., 1996. Movements, Countermovements, and the Structure of Political Opportunity. American journal of sociology 101, 1628–1660.

Michelson, M.R., DeMora, S.L., 2021. Making activists out of environmentalists: new experimental evidence. Environmental Politics 1–9.

Micoud, A., 1992. La production sociale de normes en matière d'environnement, in: Fritsch, P. (Ed.), L'activité sociale normative. CNRS Editions, Paris, pp. 69–91.

Mormont, M., 2006. Conflit et territorialisation. Géographie, économie, société 8, 299–318.

Neveu, E., 2015. Sociologie politique des problèmes publics. Armand Colin.

Neveu, É., 2011. Sociologie des mouvements sociaux. La Découverte, Paris.

Ottinger, G., 2010. Buckets of Resistance: Standards and the Effectiveness of Citizen Science. Science, Technology, & Human Values 35, 244–270.

Rootes, C., 2013. From local conflict to national issue: when and how environmental campaigns succeed in transcending the local. Environmental Politics 22, 95–114.

Simmel, G., 1908. Sociologie : études sur les formes de la socialisation, Quadrige. PUF, Paris.

Spector, M., Kitsuse, J., 2009. Constructing social problems, 4th edition, (first edition 1977). ed. Library of Congress.

Torre, A., 2006. Clusters et systèmes locaux d'innovation. Un retour critique sur les hypothèses naturalistes de la transmission des connaissances à l'aide des catégories de l'économie de la proximité. Régions et développement 24, 15–44.

Trom, D., Zimmerman, B., 2001. Cadres et institution des problèmes publics. Les cas du chômage et du paysage. Raisons pratiques 281–315.

Vidalou, J.-B., 2017. Être forêts. Habiter des territoires en lutte. Zones, Paris.

Vigier, P., 1980. Les troubles forestiers du premier XIXe siècle français. Revue Forestière Française 128–135.

Walker, G.B., Daniels, S.E., 1997. Foundations of natural resource conflict: conflict theory and public policy, in: Solberg, B., S., M. (Eds.), Conflict Management and Public Participation in Land Management, EFI Proceedings, 14. European Forest Institute. Finland, Joensuu, Finland, pp. 13–36.

Whited, T., 2000. Extinguishing disaster in Alpine France : the fate of reforestation as technocratic debacle. Geojournal 51, 263–270.

Yasmi, Y., Schanz, H., Salim, A., 2006. Manifestation of conflict escalation in natural resource management. Environmental Science & Policy 9, 538–546.

Zittoun, P., Fischer, F., Zahariadis, N., 2021. The political formulation of policy solutions. Arguments, Arenas, and Coalitions. Bristol University Press, Bristol.

Volet 1 | Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 123
2.2 Matériel et méthode 123
2.3 France : le pouvoir de couper des arbres en forêt, un monopole disputé 125
2.3.1 Réguler les coupes, une obsession séculaire (1669-1827) 125
2.3.2 Fontainebleau, une mobilisation exemplaire mais élitiste (1830-1880) 127
2.3.3 La coupe rase sous l'œil du législateur (1880-1914) 129
2.3.4 Modernisation de la sylviculture et coupe au bull (1945-1975) 133
2.3.5 Coupes rases et enrésinement, vers une écologisation des conflits (1965-1985) 137
2.3.6 De l'impératif environnemental à la bioéconomie (1985-2015) 144
2.4 Références bibliographiques 146

Rédacteurs

Philippe **Deuffic,** INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
Damien **Marage,** Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France

2.1 Contexte et problématique

Nous retraçons ici l'historique des conflits autour des coupes rases en France, en Amérique du Nord et dans certains pays de l'Union européenne jusqu'aux années 2000. Nous abordons les aspects techniques de la coupe rase tout en la replaçant tant que possible dans le contexte politique et économique qui a prévalu à son déploiement ou à sa suspension. Souvent justifiée au nom de considérations qualifiées de « purement techniques », nous verrons en effet que l'adoption de la coupe rase, comme la plupart des dispositifs techniques, procède aussi d'intérêts économiques et politiques.

2.2 Matériel et méthode

Pour effectuer cette analyse bibliographique, nous avons exploré six bases de données (Scopus, Web of Science, Cairn, Openédition, Aureli-Doc, BnF) en recherchant l'association des trois mots clefs suivants – coupes rases/forêt et conflit – dans le titre, le résumé et les mots clefs ainsi que leurs termes affiliés en français et en anglais. L'équation de recherche est donc la suivante :

E = (M1 x M2 x M3) x L4 avec :

M1= clearcut OR felling OR clear-fell OR clearfell* OR harvest* OR logging OR "patch cut" OR "strip cut" OR "row cut" OR "strip fell"*
***M2 = forest** OR woodland OR silviculture OR coppice OR forestry*
***M3 = Conflict** OR mobilization OR protest OR activism OR lobbying OR debate OR controvers* OR advocacy OR "environment* conflict" OR "environment* issue" OR acceptability OR "conflict resolution" OR "perception"*
***L4 = Limited to** UE 27 +USA/ Canada + Australia/NZ + Japan*

Après une sélection des articles pertinents, redondants (mêmes auteurs, contenus proches), et communs à plusieurs bases selon la méthodologie proposée par Heiskanen *et al*. (2022), cette équation de recherche a délivré 345 articles éligibles. À la lecture du résumé et de l'introduction, il est apparu que les termes « coupe rase » et conflits n'étaient parfois mentionnés qu'à titre d'élément de

contexte. Finalement 144 articles[58] qui abordaient les conflits de manière centrale ont été retenus dont 86 articles concernant la France. Ces articles ont été lus et analysés selon la grille analytique proposée dans la « Question 1. Du trouble au conflit : la construction des coupes rases comme problème public. Comment étudier les conflits et les mobilisations sociales autour des coupes rases ? » (profils des acteurs mobilisés, registres de revendication et d'argumentation, modes de mobilisation, stratégies de mises à l'agenda et solutions proposées).

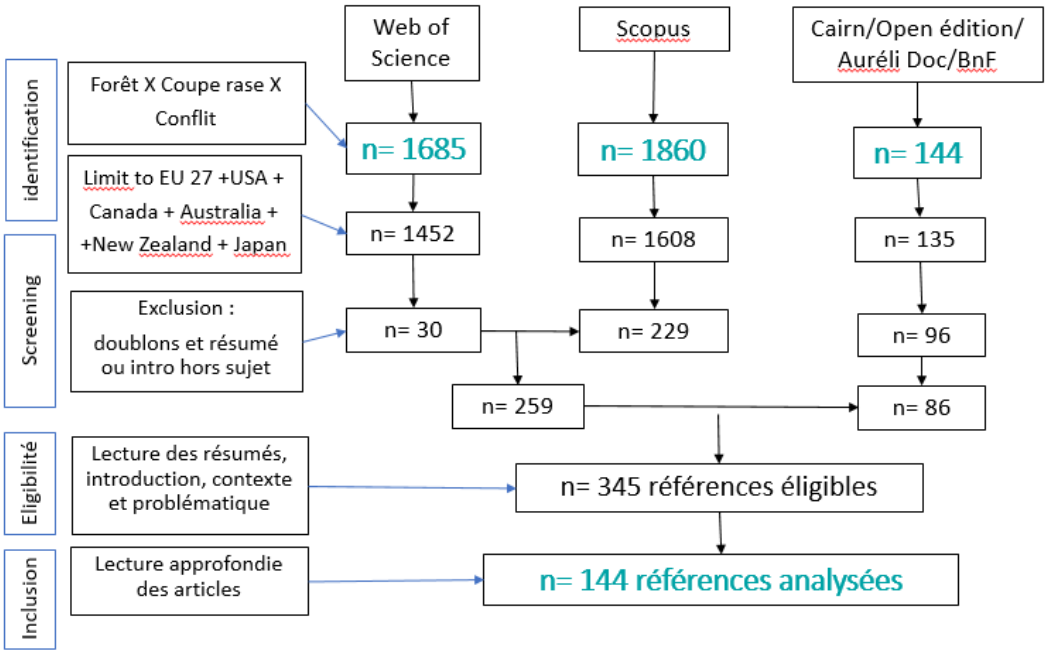


Figure 3.2-1 : Étape de sélection des références bibliographiques

Cette extraction bibliographique montre que :

- la plupart des articles issus des bases de données de littérature scientifique de langue anglaise traitent de mobilisations sociales vis-à-vis des coupes rases ayant lieu aux USA, au Canada et dans une moindre mesure dans les pays de l'Union européenne.
- les articles issus de ces bases anglo-saxonnes et concernant des cas français de mobilisations sociales autour des coupes rases sont très peu nombreux. En revanche, on trouve de nombreux articles et ouvrages, souvent en langue française, dans des bases de données francophones comme Cairn, OpenEdition Journals, AuréliDoc de l'INRAE.
- les articles scientifiques qui proposent une sociohistoire des conflits sur les coupes rases sont très peu nombreux et parfois écrits par les forestiers eux-mêmes ce qui peut comporter un biais dans leur façon de relater ces conflits. Pour retracer cette sociohistoire des conflits relatifs aux coupes rases, nous avons donc complété notre matériau issu des bases de données de littérature scientifique par des archives de presse issues du site Rétronews[59] de la Bibliothèque nationale de France (BnF). Si cette exploration archivistique offre une vue plus large des conflits, elle a aussi ses limites. On constate ainsi que dans ce type de matériau **la question des coupes rases est très souvent associée au déboisement et au défrichement et à celle du reboisement et du renouvellement des peuplements**. Or il n'est pas toujours facile de distinguer dans les écrits de l'époque ces diverses situations. Certains documents

[58] Ce chiffre de 144 références concerne l'état actuel de la bibliographie au 1er juillet 2022. C'est cette partie de la bibliographie pour le cas de la France qui est présentée dans cette contribution. La bibliographie concernant l'Amérique du nord (USA Canada) et l'Europe contient à ce jour 58 références et sera analysée ultérieurement dans la « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? ».

[59] Consultables ici : https://www.retronews.fr/

mentionnent des coupes suivies d'un changement d'usage des sols, cas typique de défrichement qui sort *a priori* du cadre de cette expertise, même si aujourd'hui cet enjeu se pose à nouveau (étalement urbain, photovoltaïque, etc.) D'autres documents signalent une récolte des bois sans préciser si un renouvellement est planifié en suivant ; d'autres enfin montrent clairement que des dispositions sont prises après la coupe rase pour assurer la régénération des peuplements. Ces articles de presse constituent une des rares traces historiques témoignant de mobilisations passées pour ou contre les coupes rases.

2.3 France : le pouvoir de couper des arbres en forêt, un monopole disputé

Nous avons choisi de retracer une sociohistoire des conflits autour des coupes rases en distinguant six périodes où cette pratique sylvicole a été abondamment commentée, analysée, critiquée mais aussi parfois plébiscitée.

2.3.1 Réguler les coupes, une obsession séculaire (1669-1827)

Raisonner, encadrer, limiter voire interdire les coupes de bois a été la priorité des forestiers et de l'État pendant plusieurs siècles. Ils se sont de fait arrogés le monopole de la coupe depuis plusieurs siècles. L'ordonnance de 1669 (Colbert, 1669) incarne parfaitement cette ligne de conduite. **La forêt a vocation à être coupée mais ce sont les autorités forestières qui en fixent les modalités**. L'Ordonnance réglemente ainsi les coupes par la mise en réserve d'un quart de la surface des forêts, la conservation de 16 baliveaux à l'arpent (environ 0,5 ha), un âge minimal de récolte des taillis à 10 ans et des futaies à 120 ans, tout abattage étant soumis à une autorisation préalable des maîtres des Eaux et Forêts. Si ces règles ne sont pas respectées, l'ordonnance prévoit une série d'amendes proportionnels à la nature du délit. Ces grands principes sont défendus quelques années plus tard par Vauban (1701) dans son traité de la culture des forêts. Dans une sous-section consacrée aux modalités de coupe, il préconise de n'exploiter les bois qu'entre 120 et 240 ans. Il déconseille aussi de couper les arbres par « *éclaircissements* », c'est-à-dire par trouées, craignant que la vidange des bois n'abîme les semis[60]. Il donne également un exemple de taille de coupe proportionnelle à la surface totale de la forêt. Si la forêt couvre 600 ha, que l'âge minimal d'exploitabilité est de 120 ans, il suggère de couper 5 ha tous les ans[61]. Enfin, dans une section intitulée « *Vices des forêts sauvages et bonnes qualités des nouvelles* forêts », Vauban préconise de couper les arbres dès les premiers signes de dépérissements afin de ne pas perdre la valeur des bois[62].

Pendant la période révolutionnaire, ces ordonnances sont en partie suspendues (Viney, 1969). Ce vide juridique et institutionnel libère du même coup les propriétaires forestiers des contraintes vis-à-vis de la récolte des bois. Le prix élevé du bois, l'incertitude de l'avenir, les besoins immédiats à satisfaire et la crise monétaire incitent les propriétaires à jouer de la cognée sans discernement (Lormant, 2012). Plusieurs préfets s'alarment des défrichements[63] amenant l'agronome et homme

[60] « *Les jeunes brins replantés dans de petits vides ont peine à venir manque d'air, et que le charroi des arbres ainsi coupés n'accommode pas les forêts ; à quoi il faut ajouter que la chute des grands arbres en blesse et estropie souvent plusieurs autres* ». (Vauban, 1701)

[61] « *Supposant une forêt de douze cents arpents [1 arpent = 0,5 ha], si on la réduit en coupes réglées sur l'âge et la maturité du bois, ce sera dix arpents de coupe tous les ans ; car, comme on ne les doit commencer qu'à l'âge de six vingt ans [120 ans], il n'en faudra couper que dix arpents par an, et les replanter après que les ventes seront vidées, afin d'entretenir la perpétuité de la forêt en coupes réglées, toujours en état et d'un bon âge* », (Vauban, 1701)

[62] « *Il y a encore un autre cas très dommageable, qui est quand les bois se couronnent ; car si on continue d'en empêcher les coupes, il est certain que sitôt après, les bois ne seront plus propres qu'à brûler, ce qui ne peut arriver qu'à la très grande perte des propriétaires, qui ne retirent pas le quart de ce qu'ils auraient tiré de leur futaie, si on leur avait permis de les couper en bon âge* » (Vauban, 1701))

[63] Rougier de la Bergerie signale l'ampleur des coupes et défrichements en s'appuyant sur des rapports des préfets comme celui de l'Ariège qui signale « *les coupes extraordinaires dans presque toutes les forêts et surtout dans les bois nationaux qui ont été vendus et dont elles ont quelquefois payé la valeur entière du fonds* ». Les coupes de bois sont si fréquentes qu'elles

politique Rougier de la Bergerie à réclamer le rétablissement d'un minimum de règles. Il ne propose pas d'interdire « *les coupes ordinaires* » – « *le libre exercice du droit de propriété est un grand principe qu'il ne faut pas trop violer* » – mais de prévenir les abus (Rougier de la Bergerie, 1817). Pour cela, il suggère de « *changer tout le système de l'impôt foncier* »[64]. C'est à cette époque qu'apparaît donc un couplage argumentatif qui sera une revendication permanente des propriétaires forestiers tout au long du XIXe siècle : si les propriétaires réalisent de grandes coupes rases, c'est parce qu'ils doivent s'acquitter de lourdes taxes ; si ce mode de taxation est revu, ils réaliseront moins de coupes.

Amorcée sous Napoléon 1er, la période postrévolutionnaire voit le retour d'une administration et législation forestière en bonne et due forme. La promulgation du Code forestier en 1827 consacre ce retour au droit commun. Les principes libéraux inspirés par les physiocrates[65] sont maintenus – par exemple, la limitation des restrictions au droit de propriété –, mais leur portée est strictement limitée (Lormant, 2012). Largement inspirée de l'ordonnance de 1669, ce code réglemente aussi les coupes et les défrichements. Il allonge l'âge minimal d'exploitation des taillis à 25 ans et fixe le nombre des arbres à conserver en quart de réserve à 60, voire 100 tiges à l'hectare dans les forêts communales. Il ne prévoit que peu d'obligations pour les forêts privées, à l'exception notable des défrichements**. Le code ne fixe par ailleurs aucune limite de taille à la coupe rase. Hormis le principe d'une autorisation préalable pour effectuer une coupe et des âges plancher, l'ordonnance de 1669 et le Code forestier de 1827 offrent donc une certaine latitude quant à la taille des coupes.** En revanche, l'esprit de ces deux textes réglementaires posent les bases d'une relation forestiers/société fondée sur une asymétrie de pouvoir propre à l'époque. Cela commence par l'imputation des responsabilités des défrichements et des coupes rases qui les précèdent. L'État et l'administration forestière désignent ainsi les communautés rurales comme les principales responsables de ces coupes. Or, les responsabilités sont bien plus partagées que cette version officielle. Elles sont notamment liées à l'industrialisation naissante et à la hausse de la production métallurgique mais aussi à des décisions politiques. Ainsi, l'État vend un quart des domaines arborés à de riches propriétaires pour éponger les dettes des guerres révolutionnaires tout au long du XIXe siècle (Lochard *et* Collectif Z, 2022 p. 34 *sq*.), forêts qu'ils ne tardent pas à exploiter massivement comme le déplore Rougier de la Bergerie. Cela n'empêche pas l'État et ses élites d'attribuer cette diminution du couvert forestier aux pratiques paysannes. Or des études archivistiques (Poublanc, 2019) montrent que même abimées par les usages locaux, les forêts fournissent les secours attendus par les populations. Mieux, ces dernières protègent autant que possible les peuplements ligneux. Ce discours sur la dévastation des forêts, s'il est en partie fondé, relève aussi d'une représentation culturelle de ce que devrait être l'idéal gestionnaire en forêt et de la défense d'intérêts corporatistes des grands propriétaires, de l'administration des Eaux et Forêts et des industriels des forges et des mines. En limitant drastiquement les droits d'usage au nom d'un catastrophisme environnemental opportun (Larrère *et* Nougarède, 1993), l'application de ces textes génère de nombreuses tensions. Si quelques forestiers inspirés par l'approche sociologique de le Play militent pour une meilleure inclusion des communautés locales dans les politiques d'aménagement (Kalaora *et* Savoye, 1986), l'administration des Eaux et Forêts opte pour le rapport de force, préparant ainsi le ferment à de futurs conflits. Les révoltes paysannes dans les Alpes et la Guerre des Demoiselles

---

menacent la pérennité de certaines activités économiques à l'instar du préfet de l'Aisne qui déclare : « *Ils ont d'ailleurs tellement rapproché les coupes, qu'ils ne leur donnent pas le temps de repousser ... (…). Le mauvais état des forêts fait craindre de ne pouvoir pas même entretenir trois fours à la fois, à la manufacture des glaces de Saint-Gobain* ».

[64] « *Le libre exercice du droit de propriété est un grand principe qu'il ne faut pas trop violer (…). Il n'y a point de loi faite ou à faire, qui puisse empêcher les défrichemens [sic], non pourtant que je dise, qu'il n'en faille pas (…) mais je veux dire, qu'elle ne suffiroit [sic] pas pour garantir la conservation des bois actuels. Il n'y a plus qu'un moyen (…), on doit commencer par changer tout-à-fait le système de l'impôt foncier sur les bois* ». (Rougier de la Bergerie, 1817)

[65] Les physiocrates sont généralement considérés comme les fondateurs de la science économique et les précurseurs du libéralisme économique. Ils estiment que la seule activité réellement productive est l'agriculture car seule la terre produit des richesses renouvelables.

dans les Pyrénées (Baby, 1972 ; Clarenc, 1965 ; Vigier, 1980 ; Whited, 2000) opposent ainsi défenseurs de l'activité agropastorale et agents de l'administration tout au long du XIXe siècle. Chacun s'accuse mutuellement de nuire à l'activité de l'autre, voire à l'intérêt général (Larrère *et al*., 1980). Cette asymétrie de pouvoir sera à l'origine de nombreux conflits opposant forestiers et divers groupes sociaux tout au long du XIXe et du XXe siècle.

2.3.2 Fontainebleau, une mobilisation exemplaire mais élitiste (1830-1880)

Au moment où une vision de plus en plus réglementée de la forêt se met en place avec la promulgation du Code forestier et la création d'un corps technique dédié à l'École forestière de Nancy, de nouvelles façons bien différentes de percevoir la forêt voient le jour dans les années 1830. **Une élite artistique à contre-courant de l'art académique s'installe en forêt de Fontainebleau et forme autour de Théodore Rousseau l'École paysagiste dite des « peintres de Barbizon »** (Kalaora, 1993). Porteurs d'une vision esthétisante, ils font de la forêt un symbole de Nature dont ils mettent en valeur les points de vue panoramiques, les lisières, les clairières, les arbres remarquables, les sous-bois, c'est-à-dire tous les éléments du paysage forestier à l'exception de ceux renvoyant à la forêt de production. Or, **entre 1800 et 1847 plusieurs tentatives de régénération après coupes rases de feuillus sur ces sols sableux et secs échouent et 5 400 ha de pins sylvestres sont alors introduits** (Nougarède, 2010). Cette transformation des paysages inspire en 1839 un article dans la revue « L'artiste », dont Théodore Rousseau aurait soufflé le contenu et qui s'intitule « *La forêt de Fontainebleau. Dévastations »*. Cet article dénonce « *les destructions opérées par l'administration des Eaux et Forêts parmi les chênes proches de Barbizon* ». Pour Théodore Rousseau, il ne s'agit pas de suspendre toutes les coupes en forêt mais de préserver certains lieux d'étude « particuliers »[66]. À la suite de ces textes et d'actions comme la destruction de plants de résineux, Louis-Philippe suspend les coupes de régénération et ordonne de conserver les plus vieilles futaies (Nougarède, 2010). À l'occasion d'une révision d'aménagement quelques années plus tard, Jules Janin, journaliste et politicien déplore que ces forêts soient à nouveau menacées du « *marteau mortuaire* » du forestier et, dans une lettre à Louis-Napoléon Bonaparte, implore en 1850 une « *grâce de vingt années* ». **Si ces entrepreneurs de cause réussissent à inscrire la question des coupes à l'agenda politique grâce à un réseau d'influence proche du pouvoir, ils font face à des contre-discours qui minimisent l'importance des coupes**. Théophile de Montour, membre du cabinet du ministre de l'Intérieur, considère ainsi que les coupes présentent un intérêt, y compris artistique[67]. Il craint surtout que la publicité donnée aux revendications des artistes et « *leurs contes ridicules* » ne se diffusent plus largement dans la société civile et remettent en cause l'action de l'État[68] mais ces tentatives de relégitimation n'aboutissent pas.

---

[66] « *Je n'ai point la prétention de demander la réforme du système forestier à Fontainebleau. Je sais que cette forêt doit donner aux finances un produit que de sages aménagements peuvent facilement faire rendre, mais je demande au moins que l'art ait sa place dans cette grande exploitation. Que les lieux qui sont pour les artistes des sujets d'étude, des modèles reconnus de composition et de tableau, soient mis hors d'atteinte de l'administration forestière qui les gère mal et de l'homme absurde qui les exploite.* (…) » (cité par Nougarède, 2010)

[67] *« Les peintres nombreux qui la visitent sont unanimes pour reconnaître que cette coupe, loin de leur nuire, facilitera leurs études ; et, en effet, on peut remarquer que l'administration n'enlève que de mauvais arbres appelés charmes, et quelques chênes sans valeur, même au point de vue artistique (…). L'art n'a donc point encore là à se plaindre, pas plus qu'au Bas-Bréau, des exigences de la bonne économie forestière et du trésor »* https://www.retronews.fr/journal/le-pouvoir-1850-1851/10- octobre 1850/3298/4999160/1?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520sombre%2522%2520for%25C3%25AAt%2520fontainebleau%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D1%26searchIn%3Dall%26total%3D219&index=9.

[68] Nous avons pensé que la publicité donnée à ces informations pouvait être utile. Il y a des faits sur lesquels l'attention publique ne peut être trop appelée, la lumière trop abondamment versée. Nulle question, si petite quelle elle soit en apparence ne doit être négligée : l'intérêt du gouvernement lui prescrit de s'occuper de toutes également, surtout de celles dont l'esprit de parti peut faire sortir pour lui une sorte de considération et de déshonneur. On n'a pas oublié le préjudice

En revanche, une partie des revendications des défenseurs de la forêt de Fontainebleau sont satisfaites grâce à l'appui de mécènes issus de la bourgeoisie d'affaires et de Napoléon III lui-même qui ordonne la création des premières réserves artistiques à Fontainebleau entre 1853 et 1861 (Fritsch, 1997). La création de ces réserves met en lumière la dissociation forte entre les pratiques et les représentations techniques de la forêt promues par l'administration forestière et celles artistiques promues par les peintres et une élite sociale urbaine (Deuffic *et* Lewis, 2012). Elle montre aussi la méfiance et la crainte des forestiers de perdre une partie de leur pouvoir sur ces espaces. En 1853, l'inspecteur des forêts Sthème met en garde ses supérieurs : « *Cette part* [les 624 ha de réserves artistiques] *est loin de satisfaire à toutes les exigences qui sont telles qu'à l'exception de quelques massifs insignifiants, la hache ne pourra être portée dans aucune futaie un peu âgée sans soulever de vives récriminations* ». Cette concession faite aux défenseurs du paysage est à nouveau critiquée par l'inspecteur Leclerc-Son Dumarais qui déclare en 1856 : « *Je crois qu'il y a danger à laisser les artistes s'occuper de nos affaires. Nous ne pourrions plus couper un seul arbre sans l'assentiment de ces messieurs qui sont en général, d'une nature fort exigeante* » (Nougarède, 2010). De fait, les débats sur les modes de gestion appliquée à la forêt de Fontainebleau ne font que commencer comme l'illustrent deux articles parus dans la Revue des Eaux et Forêts de 1877[69]. Le premier article fait état des débats à l'Assemblée nationale sur le traitement à réserver à la forêt de Fontainebleau. Un sénateur et un député y critiquent les plantations de pins sylvestres et les coupes trop rapprochées dans les futaies qu'ils assimilent à des actes de vandalisme et demandent l'arrêt de toute intervention des forestiers. Le directeur de l'administration des Eaux et Forêts répond en avançant des arguments financiers, sylvicoles et sociaux d'accueil du public. Il explique ainsi qu'il faut régénérer les vieux peuplements pour assurer l'avenir de la forêt. Mais pour un des parlementaires, « *ce ne sont pas les prédécesseurs de M. le Directeur général qui ont assuré la croissance de ces belles futaies ; c'est la nature qui nous les a données... Tout ce que nous redoutons, c'est qu'il prépare l'avenir ; nous désirons que ce soit la nature elle-même qui se charge de ce soin* ». Dans le second article qui constitue une sorte de réponse à ces débats, un forestier livre le fond de sa pensée, propos que l'on retrouvera chez bon nombre de ses confrères dans les décennies suivantes : « *La forêt de Fontainebleau a le fâcheux privilège d'occuper souvent l'attention publique : trop de conseillers officieux, plus ou moins compétents, se mêlent de ses affaires* ». Faute d'avoir eu gain de cause dans cette bataille de l'opinion et contraints de céder devant les politiques, les forestiers vont alors se méfier et tenter de maintenir à l'écart tout groupe social susceptible d'interférer dans la gestion forestière, quitte à se replier sur eux-mêmes.

Le cas de Fontainebleau constitue un des premiers exemples particulièrement aboutis d'une mobilisation mettant ouvertement en cause la gestion forestière telle qu'entendue par l'administration des Eaux et forêts. Tous les ingrédients sont présents : des défenseurs de la forêt qui dénoncent les coupes dans un registre volontairement sensible, des forestiers qui tentent de tenir le cap et de justifier leur action au nom de la rationalité technique et économique, mais qui voient une partie de leur pouvoir de décision leur échapper, la stigmatisation réciproque des protagonistes – les uns étant qualifiés de « *rêveurs* » et les autres de « *vandales* » – une mise en visibilité du problème dans les médias de l'époque – essentiellement les journaux – afin de s'attirer la sympathie du public, la visite sur place du ministre des Finances en personne et de deux sénateurs, membres de la commission d'initiative parlementaire, une inscription à l'agenda politique au plus haut niveau de l'État puisque les débats vont jusqu'à l'Assemblée nationale. Cette mobilisation a aussi pour conséquence majeure de sanctuariser pour la première fois certains types de peuplements forestiers au nom du

causé au gouvernement de Louis-Philippe par l'accusation des fameuses coupes sombres, aujourd'hui mise à néant par les compte-rendu de l'administration de l'ancienne liste civile. Il faut donc surveiller avec vigilance et s'efforcer de réfuter, au moment où ils prennent naissance, ces contes ridicules qui plus tard font leur chemin dans imagination de la foule, et jouent presque toujours un si grand rôle dans les préventions et quelquefois dans les vengeances populaires.

[69] Article de la Revue des Eaux et Forêts de 1877, p. 5 à 15, https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k62627486/f19.item.zoom#

paysage, de l'esthétisme, voire de ce qui s'appellera quelques années plus tard de la protection des monuments naturels. Pour autant, il est difficile de qualifier cette mobilisation de « sociale » tant les profils des entrepreneurs de cause sont singuliers. Alors qu'au même moment les oppositions aux reboisements des terrains de montagne sont essentiellement portées par des populations paysannes et pastorales qui défendent leurs maigres moyens de subsistance, la mobilisation bellifontaine se caractérise d'abord par le profil social élitiste de ses protagonistes qui défendent un accès à un bien culturel. **Il faut attendre l'aube du XXe siècle pour que cette question des coupes rases interpelle un panel plus vaste de citoyens.**

2.3.3 La coupe rase sous l'œil du législateur (1880-1914)

Si Fontainebleau constitue un précédent en termes de mobilisation, une seconde vague de mobilisation apparaît à la fin du XIXe siècle. **Des collectifs de citoyens, élus locaux, journalistes interpellent en effet les forestiers afin qu'ils suspendent les coupes rases**, que ce soit en forêt de Carnelle près de de l'Isle-Adam[70] (Val d'Oise) en 1899, en forêt de Chartreuse (Isère) en 1906[71], d'Amboise (Indre-et-Loire) en 1908[72], de Marchenoir (Loir-et-Cher) en 1909[73]. Cette période voit aussi poindre de nouveaux arguments qui mettent les coupes rases sur la sellette et qui sont encore mobilisés aujourd'hui. Le premier concerne la **dénonciation de la mécanisation et l'industrialisation de l'exploitation** avec un « *matériel de destruction formidable (…) et toute une lyre d'engins de dévastations et de ruine* » (Defert, 1908, p. 8)[74]. Le second touche à **l'exportation des bois issus des coupes rases vers des pays étrangers**[75] dont la Belgique et l'Allemagne, « *dépouillant ainsi la France de ses réserves de gros bois* » (Leroy-Beaulieu, 1908). Cette concentration des revendications sur cette période 1880-1914 est concomitante à un projet de révision du code forestier en 1908 et à la promulgation de la loi du 24 avril 1906 sur la protection des sites et monuments naturels de caractère artistique. Cette loi introduit une nouveauté majeure : la possibilité de protéger des sites naturels pour leur valeur paysagère. Pour une association très influente comme le Touring Club de France (TCF) qui soutient ardemment ce projet de loi, l'objectif n'est pas d'empêcher l'exploitation des bois mais d'en condamner ce qu'il considère comme des excès (Schut *et* Delalandre, 2016). Le président du TCF, Henry Defert distingue ainsi deux façons d'exploiter un bois : l'une, qu'il juge raisonnable et qui consiste à

---

[70] Article dans le journal l'Eclair du 19 juin 1899 : https://www.retronews.fr/journal/l-eclair/19-juin1899/2539/4080357/1?from=%2Fsearch%23allTerms%3Dfor%25C3%25AAt%2520protestation%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D1%26searchIn%3Dall%26total%3D396043&index=5

[71] Article paru dans les Alpes pittoresques du 31 décembre 1906 : https://www.retronews.fr/journal/les-alpes-pittoresques/31-decembre-1906/2311/5138944/23?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520rase%2522%2520%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D2%26searchIn%3Dall%26total%3D433&index=24

[72] Article du Petit Courrier du 30 juin 1908 : https://www.retronews.fr/journal/le-petit-courrier/30-juin-1908/2205/4545965/1?from=%2Fsearch%23allTerms%3Dprotestation%2520for%25C3%25AAt%2520%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D1%26searchIn%3Dall%26total%3D396127&index=9

[73] Article du journal la Croix du 28 janvier 1909 : https://www.retronews.fr/journal/la-croix/28-janvier-1909/106/695261/6?from=%2Fsearch%23allTerms%3Dcoupe%2520rase%2520for%25C3%25AAt%2520manifestation%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D1%26searchIn%3Dall%26total%3D36174&index=17

[74] « *La société d'exploitation forestière au capital de 1 600 000 francs (…) se constitue avec un matériel de destruction formidable : scies verticales, scies à ruban, scies à lames multiples, scies circulaires, trucks, machines à vapeur et électriques, voie ferrée Decauville, forge, cité ouvrière, en un mot, toute la lyre des engins de dévastation et de ruine !* » (Defert, 1908, p. 8).

[75] « *On s'émeut également des coupes rases pratiquées sur une énorme échelle dans de grandes forêts de plaines vendues par leurs propriétaires à des spéculateurs, qui abattent d'un seul coup tous les grands arbres et détruisent ainsi des réserves qu'il a fallu des siècles pour accumuler. Ces dernières opérations, qui s'effectuaient depuis quelques années déjà dans le Nord-Est, s'étendent maintenant à l'Ouest jusqu'aux plus belles forêts de Touraine et de Normandie ; elles préoccupent d'autant plus l'opinion que les acheteurs sont en général des étrangers, qui exportent les produits des coupes, et que la France se trouve ainsi dépouillée de ses réserves de gros bois pour le profit de ses voisins* », (Leroy-Beaulieu, 1908).

pratiquer des coupes partielles pour permettre à la forêt de se régénérer ; il propose à cet égard de laisser debout un minimum de 100 arbres par hectare d'un diamètre de 20 cm (Defert, 1909, p. 63)[76] et l'autre, qui consiste à réaliser des coupes rases et, selon ses mots à *« sacrifier un espace boisé pour un enrichissement ponctuel* ». Les justifications de Defert à cet encadrement des coupes rases ne sont pas nouvelles. Outre « *l'appât du gain* » de certains propriétaires et exploitants forestiers, il souligne – comme Rougier de la Bergerie 90 ans plus tôt – les effets pervers du régime d'imposition sur le foncier forestier qui pousse les propriétaires à réaliser des coupes qualifiées d'« *abusives* »[77]. Alors que les droits frappant les coupes de bois s'élèvent en 1929 à 6,6 %, les droits de mutations atteignent 18 % poussant les héritiers à couper les bois par anticipation (Astie, 1978). L'inspecteur des Eaux et Forêts Emile Cardot – membre du TCF et ami de Defert – suggère alors deux évolutions majeures : 1) calculer l'impôt non plus sur le foncier mais sur la valeur du produit ligneux issu des coupes, 2) défiscaliser les reboisements pour une durée de trente ans. Ces deux propositions sont finalement rejetées par le parlement. Quant à l'accusation d'âpreté au gain, celle-ci vaut également pour les forestiers publics. Dans un violent réquisitoire contre les coupes rases, le journaliste Robert de Souza du quotidien l'Éclair loue dans un premier temps l'action des forestiers publics de terrain, « *un corps admirable dont la science et la conscience de ses agents égalent la valeur de nos officiers* ». Mais il accuse dans le même temps la hiérarchie et notamment les conservateurs d'obéir avec trop de zèle aux exigences de rentabilité du ministère des Finances[78] poussant ainsi à des récoltes jugées excessives.

[76] https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k6495963t/f16.item

[77] *« Écrasée d'impôts, notamment depuis qu'elle est surchargée de la taxe vicinale que, dans certaines communes, le propriétaire de forêt est parfois seul à payer, elle est gênante dans les successions en raison des difficultés de partage et des droits de mutation énormes à acquitter. Alors, les particuliers de saisir toutes les occasions qui s'offrent à eux de se débarrasser d'une propriété par trop onéreuse* » (Defert, 1908, p. 8). Dans un autre article cité par Schut et al (2016), H. Defert donne l'exemple d'un sociétaire, propriétaire de trois hectares de taillis. Le système fiscal lui fait payer 153,68 francs d'impôt par an, soit 7 684 francs sur 50 ans. Or, l'estimation des revenus dégagés par cette parcelle est estimée par l'auteur à 1 900 francs (Defert, 1910, p. 246). Aussi, le meilleur conseil fiscal serait de procéder à une coupe rase pour mettre en location son terrain pour la culture, effet justement combattu par le TCF. Le club exprime l'intérêt d'une réforme fiscale moins dissuasive, voire incitative.

[78] Journal l'Eclair du 16 février 1908 : « *les conservateurs, sur les invites expresses de M. Caillaux [ministre des Finances du gouvernement Clémenceau] ont été sollicités de leur faire rendre un maximum de production* ». https://www.retronews.fr/journal/l-eclair/16-fevrier-1908/2539/3253209/1?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520rase%2522%2520%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D3%26searchIn%3Dall%26total%3D433&index=71

En attendant mieux, l' « Eclair » appelle l'attention du ministre de l'agriculture sur quelques moyens d'entraver la coupe rase de nos forêts

UNE COUPE MAL FAITE. — « MASSIF CLAIR, MASSIF DETRUIT »
Les arbres isolés sont condamnés à sécher sur pied ou à être renversés par le vent

« La France, tes forêts f... ichent le camp ! »

Figure 3.2-2 : Extraits du journal l'Éclair du 16 février 1908 et du journal le Phare de la Loire du 8 mars 1925

Afin de prévenir les coupes dites abusives en forêt privée, des parlementaires proposent d'abord d'assimiler la coupe rase à un défrichement indirect en partie inspirée de la législation fédérale suisse qui limite déjà drastiquement les coupes rases[79]. Cette proposition de loi sera rejetée. En 1926, des parlementaires proposent d'étendre aux forêts de plaine un régime spécial limitant les coupes rases en montagne. Cela provoque de vives protestations des propriétaires forestiers privés qui y voient une atteinte au droit de propriété ; la proposition de loi est à nouveau rejetée. Le remède aux exploitations abusives ne sachant être recherché dans des mesures de coercition, le dégrèvement fiscal apparaît finalement comme une alternative. L'objectif est d'alléger la pression fiscale sur les revenus issus des coupes tout en amenant les propriétaires à accepter un certain contrôle administratif en vue d'éviter les abus d'exploitation (Astie, 1978). Votée en 1930, la loi Sérot trouve donc une double justification : pour les particuliers, c'est un avantage financier censé faciliter les mutations forestières ; pour l'État, c'est un moyen pour contrôler la gestion de certaines forêts.

Du coté des forestiers, si la coupe rase semble prisée de certains exploitants et propriétaires forestiers, elle n'est pas forcément vue comme la panacée par le professeur de sylviculture à l'école forestière de Nancy, Lucien Boppe. Dans son traité de sylviculture (1889), il ne parle d'ailleurs pas de coupe rase mais de coupe unique, procédé qui consiste « *à exploiter systématiquement, en une seule fois, tout le matériel existant sur les surfaces à rajeunir, en confiant à la nature le soin de régénérer celles-ci par l'apport de graines provenant, soit des peuplements voisins, soit de quelques arbres réservés dans l'enceinte des coupes* ». La prudence de Boppe vis-à-vis de la coupe rase se perçoit dans la façon singulière dont il introduit le paragraphe dédié à cette technique. Il détaille en effet par le menu « *les dangers de la méthode* » (1889, p. 171) : le risque de ne pas avoir de régénération naturelle, de voir celle-ci disparaître « *sous l'influence d'une trop brusque exposition aux agents atmosphériques (insolation, sécheresse, gelées)* », d'une substitution par une essence colonisatrice, la transformation du peuplement initial diversifié en un peuplement pur, etc.[80]. Il suggère aussi de « *renoncer à cette*

[79] Journal la Petite République du 17 mai 1914 : https://www.retronews.fr/journal/la-petite-republique/17-mai-1914/667/1884733/4?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520rase%2522%2520%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D2%26searchIn%3Dall%26total%3D433&index=27

[80] « *Que l'exploitation soit faite à blanc étoc ou à tire et aire, la coupe unique ne peut être appliquée méthodiquement aux essences à graines lourdes ; car si le semis de ces espèces n'existe pas avant l'opération, il ne se formera plus après. En effet, le sol dénudé se dégrade rapidement et ne se garnit que d'espèces à graines légères, de telle sorte que le jeune peuplement*

méthode partout où les pentes sont très raides ». Quant aux essais de coupes par bandes alternées, Boppe juge les résultats aléatoires. De fait il préfère de loin l'exploitation par coupes progressives (coupes d'ensemencement, secondaires, définitives) voire « *le traitement jardinatoire* ». Cette préférence est nettement exprimée quand Boppe évoque et loue ses prédécesseurs, Lorentz et Parade, pour avoir « *enseigné à régénérer les forêts, comme le fait la nature, c'est-à-dire avec les grandes espèces spontanées, en mélange avec toutes les ressources que présente la flore ligneuse locale. Grâce à ce dogme, ils ont su détourner de nos massifs, les invasions d'insectes, les accidents climatériques, les spéculations à courte vue qui dévastent, par intervalle, les forêts créées de main d'homme* ». **Concernant la taille des coupes, Boppe soupèse de façon pragmatique les avantages et inconvénients. Alors que les grandes coupes exposent les semenciers et les semis aux aléas climatiques, les coupes de petite taille ne permettent pas aux adjudicataires de rentrer dans leurs frais d'exploitation**[81]. En conséquence, il propose « *de **donner aux coupes une contenance moyenne comprise entre cinq et huit hectares*** **». Il réserve toutefois ce seuil aux stations les plus pauvres et ne voit pas d'objection à l'augmenter en zone de plaine ou de sols fertiles et aux peuplements non équiens**. Enfin, concernant les conditions d'exploitation, Boppe déplore déjà la qualité des travaux et en particulier du débardage[82]. Il édicte aussi quelques règles[83] : effectuer des coupes aux formes les plus régulières, ne pas débarder dans une parcelle déjà ensemencée, orienter le sens de coupes en fonction du régime des vents et enfin abattre les arbres en hiver.

La Première Guerre mondiale clôt pour un temps les débats initiés avant-guerre. La question de l'assimilation des coupes rases à un défrichement indirect ressurgit cependant régulièrement dans l'entre-deux-guerres[84][85], ainsi que la question des droits de succession dont les montants jugés trop élevés sont réglés par des coupes rases faisant du fisc « *le mauvais génie des forêts* »[86]. Cette difficulté

---

formé n'aura aucune ressemblance avec celui qui l'a précédé. Même dans les circonstances les plus favorables, c'est-à-dire quand, au moment de son passage, le sol est garni de semis préexistants des essences à cultiver, la coupe rase n'est pas mieux justifiée : 1°) Parce qu'elle entraîne le développement de l'espèce unique dont le semis existe au moment où on vient découvrir le sol et donne ainsi naissance à des peuplements purs (généralement d'essences d'ombre) ; 2°) Parce que les semis préexistants disparaissent en grand nombre sous l'influence d'une trop brusque exposition aux agents atmosphériques (insolation, sécheresse, gelées); 3°) Enfin, parce que l'exploitation et l'enlèvement d'un matériel considérable sur des surfaces restreintes, fatigue le semis au point de compromettre son existence ». (Boppe, 1899, p. 171)

[81] « *Dans les surfaces mises à nu, soit complètement, soit partiellement, l'accès du vent et de la lumière amène la sécheresse, et il n'est pas rare, surtout dans les futaies régulières, de voir périr sur pied un très grand nombre des arbres réservés. Cette même influence se fait sentir dans une zone assez profonde, principalement sur les portions du périmètre exposées au sud et à l'ouest. De telles dégradations seront nécessairement d'autant plus sensibles que les coupes seront elles-mêmes plus étendues. D'autre part, si les coupes sont trop petites, on multiplie inutilement les frais d'adjudication, d'exploitation et de surveillance, en même temps qu'on augmente la proportion des dommages directs causés aux peuplements contigus par l'abatage et l'enlèvement des produits. Pour tenir compte de ces faits, il est bon de donner aux coupes une contenance moyenne comprise entre cinq et huit hectares* **».** (Boppe, 1899, p. 283)

[82] « *La question du débardage des bois hors des coupes laisse encore beaucoup à désirer en France, et il y aurait, de ce côté, de nombreuses améliorations à introduire dans l'outillage des marchands de bois* » (*op. cit.*)

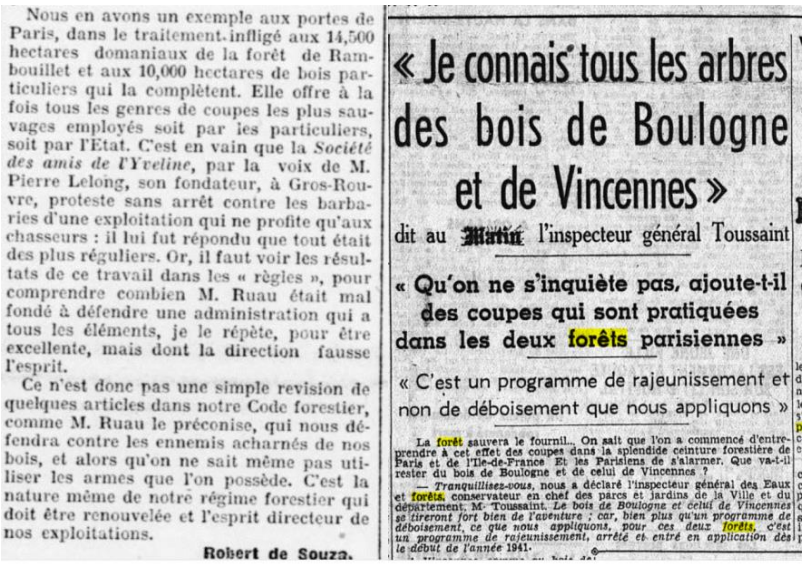
[83] *« : 1ère Règle. — Dans une même série d'exploitation, les coupes doivent être assises de manière qu'elles se succèdent de proche en proche et qu'elles aient la forme la plus régulière possible (…) ; 2e Règle. — Les coupes doivent être disposées de manière que les bois d'une coupe en exploitation ne soient pas dans le cas d'être transportés à travers d'autres coupes récemment exploitées (…) ; 3e Règle. — Dans toute la forêt ou série d'exploitation, les coupes devront être assises de manière à toujours marcher à l'encontre des vents les plus dangereux régnant dans la contrée, généralement, en France, en allant du Nord-Est au Sud-Est »* (*op cit.*)

[84] Journal Officiel de la République française du 26 janvier 1926 : https://www.retronews.fr/journal/journal-officiel-de-la-republique-francaise-annexes/26-janvier-1921/3498/5234146/2151?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%25C3%25A9toc%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D1%26searchIn%3Dall%26total%3D4453&index=6

[85] Journal le Figaro du 13 mars 1930 : https://www.retronews.fr/journal/le-figaro-1854-/13-mars-1930/104/571969/5?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520rase%2522%2520%26sort%3Dscore%26publishe et dBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D11%26searchIn%3Dall%26total%3D433&index=240

[86] Journal la Croix du 25 septembre 1938 : https://www.retronews.fr/journal/la-croix/25-septembre-1938/106/674775/5?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520rase%2522%2520%26sort%3Ddate-

à envisager une limitation de la taille des coupes rases se heurte aussi au pouvoir de l'administration forestière, véritable « État forestier » qui se renforce, s'institutionnalise et s'autonomise (Buttoud, 1983 ; Kalaora *et* Savoye, 1986 ; Schut *et* Delalandre, 2016). Caractérisée par son corporatisme, l'Administration des Eaux et Forêts forestière fonde sa légitimité sur sa compétence technique. Dans les articles publiés par les forestiers, les coupes rases réalisées par les paysans, les héritiers désargentés ou les communes imprévoyantes semblent injustifiées, alors que les coupes planifiées par l'administration paraissent toujours réfléchies et motivées sur le plan technique et économique « *travail dans les règles* », « *programme de rajeunissement et pas de déboisement* », « *parfaite connaissance de la forêt jusqu'au moindre arbre* ». Détenant le monopole du savoir, l'Administration balaie donc régulièrement les récriminations relatives aux coupes rases quand elle ne les nie pas, les détracteurs de cette pratique étant forcément « *ignorants* » ou « *mal informés* ».



Nous en avons un exemple aux portes de Paris, dans le traitement infligé aux 14,500 hectares domaniaux de la forêt de Rambouillet et aux 10,000 hectares de bois particuliers qui la complètent. Elle offre à la fois tous les genres de coupes les plus sauvages employés soit par les particuliers, soit par l'État. C'est en vain que la *Société des amis de l'Yveline*, par la voix de M. Pierre Lelong, son fondateur, à Gros-Rouvre, proteste sans arrêt contre les barbaries d'une exploitation qui ne profite qu'aux chasseurs : il lui fut répondu que tout était des plus réguliers. Or, il faut voir les résultats de ce travail dans les « règles », pour comprendre combien M. Ruau était mal fondé à défendre une administration qui a tous les éléments, je le répète, pour être excellente, mais dont la direction fausse l'esprit.

Ce n'est donc pas une simple revision de quelques articles dans notre Code forestier, comme M. Ruau le préconise, qui nous défendra contre les ennemis acharnés de nos bois, et alors qu'on ne sait même pas utiliser les armes que l'on possède. C'est la nature même de notre régime forestier qui doit être renouvelée et l'esprit directeur de nos exploitations.

Robert de Souza.

« Je connais tous les arbres des bois de Boulogne et de Vincennes »

dit au Matin l'inspecteur général Toussaint

« Qu'on ne s'inquiète pas, ajoute-t-il des coupes qui sont pratiquées dans les deux forêts parisiennes »

« C'est un programme de rajeunissement et non de déboisement que nous appliquons »

La forêt sauvera le fournil... On sait que l'on a commencé d'entreprendre à cet effet des coupes dans la splendide ceinture forestière de Paris et de l'Ile-de-France. Et les Parisiens de s'alarmer. Que va-t-il rester du bois de Boulogne et de celui de Vincennes ?

— *Tranquillisez-vous*, nous a déclaré l'inspecteur général des Eaux et forêts, conservateur en chef des parcs et jardins de la Ville et du département, M. Toussaint. *Le bois de Boulogne et celui de Vincennes se tireront fort bien de l'aventure ; car, bien plus qu'un programme de déboisement, ce que nous appliquons, pour ces deux forêts, c'est un programme de rajeunissement, arrêté et entré en application dès le début de l'année 1941.*

Figure 3.2-3 : Extraits du Journal l'Eclair du 16 février 1908[87] et du Journal le Matin, 16 mai 1944 à des interrogations citoyennes sur les coupes rases [88]

2.3.4 Modernisation de la sylviculture et coupe au bull (1945-1975)

La disponibilité des sources bibliographiques sur cette période s'est avérée plus limitée que prévu. Les archives du site rétronews s'arrête à 1950 et le site Europresse possède peu de documents numérisés avant les années 2000. Les principales sources sur cette période sont donc les articles en ligne de la Revue forestière française (RFF, 1949-2019), quelques monographies régionales universitaires, des guides techniques du Cemagref ainsi que les premiers ouvrages traitant spécifiquement des questions environnementales en forêt.

L'événement marquant de cette période d'Après-guerre est la création du Fonds forestier national en 1947 dont l'objectif est de répondre à la demande de bois pour la papeterie et la reconstruction. Outre le boisement de 400 000 ha de terrains nus ou agricoles dans des zones identifiées comme

desc%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D2%26searchIn%3Dall%26total%3D433&index=29

[87] du Journal l'Eclair du 16 février 1908 : https://www.retronews.fr/journal/l-eclair/16-fevrier-1908/2539/3253209/1?from=%2Fsearch%23allTerms%3D%2522coupe%2520rase%2522%2520%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D3%26searchIn%3Dall%26total%3D433&index=71

[88] Journal le Matin du 16 mai 1944 : https://www.retronews.fr/journal/le-matin/16-mai-1944/66/1993931/1?from=%2Fsearch%23allTerms%3Dfor%25C3%25AAt%2520protestation%26sort%3Dscore%26publishedBounds%3Dfrom%26indexedBounds%3Dfrom%26page%3D1%26searchIn%3Dall%26total%3D396043&index=3

prioritaires (Centre-Bretagne, Morvan, Limousin, Margeride, Cévennes, etc.), le FFN vise aussi **l'enrésinement de 800 000 ha de taillis et la reconstitution de 700 000 ha de peuplements détruits ou en mauvais état sanitaire** (Dodane, 2009). **Ces deux dernières opérations passent dans la plupart des cas par la coupe rase des peuplements existants**. De nombreux articles de la Revue forestière française (RFF) rendent compte des dispositifs techniques mis en œuvre notamment par les ingénieurs de la station de recherche forestière de Nancy pour mener à bien cette politique de transformation, standardisation et modernisation de la gestion forestière. Comme en agriculture, certaines de ces innovations – chimie de synthèse, chenille mécanique – sont issues des technologies militaires. Anecdotique au départ, ce type de technologies s'impose peu à peu. L'inspecteur des Eaux et Forêts Demorlaine (1920) loue l'usage des chars pour préparer la régénération naturelle des hêtres en forêt de Compiègne et la vidange des bois[89]. Ces technologies, dont l'efficacité et la brutalité étaient considérées comme des qualités dans le domaine militaire, sont désormais appliquées au domaine civil, et témoignent d'un rapport de plus en plus désinhibé des tenants de la technologie et du progrès vis-à-vis de la technique (Bonneuil *et* Fressoz, 2013). Le XXe siècle voit ainsi s'accélérer le transfert de technologies militaires qui, une fois la paix revenue, sont reconverties dans la société civile. Elles s'y installent durablement à l'image des chenilles conçues pour les tanks et qui équipent peu à peu les engins civils, dont les tracteurs forestiers.

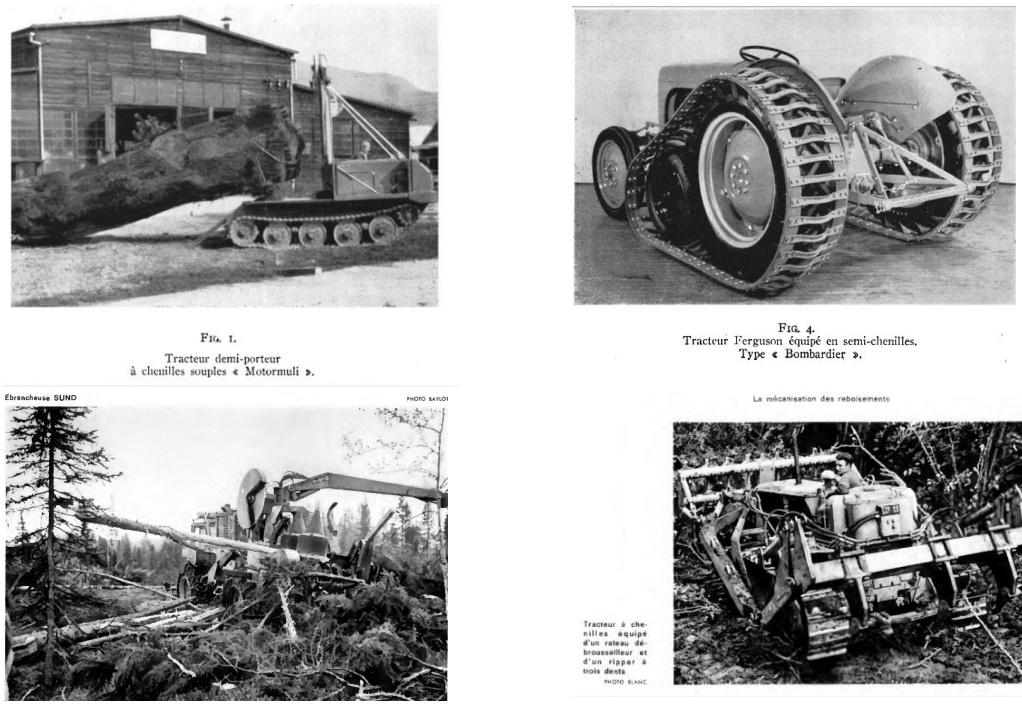


Figure 3.2-4 : Exemples d'engins motorisés proposés par de Mégille (1956), Venet (1969) et Guiraud (1969)

Ce transfert technologique accompagne très clairement les travaux sylvicoles réalisés à partir de 1945. Dans un numéro spécial de la RFF de 1957 sur les produits débroussaillants, les phytocides de type 2,4-D et 2,4,5-T[90] sont ainsi présentés comme une « *arme chimique au service du forestier* » (Arbonnier, 1957, p. 439). Des expérimentations sont menées dans la Nièvre afin de dévitaliser des taillis de charme

[89] « *Le char d'assaut a donc rendu là un sérieux service. Il a produit l'effet bien connu, au profit de l'ensemencement naturel, des raies creusées par les charrois, dans les coupes en exploitations. Mais il a fait mieux. Au lieu de pratiquer une ornière large, dont le fond est tassé par le fer de la roue, il crée un véritable sillon ameubli, grâce aux dentelures de sa chenille. Il fait donc l'office d'une charrue forestière parfaite. Il pratique rapidement un travail de « crochetage » sur un sol endurci et tassé*. ». Demorlaine, 1920, p. 236

[90] Mise au point pendant la seconde guerre mondiale, cette molécule est un constituant de base de l'agent orange utilisé pendant la guerre du Vietnam pour défolier les forêts.

et de tremble et de les remplacer par des résineux (Normand, 1957). Techniquement, ces dévitalisations sont qualifiées de succès, même si « *des intoxications plus ou moins graves ont été constatées avec des malaises qui ont duré plus ou moins longtemps : battements de cœur, jambes molles, manque d'appétit, fièvre, sécrétion lacrymale avec sensation de brûlure* » (*id.*, p. 454). Mais ces effets sur la santé des travailleurs sont balayés d'un revers de la main, les fabricants du produit déclarant qu'« *ils n'avaient jamais eu l'occasion, paraît-il, de constater de tels inconvénients dans le personnel de l'usine productrice* » (*id.*). Ce type d'argutie permet de dédouaner les éventuels effets négatifs des innovations technologiques et d'en imputer la faute et la responsabilité à « *un manque de précautions et de négligences* » des applicateurs et non pas au produit lui-même.

Côté mécanisation, l'heure est également à l'optimisme même si les progrès semblent lents. **Alors que « *la coupe à blanc étoc de plantations est particulièrement facile à mécaniser* » (Venet, 1956), la mécanisation de la récolte dans les peuplements feuillus hétérogènes s'avère laborieuse** vu le poids des outils (scies, tronçonneuse), leur coût et le manque de formation des bûcherons. Louis Badré (1956) souligne aussi les tensions inhérentes à la mécanisation de la sylviculture : si la « *machine allège le travail de l'homme* », la mécanisation suppose la concentration des exploitations et des surfaces à couper[91]. Il insiste aussi sur le fait que **l'outil doit s'adapter à la forêt et non l'inverse** comme s'il pressentait déjà une forme de subordination de la gestion forestière à la mécanisation des opérations sylvicoles[92]. À cet égard, les propos de Venet, le responsable de la section « Technologie » de la station de recherches forestières de Nancy, semble confirmer ses craintes. Venet (1956, p. 396) estime en effet que « *cette mécanisation est fatale. Elle répond à la nécessité de diminuer les efforts physiques des hommes et d'améliorer leur condition. En outre, la mécanisation est contagieuse. De l'usine, elle a gagné la ferme, puis la forêt. Le tracteur a entraîné dans son sillage la scie mécanique d'abattage et de façonnage. (…°). L'homme cherche à étendre toujours la mécanisation pour diminuer sa peine et augmenter son salaire. Tout ceci est parfaitement juste. Il ne faut pas se borner à nier les avantages de la mécanisation ou à contester sa rentabilité. Il serait inadmissible de s'opposer à ses progrès en forêt* ». Le caractère inéluctable de la mécanisation justifie ainsi de manière quasi tautologique l'arrachage des taillis, leur transformation résineuse et le raccourcissement des rotations, tout cela avec la caution morale d'une amélioration des conditions de travail des bûcherons[93]. Vingt ans après la création du FFN, un numéro de spécial de 1969 témoigne des évolutions techniques réalisées au cours de cette phase de modernisation sylvicole : amélioration génétique (essentiellement des résineux, peupliers et eucalyptus), mécanisation de l'exploitation et des reboisements, fertilisation et amendements, utilisation de phytocides, etc. Mais ces forestiers qui se voient à l'avant-garde du progrès technique sont aussi conscients que cette course à l'optimisation des opérations sylvicoles est coûteuse sur le plan économique. Si les progrès de la mécanisation sont considérables au point de faire basculer les modes d'exploitation du tout manuel vers le tout mécanisé[94] en à peine vingt ans, l'usage d'engins de

[91] « *Nous assistons donc à une double évolution en sens contraire : évolution de la sylviculture théorique vers la recherche du meilleur rendement en favorisant la santé et l'équilibre des peuplements, ce qui entraîne fréquemment la dispersion des exploitations et la récolte de volumes assez faibles au milieu de massifs inéquiennes. Modernisation des procédés d'abatage, de débardage et de transport qui, pour être utilisés au mieux, exigent une forte concentration des coupes* » (Badré, 1956, p. 446)

[92] « *Le Constructeur de scies à moteur, de tracteurs, de câbles ou de tous les engins mécaniques modernes, n'oubliera jamais que ce n'est pas à la forêt à s'adapter à ses inventions, mais l'inverse. Les servitudes de la nature primeront toujours celles de la mécanique* » *op. cit.*

[93] « *L'enrésinement des taillis favorisera à échéance plus ou moins lointaine la mécanisation. La conversion des taillis et des taillis-sous-futaie en futaie régulière, offrant aux bûcherons des produits bien calibrés et des tiges nettement séparées les unes des autres, non groupées en cépées, facilite également le travail à la machine. Le raccourcissement des révolutions dans les forêts où l'on ne recherche pas certaines qualités exceptionnelles liées à l'âge et à la grosseur, faciliterait également l'abattage et le tronçonnage mécaniques* » (Vernet, 1956, p. 394).

[94] « *En vingt ans, l'exploitation forestière en France est passée du stade des outils manuels, et traditionnels, à celui des outils portatifs à moteur et les derniers attelages ont cédé la place aux tracteurs. Mais ce stade est maintenant largement dépassé.*

plus en plus grands, sophistiqués et coûteux requiert aussi des surfaces toujours plus élevées pour rentabiliser les opérations sylvicoles. Venet (1969) évoque des coupes sélectives de 50 ha et envisage de recourir de façon quasi systématique à la coupe rase, toujours pour des raisons de rentabilité[95], ce qui permettrait, dans le même temps, d'ouvrir la voie à « *une sylviculture en ligne* » sur des unités de gestion d'au moins 20 ha (id, p. 482). À la question de savoir si la machine doit s'adapter au peuplement ou le peuplement à la machine, la réponse est claire pour Brunet, sous-directeur du Centre technique du bois (1969, p. 658) : « *Il semble bien que, dans cette affaire, il y ait un juge de paix, qui n'est ni le sylviculteur, ni l'exploitant, mais l'économiste (…). La production de bois, comme celle d'autres matériaux, doit être réalisée au moindre prix* ». Il préconise donc « *la diminution du nombre de coupes successives sur un même fonds pour récolter un peuplement donné ; l'augmentation du volume de la coupe unitaire, et du volume abattu à l'hectare à chaque coupe ; la plantation en lignes, ou l'ouverture de voies de passage parallèles assez rapprochées pour les machines ou les câbles légers*. ». Selon la même logique, il disqualifie la futaie jardinée et se réjouit de pouvoir transformer les taillis en plantations modernes par « *la magie de la coupe rase* »[96]. La modernisation des modes de production nécessite donc de penser toutes les étapes de la « sylviculture moderne » de manière systémique, interdépendante, voire quasi fordiste : les industriels réclamant des produits standards, il convient d'abord d'éliminer mécaniquement ou chimiquement les peuplements diversifiés et hétérogènes de feuillus puis de les remplacer par des peuplements résineux monospécifiques, mécanisables, génétiquement améliorés et fournissant des produits standardisés attendus par les industriels. Ces différentes étapes nécessitant des investissements matériels importants, la taille moyenne des unités de gestion et des chantiers forestiers doit être augmentée afin d'être rentables. Si les promoteurs de ces méthodes sont convaincus des bienfaits de la modernisation des modes de production, ils en soulignent parfois les **limites telles que la disparition probable des feuillus dans les plantations résineuses[97], les risques de tassement et d'orniérage des sols[98], la disparition des insectes saproxyliques[99], et la non-sélectivité des insecticides** qui éradiquent aussi bien les ravageurs

---

Dans certains pays, où la faible densité des peuplements, leur grande homogénéité, et les conditions de terrain, relativement faciles, permettent une mécanisation très poussée, l'exploitation forestière se fait de plus en plus à l'aide de machines automotrices, réalisant des opérations simples ou combinées » (Venet, 1969, p. 479)

[95] « *Ces machines et surtout l'installation d'un chantier de façonnage semi-fixe, sur bord de route, nécessitent des volumes de bois importants. (…) On parle de surfaces d'au moins 50 hectares pour que l'utilisation de machines intégrées, en coupe sélective, soit envisageable. On va même jusqu'à considérer que la seule méthode d'exploitation qui soit économiquement intéressante est la coupe rase. Certains pays, qui avaient réalisé d'importants reboisements à trop forte densité, préfèrent les raser et les recommencer (à densité plus faible) plutôt que d'y faire des éclaircies. D'autres envisagent de supprimer systématiquement les coupes d'amélioration dans les peuplements en croissance, la gamme des diamètres recherchés par l'industrie étant obtenu en rasant les peuplements à un âge plus ou moins avancé* » (Venet, 1969, p. 481 sq.)

[96] *« L'exploitation « en recherche « étant la pire solution, le concept classique de jardinage et le régime du taillis sous futaie sont maintenant inadaptés. Paradoxalement, le taillis simple — si décrié — tend à devenir en France un des lieux d'élection où peuvent se développer des processus de récolte véritablement modernes. Magie de la coupe rase ! »*

[97] « *Certes, il est tentant de détruire radicalement une essence gênante à un moment donné de la vie d'un peuplement ; mais cette essence ne sera-t-elle pas précieuse à d'autres moments ? Une chênaie sans sous-étage de charme — ou de hêtre — amorce le cycle de dégradation du sol. De même une futaie artificielle de résineux sera heureusement équilibrée par un sous-étage feuillu. Ne détruisons donc les feuillus qu'à bon escient et, surtout, ne les rayons pas de la carte phytosociologique. Montrons une fois encore que la France est le pays de la mesure* » (Arbonnier, 1957, p. 442).

[98] « *Il est généralement désastreux de faire des demi-tours sur les coupes, car, avec un chenillard, cela arrache littéralement une grande partie du sol et, avec un tracteur à roues, les manœuvres font des ornières de tous côtés qui ne sont guère plus souhaitables, et le demi-tour demande un temps considérable* » (De Mégille, 1956, P. 429)

[99] « *Entendons-nous bien et précisons nettement qu'il n'est nullement dans nos intentions de préconiser (à l'instar de quelques naturalistes ou artistes aux opinions peut-être trop spécialisées (1)) un culte généralisé ou exagéré des arbres morts et mourants, au détriment d'un aménagement économique, d'une exploitation normale ou de l'équilibre rationnel des âges et des diamètres. Mais, si Ton veut bien envisager ces problèmes biologiques avec impartialité, on s'apercevra que des précautions très minimes et quelques petites dérogations à l'hygiène de la forêt peuvent suffire pour les résoudre d'une façon satisfaisante dans la plupart des cas (…). Il suffira que dans chaque forêt remarquable quelques vieux chênes aux grosses branches mortes, quelques hêtres creux et dépérissants, quelques bouquets de vieux arbres soient de loin en loin mis à l'abri de la hache du bûcheron à des emplacements convenablement choisis — que parfois quelques ares tout au plus soient mis*

que les auxiliaires[100]. Concernant ces deux derniers aspects, les critiques sont euphémisées, leurs auteurs s'excusant presque de mentionner les effets parfois dommageables de certains traitements sylvicoles sur certaines « *biocénoses* ». P. Guinier (1950, p. 716), forestier mais aussi naturaliste, soulignait déjà cette susceptibilité des forestiers face à la critique et appelait à une coexistence pacifique avec les naturalistes[101]. Pourtant, les relations vont très rapidement se tendre et déboucher sur des conflits ouverts.

2.3.5 Coupes rases et enrésinement, vers une écologisation des conflits (1965-1985)

Une troisième vague de contestation et de mobilisation voit en effet le jour à la fin des années 1960. Celle-ci s'avérera puissante et structurante pour les décennies à venir. Un premier cas très documenté (Moriniaux, 1997) est celui de quatre forêts domaniales du Perche (Andaine, Écouves, Bellême et Réno-Valdieu). Celles-ci se retrouvent en effet au centre d'une polémique opposant l'ONF au comité de sauvegarde de la forêt de Réno-Valdieu entre 1968 et 1975. **Plus d'un siècle après la mobilisation des peintres de Barbizon à Fontainebleau, les ressorts stratégiques du conflit sont quasiment identiques**. Le principal entrepreneur de cause, Roger Fischer, possède un capital social et culturel non négligeable. Professeur agrégé de géographie dans un grand lycée parisien, il est aussi secrétaire général d'une association nationale de sauvegarde de l'architecture paysanne et de défense du cadre de vie rural (Maison paysannes de France). Possédant une résidence secondaire dans le Perche, il fédère les quatre comités de sauvegarde au sein du Mouvement écologique percheron (MEP). Cette stratégie permet d'élargir la contestation à un ensemble géographique plus vaste que celui des quatre forêts prises isolément et de faire ainsi monter la contestation en généralité. Il interpelle également les élus et les médias locaux afin de faire connaître les revendications du MEP qui sont à la fois d'ordre paysager, mais aussi et pour la première fois d'ordre écologique : **les coupes rases sont accusées de porter atteinte à la beauté du site, mais aussi de modifier le microclimat, le régime des eaux, de déranger la faune locale, etc.** La contestation prend un tour plus politique au fur et à mesure que s'approchent les élections présidentielles de 1974. Partisans du candidat écologiste René Dumont, les détracteurs élargissent leurs griefs et repositionnent la question des coupes rases et de la transformation résineuse dans un débat plus large sur les dérives de l'économie capitaliste. Ils insistent sur le fait qu'en devenant en 1965 un établissement à vocation industrielle et commerciale, l'ONF ne considérerait désormais la forêt que comme une « *usine à bois* », et que l'argent issu de la récolte des bois ne profiterait pas à « *notre vieux pays percheron* ». Cette critique qui donne l'image d'une administration forestière travaillant d'abord à son profit n'est pas nouvelle. Au XIXe, elle était accusée de remplir les caisses du ministère des Finances dont elle dépendait, puis celle du ministère de l'Agriculture. Avec la réforme de 1965, elle est accusée cette fois-ci de le faire pour elle-même alors que le fait de pouvoir garder le

---

hors aménagement; — que quelques troncs renversés de sapin, d'épicéa, de bouleau ou d'érable puissent continuer à pourrir sur place tous les 5 ou 6 ha., pour que -quantité de microbiocénoses précieuses se conservent au moins à l'état endémique et que le but proposé ' soit donc atteint ». (Hervé, 1955, p.425)

[100] « *Les insecticides de contact actuellement connus présentent cependant quelques inconvénients. L'essentiel de ces inconvénients est leur polyvalence, inégale d'ailleurs suivant les espèces d'insectes et la nature du produit. Y vient s'ajouter une certaine rémanence qui présente ou des avantages ou des dangers, suivant les cas (…). La mise en balance des réussites qui leur sont dues et des dangers qu'ils présentent montre nettement qu'à leur emploi, souvent nécessaire, des limites doivent être étudiées (…). Si l'emploi des insecticides n'est pas à rejeter, il y a lieu de lui préférer toutes les fois qu'il est possible, d'autres procédés moins dangereux, et souvent plus économiques.* (Joly, 1955, p. 433 *sqq.*).

[101] « *Peut-être aussi le forestier, qui, comme le charbonnier, aime à être maître chez lui, se formalisera-t-il quelque peu de l'immixtion de ces « conseillers officieux » dont parlait un de ses déjà lointains prédécesseurs. Une forêt domaniale doit avoir, dans l'intérêt du pays, le maximum de productivité mais aussi, le cas échéant, le plus haut degré de beauté et d'intérêt scientifique. Le gestionnaire de cette forêt, technicien de la sylviculture, ne doit-il pas prendre conseil de spécialistes de l'esthétique ou de la biologie ? Entre forestiers et protecteurs de la nature, il y a trop souvent incompréhension et antagonisme. L'entente est possible et fructueuse : l'exemple de Fontainebleau en est la preuve* » (Guinier, 1950, p. 716)

produit des ventes lui permet surtout de ne plus dépendre pour ses recettes du seul bon vouloir des ministères. Les adhérents du MEP remettent aussi en cause le monopole décisionnel de l'ONF et demandent un accès plus facile aux documents d'aménagement. **Le cadrage du problème emprunte donc à la fois au registre paysager, écologique, régionaliste, anti-capitaliste et démocratique**. Ce dernier argument s'appuie en particulier sur l'absence de réponse de l'ONF que les responsables du MEP considèrent comme du mépris « *dans lequel les Messieurs, nommés chez nous pour « gérer » notre forêt, nous tiennent* » (*id*., p. 233). Cette attitude – que les membres du MEP jugent condescendante – se voit aussi à travers les propos d'un technicien local qui, s'exprimant lui aussi dans la presse locale, qualifie Roger Fischer de « *profane de la forêt qui n'y connaît rien* » et lui conseille la lecture d'un ouvrage de technique forestière (*id*., p. 231). De fait, l'esprit de corps et le réflexe de protection de l'institution contribuent à cette indifférence et au refus d'entendre ces critiques. Mais dans cette lutte pour la légitimité des savoirs, deux techniciens de l'ONF apportent leur soutien aux protestataires, cautionnant ainsi l'analyse du MEP. Malgré une tribune du directeur général de l'ONF, Christian Delaballe, et du chef de centre d'Alençon dans la presse locale, la mobilisation ne faiblit pas. Elle contraint finalement l'ONF à réviser le plan d'aménagement, à diminuer de 20 % les surfaces en coupe de régénération et à abandonner les enrésinements de taillis médiocres.

La mobilisation de Réno-Valdieu dans l'Orne s'inscrit dans un mouvement plus large de contestation de l'orientation productiviste impulsée par le FFN portée à la fois par des habitants des lieux et relayée par une frange urbaine parfois propriétaire de résidences secondaires dans les sites de contestations. Dans les années 1965-1975, des associations de sauvegarde se constituent ainsi dans l'Aude[102], l'Aisne et l'Oise[103] et bien sûr à Fontainebleau[104]. Elles reprennent peu ou prou les mêmes arguments que ceux du MEP. Elles relèvent les tentatives de disqualification des contestataires et les contre-attaques des forestiers via des campagnes d'information dont les entrepreneurs de cause soulignent le décalage[105]. À Compiègne, la controverse dépasse l'échelle locale et s'affiche dans le journal le Monde en juin 1973. Cette fois-ci, les responsables de l'ONF sont plus réactifs qu'à Réno-Valdieu et défendent leurs choix sylvicoles tout en minimisant leurs actions, s'étonnant que l'on puisse « *s'indigner de voir un jardinier, le sécateur à la main* »[106]. Ils minimisent la surface des coupes – une vingtaine d'hectares – en les comparant aux milliers d'hectares coupés par les Américains[107], soulignent que la régénération naturelle des chênes ne laisse jamais la parcelle complétement à nu[108], et que toutes ces opérations obéissent à un équilibre entre dépenses et recettes[109]. Dans un autre article co-publié moins d'un mois

---

[102] Des associations audoises ainsi que le conseil général de l'Aude s'inquiètent ainsi de voir en avril 1970 des projets de coupes de 216 ha dans la forêt du Rialsesse, 96 ha dans le bois de Crausse et 92 ha dans le massif de Greiffeil , (Clerc, 1970)

[103] Ces associations revendiquent ainsi des actions sur les forêts de Saint-Gobain, de Retz, d'Ermenonville, d'Halatte, de Compiègne, de Chantilly, Villers-Cotterêts, etc.

[104] « *Les Amis de la forêt de Fontainebleau fêtent leur victoire sur les tronçonneuses* », Journal Le Monde du 07 mai 1974

[105] « *L'administration responsable s'efforce par une active et habile propagande « d'information », de persuader le public et les personnalités que ce scandaleux saccage doit être considéré comme du « beau travail », nécessaire. De la même manière, la télévision ne nous a-t-elle pas déjà dit « que les tronçonneuses protégeaient la nature* ! » Journal l'Union du 04 avril 1972

[106] Journal Le Monde du 27 juin 1973

[107] [Question du journaliste Jean Rambaud] *Ne pouvez-vous pas réduire la surface de chacune des coupes* ?[réponse de l'ONF] *Ce sera parfois possible. Nous y songeons. Mais pas toujours. Aux Etats-Unis, les Amis de la nature ont réussi à faire réduire les surfaces… à 500 hectares, alors qu'on y pratiquait des coupes allant de 1 000 à 10 000 hectares. Ici, nous ne dépassons pas les 20 hectares* », Journal le Monde, du 27 juin 1973

[108] « *Quelque chose, ici, frappe le profane, le promeneur. Le " fourré " de jeunes plants issus de la régénération naturelle n'est guère plus séduisant à son premier stade qu'une plantation du même âge. L'un et l'autre sont courts. L'un et l'autre font dans la forêt une tache mesquine. Là aussi les grands arbres ont été abattus " parce qu'ils étoufferaient les jeunes ". La différence. D'abord, le sol n'a pas été bouleversé, ensuite les semis sont sur leur terrain " naturel ", éprouvé, et, enfin, les grands arbres n'ont disparu qu'à un certain degré de croissance des jeunes plants : à aucun moment n'est apparu ce champ complètement nu que donne la coupe blanche* », *op. cit.*

[109] « *L'accusation - gratuite - portée contre l'O.N.F. de détruire la forêt française est démentie par les faits : elle a grandi d'un million d'hectares en quelques années. " À toute " récolte correspond une culture. " L'autre accusation - contradictoire- de l'étendre pour en faire un " champ d'arbres " exploitable est démesurée. À n'engloutir que des budgets sans jamais faire rentrer*

plus tard par l'Association du génie rural des eaux et forêts et la Fédération nationale du bois, son président, Pierre Malaval, justifie **les coupes rases contemporaines par le fait que cette technique ait été utilisée par le passé avec succès et que les plantations qui ont suivi sont à l'origine des peuplements actuels** [110]**. Il justifie enfin la coupe rase dans le cas des peuplements dépérissants dont le faible niveau de fertilité ne permettrait pas une régénération naturelle et progressive**[111]**.** Face à ce qu'il considère comme de la méprise, il conseille au promeneur de s'informer. Il lui retourne aussi le stigmate de la culpabilité en laissant entendre que les demandes de suspension des coupes rases ont un caractère égoïste et qu'elles sont peu soucieuses des besoins des générations à venir [112]. Dans la même veine, Louis Bourgenot, directeur technique de l'ONF, qualifie les opposants de « *prophètes* » et leurs idées de « *naïves* » (1973). Pour lui, la forêt naturelle est un mythe « *pernicieux et irréalisable* » (*id*., p. 359). Et, face à « l'enfer vert » que représente une forêt livrée à elle-même, il met en avant le travail du forestier qui « *cherche à amener la forêt vers un état d'équilibre secondaire [le paraclimax] tel qu'il présente à la fois le maximum d'utilités pour l'homme* » (*id*., p. 353). Il lui paraît donc impossible « *d'aller jusqu'aux extrémités où voudraient les entraîner les tout nouveaux et tout récents amateurs de forêt* » (*id.*, p. 340). Comme avec les réserves artistiques, la mise en place de réserves biologiques – instaurées dès 1953 – est censée répondre aux attentes des écologistes même si ces réserves restent pour la plupart contrôlées et dirigées par le corps forestier. Pour clore la polémique, les forestiers se font enfin plus incisifs et, s'estimant diffamés, balayent ces récriminations d'un revers de la main : « *les arbres vont bien, merci, ils poussent* »[113].

Pour les associations de protection de la nature, ces arguments d'autorité ne suffisent pas**. Outre les controverses sur les modes de régénération naturelle ou artificielle**[114]**, c'est la justification même des coupes rases qui leur semble discutable et notamment le fait que les peuplements soient déclarés comme dépérissants**[115]. Comme à Réno-Valdieu, elles mettent aussi en avant les dissensions internes qui agitent les forestiers au sein même de l'ONF. Dans un livre blanc intitulé « *SOS forêt*

---

de recettes - possibles, souhaitables et " naturelles ", - nous serions accusés à juste raison de vivre aux dépens du contribuable. Notre politique est la recherche d'un juste équilibre (…).op. cit.

[110] « *Nos devanciers, en particulier au siècle dernier, n'ont pas hésité à employer cette technique sur des surfaces combien plus importantes et avec des résultats spectaculaires. C'est ainsi qu'une bonne partie de ces " forêts naturelles " que nous sommes accusés de dégrader dans la région parisienne a été obtenue par " plantation artificielle »*, Journal Le Monde du 20 juillet 1973.

[111] « *la régénération naturelle reste notre méthode de prédilection pour des raisons évidentes. Mais il arrive, et c'est heureusement fort rare, qu'elle devienne inutilisable, par exemple parce que les arbres trop vieux ont une fertilité réduite. Deux attitudes sont alors possibles. Ou bien la facilité qui consiste à s'accommoder de la médiocrité, ou du moins à s'y résigner, en laissant encore debout des peuplements dépérissants ; ou bien le courage qui, par une coupe rase suivie d'un reboisement artificielle* » Journal Le Monde du 20 juillet 1973

[112] « *Il est normal que le promeneur, mal informé, ait quelques difficultés à accepter de telles opérations chirurgicales. Mais il doit songer à ses enfants et aux petits-enfants de ses enfants et comprendre qu'en opérant ainsi c'est pour eux que nous travaillons en leur préparant une forêt reconstituée et équilibrée* ». Journal Le Monde, 20 juillet 1973

[113] « *Le débat sur les méthodes artificielles ou naturelles est anachronique, les accusations à ce propos relèvent de diffamation ou de l'ignorance. Quant à la réforme, avec ses défauts et ses qualités, elle est la loi. Cette loi nous a donné en tout cas une autonomie et des moyens financiers permettant une action cohérente et d'une ampleur jamais atteinte jusqu'à ce jour. Les arbres vont bien, merci, ils poussent* » Journal Le Monde, 20 juillet 1973

[114] « *L'affaire a souvent pris l'allure d'une bataille d'experts autour de deux méthodes de régénération de la forêt : l'une dite artificielle, l'autre naturelle (…). Cette méthode est un pari dangereux. D'abord, les sols sont bouleversés, l'équilibre naturel est détruit : buissons, champignons, insectes qui font la vie complexe de la forêt, tout disparait. Ensuite, les jeunes plants qui seront replantés - au cordeau - sur ce terrain nu, n'auront plus l'abri du couvert. En hiver, ils gèlent. En été, ils grillent. Dans les meilleurs cas, lorsque la plantation n'est pas détruite, on ne voit pendant des années qu'une étendue plate de pépinières au lieu d'une forêt vivante*. "

[115] « *La forêt n'est pas décrépite. L'O.N.F. l'assure pour les besoins de sa mauvaise cause. Des experts, tout aussi qualifiés que ceux de l'Office déclarent que la réussite de ces plantations n'est pas garantie. Enfin dans le meilleur des cas, elles donneront des " champs d'arbres " où toute vie naturelle aura disparu. Notre premier objectif est d'obtenir l'arrêt des coupes à blanc systématiques. Nous en refusons le risque, sachant que leur " vérité " peut être remise en cause demain, comme l'est aujourd'hui celle de la régénération naturelle* » *op. cit.*

française » (SNUPFEN-ONF, 1972), certains forestiers de l'ONF souhaitent en effet animer un contre-débat technique et social au sein de l'institution. Ils remettent notamment en cause « *l'obsession de la productivité à tous les étages* » prônée par le directeur général Delaballe rejoignant ainsi les positions défendues par les associations de protection de la nature [116]. Estimant qu'ils n'ont plus le droit de se taire et que « *garder plus longtemps le silence serait de la complicité* », les rédacteurs dénoncent les défrichements au profit de l'urbanisation, les systèmes de compensation associés[117] et les enrésinements. Comme le remarque le journaliste Pierre Rambaud (1973), « *certains, qui croyaient appartenir « naturellement » à un camp, s'étonneront de se retrouver dans l'autre* ». Cette **complexité des alliances** montre aussi que les débats **dépassent les clivages artificiels entre forestiers d'une part et autres acteurs de la société** d'autre part dans lequel il eut été pourtant si simple de catégoriser et ranger les protagonistes de ces conflits. Pour Rambaud, ces reconfigurations d'alliances tiennent et scellent une nouvelle façon de percevoir la forêt comme un archétype de nature[118], rejoignant à cet égard les analyses sociologiques menées à la même époque par différentes équipes de recherche (Ballion, 1975 ; Kalaora, 1976 ; Lugassy, 1970). Les années 1970 se caractérisent donc aussi par une reconfiguration des associations protestataires dans le domaine forestier. D'un côté, on trouve des associations historiques dont la création remonte parfois au XIXe à l'image de l'association des amis de Fontainebleau[119]. Composées de notables et d'une élite ayant un fort capital culturel, ces associations défendent la dimension esthétique des forêts et s'opposent donc aux coupes rases pour des raisons paysagères. Leur fort ancrage local et leur réseau d'influence leur permet de jouer un rôle de premier plan dans les mobilisations locales. De l'autre côté, **de nouvelles associations de protection de la nature, telles que Nature et Progrès créée en 1964 ou l'antenne française du WWF créée en 1973, s'installent dans le paysage de la contestation. Leurs revendications portent sur les conséquences environnementales, voire écologiques des coupes rases, tout en y joignant les critiques paysagères portées par les associations de riverains.** Leur argumentation se fonde sur des approches et des données scientifiques mais qu'elles sont parfois bien en peine de rassembler. Elles y parviennent parfois en mobilisant des scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle, pour les forêts d'Île-de-France, voire des forestiers intéressés par l'écologie.

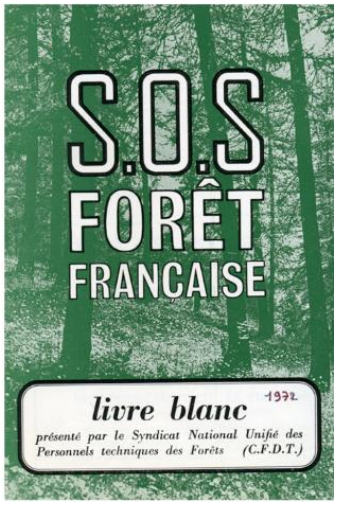
---

[116] « *Côté forestier, les positions ne forment pas non plus un bloc (…). Beaucoup se sont hérissés, bien avant le public, en entendant les paroles historiques de ministres déclarant qu'il fallait " traiter la forêt comme un champ de petits pois ". Ils ne contestent pas que dans un pays déficitaire en bois, il ait fallu reprendre en main la forêt négligée. Mais à eux aussi le caractère " industriel et commercial " de l'O.N.F. est resté en travers de la gorge* » Journal Le Monde, 27 juin 1973

[117] « *Une législation scandaleuse permet de compenser la disparition d'une surface boisée par le reboisement d'une autre partie de territoire. Comme si un hectare de forêt dans la région parisienne avait la même utilité qu'un autre hectare dans la Meuse ou la Haute-Marne !* » (SNUPF-ONF, 1972, p. 11)

[118] « *Il reste que la revendication est là, profonde. Au-delà des mots, de la mode, elle exprime un besoin vital, qui fait sauter d'anciens impératifs. La forêt ne sera jamais plus perçue comme elle l'était naguère-Ses amis anciens s'en trouvent parfois déconcertés. Les " nouveaux " ne chantent pas toujours la même partition qu'eux, et le chœur, parfois, se fait discordant. Mais les uns et les autres veulent se rejoindre sur un même thème : " nature d'abord* " ». Journal Le Monde, 27 juin 1973

[119] Créé en 1907



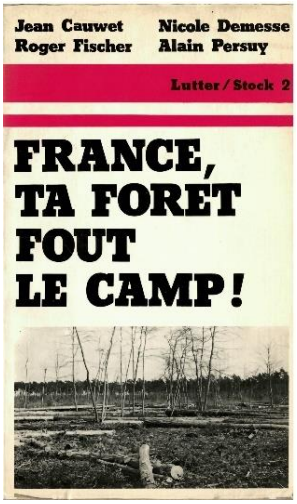


Figure 3.2-5 : Livre blanc du SNUPF (1972) et l'ouvrage de Cauwet *et al*. (1976)

Quant à la question des coupes rases, elle est longuement abordée dans l'ouvrage « France ta forêt fout le camp » co-rédigé entre autres par Jean Cauwet, agent de l'ONF et secrétaire général du SNUPF de 1977 à 1983, et Roger Fischer, secrétaire général de Maison paysannes de France et instigateur des mobilisations dans le Perche. Pour eux, la coupe rase a été « *imaginée et mise au point par un rustre juché sur un engin lourd* » (*id*. p. 40) et c'est « *presque un jeu, pour le biologiste, le botaniste et le sylviculteur, d'en faire le procès* » (*id*. p. 44). **Si les arguments paysagers et esthétiques sont présents, le registre argumentatif se situe d'abord dans le domaine technique et écologique. Ils dénoncent « *le tassement du sol, le bouleversement des horizons, la suppression de l'ambiance forestière, la perturbation de la régulation des eaux et le préjudice causé à la nidification* »**. Ils avertissent aussi des effets délétères des phytocides en forêt et de leur concentration tout au long de la chaîne alimentaire, résumant leur point de vue d'une formule lapidaire « *phytocide rime ici bien fâcheusement avec écocide* » (p. 44), terme utilisé en 1970 par le biologiste Arthur W. Galston pour dénoncer l'usage d'herbicides pendant la guerre du Vietnam. Ils dénoncent enfin « *les dangers plus insidieux, nés de la manipulation des règles de la régénération naturelle* ». **Outre le fait d'invoquer parfois rapidement des échecs de régénération naturelle pour justifier des coupes rases et des plantations, ils craignent que l'accélération des phases de régénération dès la première fructification n'aboutisse à des peuplements de plus en plus jeunes** (*id*., p. 46). Une fois les coupes réalisées, Cauwet et ses co-auteurs dénoncent les enrésinements qui suivent ce type de travaux. S'inspirant des travaux de l'ethnobotaniste P. Lieutaghi ou du professeur Jacquiot du Muséum d'Histoire naturelle**, ils accusent ce type de peuplement d'acidifier les sols et de devenir « *un lieu déserté, incapable de renouveler son humus, de permettre le développement d'une végétation herbacée (…), de nourrir ses oiseaux et sa faune terrestre* »** (Cauwet *et al*., 1976, p. 51). Les plantations résineuses ne trouvent grâce à leurs yeux que sur les terrains dévastés par la guerre, ou en mélange (pins-bouleaux, chênes-pins). Citant un article du journal l'Aurore du 1er juillet 1974, Cauwet *et al.* dénoncent plus largement la ruée vers l'or vert qui agiterait la filière bois française à la suite du choc pétrolier. Ils relèvent la stratégie en deux temps de l'administration et des industriels consistant à **accuser les opposants d'ignorance puis de relégitimer l'action des forestiers par une approche rationnelle se targuant même d'être écologique**[120]. Pour Cauwet *et al.,* leur ouvrage constitue aussi une ultime tentative d'apostropher les politiques qui, malgré leurs nombreuses interpellations, semblent ignorer les revendications

[120] « *Dans un premier temps, on feint de prendre pour des ignorants incapables de comprendre les « vrais problèmes » ceux qui font obstacle à une exploitation rationnelle de la forêt ; dans un deuxième temps, on tente de la justifier par des arguments scientifiques et de démontrer que le profit n'est pas incompatible avec une vision écologique de la rentabilité* » (Cauwet et al. 1976, p. 70)

écologistes. Énumérant les ouvrages de R. Heim, J. Dorst, E. Rostand, les nombreux articles de presse, les manifestations d'agents de l'ONF à Paris, les pétitions de collectif citoyen et même les lettres d'académiciens au ministère de l'Agriculture, ils constatent aussi que ces alertes restent souvent lettre morte dans cette période 1972-1974 (*id*., p. 167 *sq*). Dans le même temps, l'ONF se lance en effet dans une offensive médiatique visant à contrecarrer ces revendications. Dans une directive de gestion nationale du 20 juillet 1972, **le conseil d'administration de l'ONF constate que « *le forestier hier n'avait pas à catéchiser son public* » mais que « *le forestier d'aujourd'hui n'a plus en face de lui cette population d'associés (…). Il se trouve confronté à une opinion publique sensible, émotive, bien souvent alertée par des éléments de bonne foi qui malheureusement sont insuffisamment informés ou ne saisissent qu'un aspect des choses* »** (ONF, 1972, p. 25). Pour combler les lacunes de cette information, l'ONF reprend des recettes convenues : informer le grand public – surtout les enfants – au niveau local et via des panneaux d'information. Les agents de l'ONF sont aussi chargés d'organiser des tournées sur le terrain mais qui tournent à une sorte de ritualisation des contestations et à des dialogues de sourd selon Cauwet *et al*. (*id*. p. 176 *sqq*)[121]. Si une partie des entrepreneurs de cause estiment que le dialogue est renoué depuis le remplacement de C. Delaballe par Y. Betholaud en février 1974 à la tête de l'ONF, Cauwet *et al.* sont moins enthousiastes car les « *structures contraignantes de l'Office sont les mêmes, les impératifs techniques et économiques de l'époque se font de plus en plus pressants* » (*id*., p. 184). Malgré une circulaire du ministère de l'Agriculture du **12 août 1971** qui précise que « ***la forêt assume une triple fonction** : fonction de production, fonction de protection, fonction sociale* », les entrepreneurs de cause considèrent que « *la protection de la nature n'est pas qu'un problème structurel ou technique, c'est avant tout un problème politique qui ne peut trouver de solution réelle que par un changement radical et profond du contexte politique. Une révolution écologique ne pourra s'obtenir qu'à travers une révolution politique* ». (*id*., p. 218). En attendant le Grand Soir, Cauwet *et al.* proposent une restructuration des services forestiers et de l'ONF, de permettre à tous ceux que la forêt intéresse de s'exprimer sur les orientations sylvicoles, de créer un ministère de la forêt et des espaces naturels, etc. **Si cette troisième vague de mobilisation environnementale ne semble pas avoir immédiatement modifié les orientations de la politique forestière française ni celle du FFN ou seulement à la marge, elle a quand même sérieusement ébranlé le monopole décisionnel et d'expertise des forestiers**. Elle a surtout introduit aussi une nouvelle façon d'analyser la forêt et ses modes de gestion à l'aune de critères environnementaux et pas seulement esthétiques ou paysagers comme cela avait été le cas lors des mobilisations des décennies précédentes. Si la préservation de sites remarquables constitue toujours un thème mobilisateur comme dans les deux vagues précédentes, **cette troisième vague d'écologisation analyse cette fois-ci les questions forestières sous l'angle de leur impact écologique pour le sol (effet de la mécanisation), l'air, la qualité de l'eau (acidification), la faune et la flore (impact non sélectif des pesticides), etc.** Désormais, il deviendra de plus en plus difficile de minimiser les impacts écologiques des opérations sylvicoles.

Pourtant les forestiers ne répondent pas immédiatement à ces aspirations environnementales et préfèrent agir dans le **registre de l'esthétique paysagère** à partir des années 1975-80**.** Puisque les enquêtes auprès des usagers montrent que la forêt représente un idéal de Nature, ils proposent **des aménagements d'un nouveau type qui atténueraient l'impact visuel des coupes rases, des pistes et des enrésinements en plein.** Pour cela, ils transcrivent les principes du « *Forest landscape design* » développés par Sylvia Crowe au sein de la Forestry Commission (Crowe, 1978, 1966 ; Lucas, 1991), et l'adaptent en France sous le terme de paysagisme d'aménagement (CTGREF, 1976). Cette approche

[121] L'ONF met en avant le nécessaire rajeunissement de la forêt, l'idée que la forêt ne pousse pas toute seule, qu'elle est vieillissante et ne peut donc se régénérer toute seule et que finalement il n'y aurait pas plus de coupe de bois qu'à la décennies précédente. A l'inverse, les opposants contestent l'idée que la forêt soit vieillissante, qu'elle ait été peu gérée et cite des exemples de régénération naturelle dans des forêts mâtures. Chiffres à l'appui, ils montrent aussi que la récolte de bois a augmenté de 10 % en 10 ans.

paysagère consiste à minimiser l'impact visuel des opérations sylvicoles dans des endroits définis comme sensibles, c'est-à-dire souvent les plus fréquentés ou les plus visibles (Breman, 1997, 1981). **Loin de bannir les coupes rases, le paysagisme d'aménagement propose de les adapter en jouant sur la forme des coupes, de les implanter en épousant les formes du relief plutôt qu'en respectant la géométrie de la parcelle cadastrale, de travailler sur les lisières en décalant leur exploitation par rapport au peuplement principal, de créer des perspectives en trompe l'œil de façon à diminuer les effets de profondeur des coupes** (Breman, 1993 ; Breman *et al*., 1992). Concernant la taille des coupes, aucune limite n'est fixée a priori, l'idée étant de favoriser des coupes d'un seul tenant plutôt que de multiplier des coupes en timbre-poste notamment sur les versants exposés à la vue (Chastel, 1994 ; Gernigon, 2002). Ces stratégies d'atténuation des impacts visuels supposent toutefois une maîtrise du foncier concerné par l'opération.

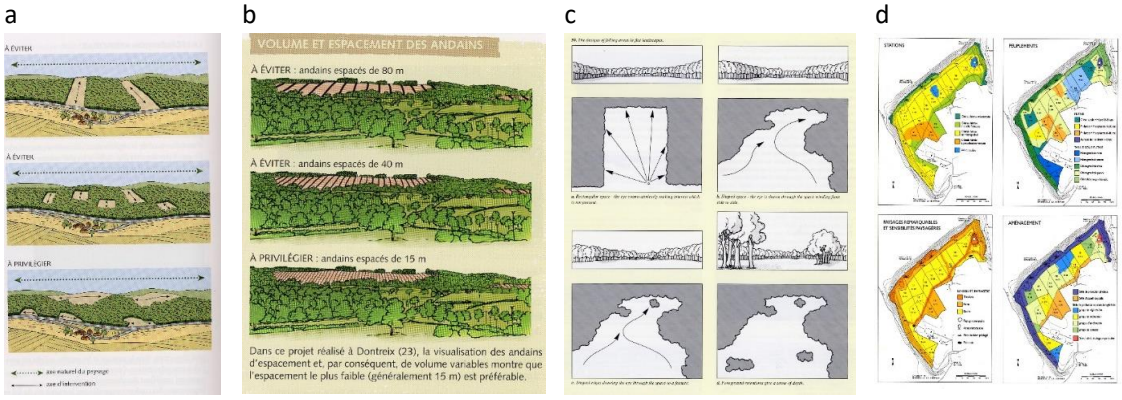


Figure 3.2-6 : Exemple d'insertion paysagère de coupes rases selon les principes du paysagisme d'aménagement (figures a et b : Gernigon, 2002, c : Lucas, 1991 ; d : Breman *et al*. 1992)

Si, dans sa version originale, le paysagisme d'aménagement prévoit d'associer le public à travers « un cahier de souhait » (CTGREF, 1976), celui-ci est très vite écarté au profit de la seule vision de l'expert paysagiste. En 1981, le Cemagref de Nogent-sur-Vernisson publie une nouvelle note technique à la demande de la Direction des Forêts. L'étude paysagère y est simplifiée en raison de la difficulté de constituer une équipe pluridisciplinaire et il n'est plus fait référence aux enquêtes sociologiques sur les attentes des usagers. Désormais, l'expert paysagiste agit seul (Deuffic, 2005). Certaines opérations sont alors conçues comme une « *véritable mise en scène de paysages touristiques* » (Fischesser *et* Breman, 1991). Pour Kalaora (1993, p. 254), ces aménagements visent surtout à contrôler les populations, à brider leur liberté d'initiative et à les ramener à leur statut de consommateur d'espaces. **Cette pseudo-naturalité apparaît comme un affichage ; elle n'a rien de fonctionnel, tout l'art du forestier consistant à dissimuler ses interventions et à faire croire que les paysages offerts à la contemplation du public sont façonnés seulement par la nature** (Deuffic *et* Lewis, 2012). De cette action, le public doit en deviner le moins possible et quand il en est informé, c'est par une intervention pédagogique du forestier qui, au final, « *établit le code, le rituel selon lesquels vont s'échanger les « besoins » du public et les valeurs du milieu forestier* » (Anselme *et* Ronchi, 1981, p. 35). Entre eux, les forestiers ne se cachent pas de ce double jeu comme l'exprime très clairement le chef du centre de gestion de l'ONF à Fontainebleau : *« cela conduit à n'envisager que des aménagements de qualité, parfaitement adaptés et intégrés au décor, extrêmement sobres et discrets, uniquement conçus de façon à mettre en valeur le paysage. À la limite, l'idéal serait que le touriste, guidé inconsciemment, ne s'aperçoive pas de l'intervention du forestier* » (Buyer, 1970, p. 793). Appuyer la légitimité de ces actions sur un principe de naturalité en effaçant les traces de son action peut aussi être interprétée comme une stratégie visant à renforcer une institution sociale fragilisée par des critiques de plus en plus ouvertes (Douglas, 1999, p. 72). Pour autant, ces techniques d'intégration paysagère des opérations sylvicoles ne sont pas forcément inutiles dans la mesure où la prise en compte de la dimension paysagère répond aux attentes esthétiques d'une partie des usagers et notamment des

personnes résidant à proximité des forêts. Elles vont aussi partiellement intégrer les enjeux écologiques mais en les limitant aux sites d'intérêts majeurs. En revanche, elles ne rendent pas compte des demandes émergentes autour des conséquences écologiques des différents modèles de sylviculture (perte de l'ambiance forestière, modification des équilibres faune/flore, tassement des sols, etc.)

2.3.6 De l'impératif environnemental à la bioéconomie (1985-2015)

Avec le développement des recherches en écologie au début des années 1980, les impacts environnementaux des méthodes de sylviculture sont de plus en plus souvent interrogés. Cantonnées dans les années 1960 à une sphère de spécialistes, les questions d'écologie intègrent les arènes de débat public et deviennent un objet d'étude partagé entre biologistes de la conservation, écologues du paysage, spécialistes de la dynamique des populations, naturalistes etc. La question des pluies acides (Arnould *et* Da Lage, 1993 ; Barthod *et* Muller, 2007), la création d'un terme spécifique – la biodiversité – au milieu des années 1980 (Arnould, 2005 ; Takacs, 2001) et la production d'un discours alarmiste sur une extinction massive des espèces finissent par inscrire les questions d'environnement en forêt à l'agenda politique. Avec l'institutionnalisation de la biodiversité lors du Sommet de la Terre en 1992, les écologues inscrivent la conservation des espèces et des écosystèmes au centre du développement durable (Dumoulin *et* Rodary, 2005). Des responsables forestiers défendent également la prise en compte de ces questions au sein même du ministère en charge des forêts en proposant d'établir notamment une liste d'indicateurs de gestion durable des forêts (Barthod, 1995, 1993). **L'idée qu'il existe d'autres moyens que d'augmenter sans cesse la surface d'une coupe rase pour optimiser ses recettes fait également son chemin** chez certains directeurs régionaux de de l'ONF[122] (Badré, 1996). D'autres responsables sont plus réticents. Réagissant à un article de Greenpeace dans la revue *Unasylva* de la Food and Agriculture Organization (FAO), Jean Gadant, chef du service des forêts au ministère de l'Agriculture, justifie pleinement le recours à la coupe rase « *Rien ne peut justifier, au plan scientifique, une interdiction généralisée de la coupe rase d'un peuplement parvenu à maturité ; elle existe dans la nature (incendie, chablis, maladie) et répond à une nécessité culturale dans un traitement en taillis ou une régénération d'essences de pleine lumière. Les forestiers finlandais réputés protecteurs récoltent la moitié de leurs bois par coupes rases* ». Il dénonce plus largement ce qu'il appelle « *les intégristes de l'écologie* » dans un article intitulé « *Quand l'écologie devient nuisance* » (Gadant, 1996). Concernant les inquiétudes relatives à la biodiversité, il les justifie pour les forêts tropicales mais il estime dans le même temps que « *les cris d'alarme sont largement exagérés dans nos forêts d'Europe* » (*id.,* p. 405). Conseillant de « *laisser faire le coup d'œil du praticien de la sylviculture* », il regrette « *le dangereux abandon du débat international sur la forêt à des théoriciens intégristes de l'environnement* » (*id,* p. 409). Alors que les forestiers pourraient être des producteurs de normes de première importance en matière de biodiversité de par leurs connaissances et leurs relations privilégiées à la forêt, certains de leurs représentants se méfient toujours des questions d'écologie à la fin des années 1990. Malgré ces contre-cadrages, le tournant écologique des années 1990-2000 institue peu à peu l'environnement comme un problème social autour duquel tous les projets sociaux doivent être reformulés pour être légitimes (Kalaora, 2001). Cette écologisation des questions sociales conduit à une inflexion écologique des politiques publiques, des normes et des pratiques sociales. Elle conduit aussi à une professionnalisation et une institutionnalisation des mouvements écologiques qui, à la différence des années 1970, sont désormais omniprésents dans le débat public à défaut d'être encore systématiquement invités dans les arènes de décision. **La**

[122] « *Pour la récolte des peuplements existants, il existe heureusement d'autres méthodes que la coupe rase, par unité de surface aussi grande que possible, pour maximiser ses recettes. L'amélioration de la desserte, le choix des clauses techniques nécessaires, mais aussi suffisantes, pour protéger la forêt, ou des modalités de marquage adaptées aux contraintes d'exploitation vont par exemple dans le sens recherché* » (Badré, 1996, p. 232)

contestation écologique des modes de production forestière et en particulier des coupes rases et des enrésinements devient même chronique dans certaines régions françaises à l'instar des actions menées dans le Limousin et le Morvan tout au long des années 1990-2000 par des associations comme Autun Morvan Ecologie (Hopquin, 2001 ; Loisier, 2009 ; Moriniaux, 1996 ; Ruffier-Reynie, 1999). Cette écologisation des attentes et des revendications se déploie désormais au niveau local, national, voire international. Elle pousse les décideurs publics forestiers à intégrer en partie ces nouvelles attentes. Cela se traduit par la reconnaissance du rôle multifonctionnel des forêts dans la loi de 2001, la promulgation d'une stratégie pour la biodiversité en 2004, la production d'écolabels (PEFC, FSC) et d'indicateurs de gestion durable et des changements de pratiques par les forestiers eux-mêmes tels que la diminution des traitements phytosanitaires, le maintien de bois morts, la gestion d'habitats remarquables, etc.

Ce processus d'écologisation des politiques publiques forestières n'est cependant pas linéaire. Plusieurs rapports infléchissent ce processus dans les années 2005-2010 et définissent une nouvelle doxa. Le Plan Forestier national, courant sur la période 2006-2015, affiche clairement ce changement de politique avec un slogan des plus limpides : *« l'heure de la récolte est venue »*. En 2007, le groupe de travail du Conseil général de l'agriculture, de l'alimentation et des espaces ruraux (CGAAER), coordonné par J.-M. Ballu (2008) publie à son tour un rapport sur « *l'insuffisante exploitation de la forêt française* ». Pour Ballu, les augmentations de récolte proposées dans les rapports Méo-Bétolaud (1978, *in* Puech, 2009), Duroure (1982) ou Bianco (1998) n'ont jamais été suivies d'effets ce qui aboutirait à une surcapitalisation du bois en forêt. Pour Ballu, il va donc « *falloir déstocker dans notre forêt surcapitalisée ; il serait illogique de voir pénaliser ce déstockage bon pour la planète et encourager le mauvais surstockage en forêt !* » (*id*., p. 20). Outre l'argument climatique, cet effort de mobilisation serait aussi une opportunité économique pour la filière et les territoires ruraux, et cela sans nuire à la biodiversité, cet enjeu ne pouvant être complétement ignoré : « *aujourd'hui, avec les retards et l'arrivée à maturité des plantations du Fonds forestier national, le doublement en dix ans de l'actuelle récolte commercialisée n'aurait rien d'excessif. On imagine ce que cela pourrait entraîner pour l'emploi et l'économie nationale comme locale* » (*id*., p 21). Cette nouvelle ligne directrice de la politique forestière s'affirme avec le Grenelle de l'environnement en 2007. L'idée s'installe qu'il est possible de « *produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité* » et que récolter davantage est souhaitable à tous les points de vue. Cette idée est reprise par le Président de la République à Urmatt en 2010 qui appelle à « *changer d'échelle dans la mobilisation de la ressource* »[123], et qui ne peut aussi s'empêcher à l'occasion de qualifier les défenseurs de l'environnement de « *petit groupe sectaire* »[124]. La Loi de modernisation de l'agriculture du 27 juillet 2010 enfonce encore un peu plus le clou sur la mobilisation du bois, avec le développement de plans pluriannuels régionaux de développement forestier, qui « *identifient à l'échelle régionale les massifs forestiers qui justifient, en raison de leur*

[123] « *Le massif forestier français a augmenté de moitié depuis 1950 et, au rythme actuel, la forêt conquiert la surface équivalente à un département chaque décennie. Le potentiel forestier est extrêmement important, mais il y a seulement 60% de l'accroissement naturel annuel qui est prélevé chaque année. C'est-à-dire qu'il y a 40% qu'on peut prélever de plus en gardant notre patrimoine, qu'on ne prélève pas et pendant ce temps on paie 6 milliards d'euros. Voilà la situation dans laquelle nous nous trouvons. Il faut donc tout mettre en œuvre pour mobiliser la ressource, dans des conditions durables (….). Voilà très exactement le défi qui est le nôtre, passer de 9% d'énergie renouvelable dans notre consommation d'énergie à 23% en 10 ans et faire en sorte que ces 14% gagnés il y en ait un tiers qui soit pour la filière bois, c'est 6 centrales nucléaires en termes d'énergie. Pour parvenir à cet objectif, c'est 21 millions de mètres cube de bois supplémentaires qu'il faudra sortir de nos forêts d'ici à 2020 ! Car il serait absurde que la France accroisse ses importations de bois alors qu'elle a un immense gisement forestier inexploité. Il faut donc changer d'échelle dans la mobilisation de la ressource. (…) En ce début du XXIe siècle, la valorisation du bois de nos forêts est donc stratégique, elle est stratégique pour le réchauffement climatique, enfin sa lutte, pour l'avenir des territoires ruraux, pour notre économie* » (Sarkozy, 2010) : https://www.vie-publique.fr/discours/175310-declaration-de-m-nicolas-sarkozy-president-de-la-republique-sur-la-va

[124] « *Et la défense de l'environnement, c'est trop stratégique, c'est trop capital pour appartenir simplement à un petit groupe sectaire* » (*op. cit*.)

insuffisante exploitation, des actions prioritaires pour la mobilisation du bois ». Pour Neymourande *et* Vallauri (2011, p. 29), ce plan, élaboré entre décideurs institutionnels et propriétaires forestiers, n'implique ni la recherche ni la société civile. Elle craint que, sans la participation de ces acteurs, « *l'identification de ces massifs risque d'ignorer les aspects environnementaux et sociaux, et de créer de nombreux conflits* » (Neymourande *et* Vallauri, 2011, p. 29). Cet « *harvesting turn* » (Sergent, 2014) est également à resituer dans le contexte de la nouvelle politique énergétique de l'UE qui vise à augmenter la part des énergies renouvelables. Reprise dans la loi sur la transition énergétique pour la croissance verte d'août 2015, celle-ci fixe un objectif de 32 % d'énergie renouvelable en 2030. Tout concourt donc pour que soit inscrit à l'agenda politique **une augmentation significative de la mobilisation des ressources ligneuses sans que la question des modes d'exploitation et notamment le recours à la coupe rase ne soit clairement explicité**. En 2016, le programme national de la forêt et du bois fixe ainsi un objectif de mobilisation supplémentaire de bois de 12 millions de m^3 à l'horizon 2026, soit un accroissement de plus de 20 % des prélèvements actuels (Maaf, IGN, 2016). Or qui dit mobilisation de la ressource dit coupe de bois. Comme l'avait pressenti Neymourande en 2011, nous verrons plus loin que, si cet appel à récolter plus de bois n'est pas la seule cause des tensions actuelles, il va y participer en partie.

2.4 Références bibliographiques

Anselme, M., Ronchi, Y., 1981. A l'école de la forêt : genèse d'un équipement collectif. Recherches 45, 17–41.

Arbonnier, P., 1957. L'arme chimique au service du forestier. Revue Forestière Française 439–442.

Arnould, P., 2005. Biodiversité : quelle histoire ?, in: Marty, P. (Ed.), Les biodiversités : objets, théories, pratiques. CNRS Editions, Paris.

Arnould, P., Da Lage, A., 1993. Pluies acides et presse forestière française : 1980-1989, une information sans repères ? Annales de Géographie 572, 397–411.

Astie, P., 1978. L'impôt de la protection de la nature. L'exemple du régime en faveur des mutations forestières. Revue Juridique de l'Environnement 1, 34–61.

Baby, F., 1972. la Guerre des Demoiselles. Montbel, Paris.

Badré, L., 1956. Aménagements et mécanisation. Revue Forestière Française 445–448.

Badré, M., 1996. Ecologie et économie. Quelques réflexions de plus sur les objectifs de la gestion sylvicole. Revue Forestière Française.

Ballion, R., 1975. La fréquentation des forêts. Revue Forestière Française XXVII, 155–170.

Ballu, J.-M., 2008. Pour mobiliser la ressource de la forêt française-. Résumé du rapport du groupe de travail sur l'insuffisante exploitation de la forêt française. Revue Forestière Française LX, 13–24.

Barthod, C., 1995. Le débat international sur la gestion des forêts. Aménagement et Nature 115, 65–80.

Barthod, C., 1993. La conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement (Rio-de-Janeiro, du 3 au 14 juin 1992) et la forêt. Le Courrier de l'environnement de l'INRA 20, 37–48.

Barthod, C., Muller, M., 2007. La gestion politique et technico-administrative du débat concernant l'impact des pluies acides sur les forêts françaises entre 1983 et 1991. "Forêt et pollution", Journée d'études "Environnement, Forêt et société, XVIe-XXe siècles" IHMC-CNRS 12–44.

Bianco, J.-L., 1998. La forêt : une chance pour la France. Rapport au Premier ministre. Revue Forestière Française 50, 493–606.

Bonneuil, C., Fressoz, J.-B., 2013. L'événement Anthropocène. Seuil.

Boppe, L., 1889. Traité de sylviculture. Berger-Levrault, Paris.

Bourgenot, L., 1973. Forêt vierge et forêt cultivée. Revue Forestière Française XXV, 339–360.

Breman, P., 1997. Cahier de recommandations à l'usage des sylviculteurs pour une approche paysagère de la production en forêt morvandelle. Préfecture de la Région de Bourgogne, Dijon.

Breman, P., 1993. Approche paysagère des actions forestières, guide à l'attention des personnels techniques de l'Office National des Forêts. Cemagref Nogent/V et ONF-DTC, Fontainebleau.

Breman, P., 1981. Reboisement et paysage. Cemagref, Nogent-sur-Vernisson.

Breman, P., Moigneu, T., Laverne, X., 1992. Directives paysagères pour la région Ile-de-France. DTC-ONF, Fontainebleau.

Brunet, R., 1969. Exploitation forestière, ombres et lumières. Revue Forestière Française XXI, 650–658.

Buttoud G., 1983. L'État forestier. Politique et Administration des forêts dans l'histoire française contemporaine (Thèse d'État). 'Université de Nancy II, INRA-Laboratoire d'Economie Forestière de l'École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts.

Buyer, X., 1970. La pression de l'homme sur la forêt. Revue Forestière Française XXII, 792–796.

Cauwet, J., Fischer, R., Demesse, N., Persuy, A., 1976. France, ta forêt fout le camp !, Stock 2 Lutter.

Chastel, D., 1994. Prise en compte des paysages dans la pratique par les forestiers. Forêt méditerranéenne XV.

Clarenc, L., 1965. Le code de 1827 et les troubles dans les Pyrénées centrales au milieu du XIXe siècle. Annales du Midi : revue archéologique, historique et philologique de la France méridionale 77, 293–317.

Colbert, J.-B., 1669. Ordonnance du 13 août 1669 sur le fait des Eaux et Forêts.

Crowe, S., 1978. The landscape of forests and woods. Forestry commission, London 47.

Crowe, S., 1966. Forestry in the landscape. Forestry commission, London.

CTGREF, 1976. Prise en compte des facteurs "paysage" et "récréation" dans l'aménagement forestier. CTGREF, Nogent-sur-Vernisson.

Defert, H., 1909. Conservation des forêts. Revue mensuelle du TCF février, 62–65.

Defert, H., 1908. Dilapidations et reconstitutions forestières. Revue mensuelle du TCF janvier, 8–10.

Demorlaine, J., 1920. La Sylviculture et les chars d'assaut. Revue des Eaux et Forêts 58, 235–236.

Deuffic, P., 2005. Les forestiers et la question du paysage. Des bois marmenteaux à la forêt "paysagée." Revue Forestière Française LVII, 349–362.

Deuffic, P., Lewis, N., 2012. La forêt ré-enchantée. Deux siècles d'évolution sociale des loisirs en forêt, in: Dehez, J. (Ed.), L'ouverture des forêts au public. Un service récréatif. QUAE, Versailles, pp. 17–42.

Dodane C., 2009. Les nouvelles forêts du Massif Central : enjeux sociétaux et territoriaux. Ces hommes qui plantaient des résineux pour éviter la friche. (Thèse de Géographie). Ecole normale supérieure, Lettres et Sciences Humaines - ENS-LSH Lyon, Lyon.

Douglas, M., 1999. Comment pensent les institutions. Editions la Découverte/M.A.U.S.S, Paris.

Dumoulin, D., Rodary, E., 2005. Les ONG, au centre du secteur mondial de la conservation de la biodiversité, in: Aubertin, C. (Ed.), Représenter la nature ? ONG et biodiversité. IRD Editions, pp. 59–98.

Duroure, R., 1982. Rapport sur la filière forêt bois. Revue Forestière Française 1–107.

Fischesser, B., Breman, P., 1991. La forêt dans le paysage européen. Presented at the Xème Congrès forestier mondial, ENGREF, Paris, pp. 355–363.

Fritsch, P., 1997. Les séries artistiques dans la forêt de Fontainebleau : genèse d'une perception, in: Corvol, A., Arnould, P. (Eds.), La forêt: perceptions et représentations. Paris, pp. 205–218.

Gadant, J., 1996. Quand l'écologie devient nuisance. Revue Forestière Française XLVIII, 403–415.

Gernigon, C., 2002. Un guide paysager pour la forêt limousine. Cellule Forêt-Paysage du Limousin, ONF, Limoges.

Guinier, P., 1950. Foresterie et protection de la Nature : l'exemple de Fontainebleau. Revue Forestière Française 703–717.

Heiskanen, A., Hurmekoski, E., Toppinen, A., Näyhä, A., 2022. Exploring the unknowns – State of the art in qualitative forest-based sector foresight research. Forest Policy and Economics 135, 102643. https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102643

Hopquin, B., 2001. Une forêt en coupe réglée.

Kalaora, B., 2001. À la conquête de la pleine nature. Ethnologie française XXXI, 591–597.

Kalaora, B., 1993. Le musée vert. Radiographie du loisir en forêt. L'Harmattan, Paris.

Kalaora, B., 1976. Quelques problèmes de l'aménagement de la forêt péri-urbaine. Cas de la forêt de Fontainebleau. Revue Forestière Française XXVIII, 69–74.

Kalaora, B., Savoye, A., 1986. La forêt pacifiée : sylviculture et sociologie au XIXe siècle., Alternatives Paysannes. L'Harmattan, Paris.

Larrère, R., Brun, A., Kalaora, B., Nougarède, O., Pourpardin, D., 1980. Reboisement des montagnes et systèmes agraires. Revue Forestière Française 20–36.

Larrère, R., Nougarède, O., 1993. Des homme et des forêts. Gallimard, Paris.

Leroy-Beaulieu, P., 1908. La conservation et la reconstitution des forêts françaises. L'Economiste français 1, 13.

Lochard, A., Collectif Z, 2022. Planter pour mieux régner. Fragments d'histoire de la monoculture forestière. Revue itinérante d'enquête et de critique sociale 15, 32–37.

Loisier, A.-C., 2009. La Charte forestière du Morvan. Annales des Mines - Responsabilité et environnement 53, 69–74.

Lormant, F., 2012. Présentation historique de la législation forestière française. Revue de Droit Rural Editions techniques et économiques.

Lucas, O.W.R., 1991. The design of the forest landscapes. Oxford University press.

Lugassy, F., 1970. La relation habitat-forêt. Aménagement et Nature 18, 9–12.

Maaf, IGN, 2016. Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015, Résultats., Maaf-IGN. ed. Paris.

Moriniaux, V., 1997. Le refus de l'enrésinement en forêt domaniale dans la presse locale (Orne), in: Corvol, A., Arnould, P. (Eds.), La forêt: perceptions et représentations. L'Harmattan, Paris, pp. 229–240.

Moriniaux, V., 1996. Le douglas face aux écologistes. Forêt-Entreprise 107, 22–26.

Neymourande, E., Vallauri, D., 2011. Regards sur la politique des forêts en France. WWF France, Paris, Marseille.

Normand, A., 1957. L'utilisation des débrousaillants chimiques dans la destruction des taillis de charme. Revue Forestière Française, spécial "Les produits débroussaillants" 6, 443–457.

Nougarède, O., 2010. Les racines du conflit sur le statut du massif bellifontain, in: Colloque «Un parc national à Fontainebleau : quelle faisabilité ? ». Réserve de Biosphère de Fontainebleau et du Gâtianis, Avon, France, pp. 1–29.

ONF, 1972. Sylviculture et paysage. Directive de gestion et instruction générale. ONF, Paris.

Poublanc, S., 2019. Les forêts du Midi décrites comme dévastées au XVIIe siècle sont-elles une construction culturelle ? Histoire et sociétés rurales 52, 39–66.

Puech, J., 2009. Mise en valeur de la forêt française et développement de la filière bois. Rapport au Président de la République. Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, Paris.

Rambaud, J., 1973. Une forêt entre ses gérants et ses amis. Protection ou productivité? Le Monde.

Rougier de la Bergerie, J.-B., 1817. Les forêts de la France. Leurs rapports avec les climats, la température et l'ordre des saisons. Arthus Bertrand, Paris.

Ruffier-Reynie, 1999. Morvan, tu sens le sapin. Combat Nature 125.

Schut, P.-O., Delalandre, M., 2016. Un arbre, une forêt, un paysage. La contribution du Touring Club de France en faveur du reboisement. Natures Sciences Sociétés 24, 230–241.

Sergent, A., 2014. Sector-based political analysis of energy transition: Green shift in the forest policy regime in France. Energy Policy 73, 491–500.

SNUPFEN-ONF, 1972. SOS forêt française.

Takacs, D., 2001. Historical awarness of biodiversity, in: S, L. (Ed.), Encyclopedia of Biodiversity. Academic Press, pp. 363–369.

Vauban, S. d, 1701. Traité de la culture des forêts.

Venet, J., 1969. Exploitation forestière et sylviculture. Revue Forestière Française 21, 479–484.

Venet, J., 1956. La mécanisation des exploitations forestières. Revue Forestière Française 388–399.

Vigier, P., 1980. Les troubles forestiers du premier XIXe siècle français. Revue Forestière Française 128–135.

Viney, R., 1969. L'Ordonnance forestière de Colbert et les législateurs de la Révolution française. Revue Forestière Française XXI, 606–610.

Whited, T., 2000. Extinguishing disaster in Alpine France : the fate of reforestation as technocratic debacle. Geojournal 51, 263–270.

Volet 1 | Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique 150
3.1.1 À l'échelle globale, la France, zone peu conflictuelle ou mal décrite ? 150
3.1.2 Des données éparses sur les conflits forestiers en France 153
3.2 Matériaux et méthodes d'évaluation des conflits sur les coupes rases en France entre 2015 et 2021 154
3.3 Réponses à la question posée 155
3.3.1 Les pétitions en ligne : faire nombre 155
3.3.2 La presse : mise en visibilité locale, montée en généralité nationale 161
3.3.2.1 Dynamique et localisation des publications dans la presse quotidienne régionale (PQR) et généraliste nationale (PGN) 162
3.3.2.2 Professionnalisation des sources, des médias et de la médiatisation 167
3.3.3 L'inscription à l'agenda politique, passer de la technique au politique 168
3.3.3.1 La médiatisation des coupes rases pour interpeller les citoyens et les politiques 168
3.3.3.2 La médiatisation de la gestion durable pour prévenir les protestations 169
3.3.3.3 D'autres voies pour inscrire un problème à l'agenda politique 171
3.3.4 Au-delà de la coupe rase, une « écologisation » et « climatisation » des questions forestières 173
3.4 Références bibliographiques 174

Rédacteurs

Philippe **Deuffic,** INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
Damien **Marage,** Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France

Contributeurs

David **Carayon**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Kevin **Petit**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Gabrielle **Bouleau**, INRAE, UMR LISIS, Marne-la-Vallée (77), France
Lison **Ambroise**, INRAE, UMR LISIS, Marne-la-Vallée (77), France

3.1 Contexte et problématique

Avant de faire le point sur l'état des mobilisations en France en matière de conflits forestiers, nous souhaitions resituer rapidement ces mobilisations dans un contexte plus large et voir si la France apparaissait ou non dans la carte des conflits mondiaux sur les forêts.

3.1.1 À l'échelle globale, la France, zone peu conflictuelle ou mal décrite ?

Les mobilisations sociales provoquées par les coupes rases ne sont pas une spécificité française. Il existe cependant peu d'articles traitant des mobilisations sur ce thème spécifique des coupes rases à l'échelle mondiale. Cette question peut être abordée de manière indirecte par le biais de trois sources majeures qui offrent un panorama des conflits forestiers dans le monde.

La première source est le site Internet « *Environmental Justice Atlas* »[125]. Il recense, sur une base volontaire, les cas de conflits environnementaux liés l'exploitation des ressources naturelles et la

[125] Le site https://ejatlas.org/ est issu d'un projet de recherche mené par Leah Temper et son équipe de l'Institute of Environmental Science and Technology (ICTA) à l'Université autonome de Barcelone. Leah Temper, Daniela del Bene and Joan

dégradation d'écosystèmes ou d'habitats à travers le monde (Scheidel *et al.*, 2020 ; Temper *et al.*, 2015). L'application des filtres « *forest* » associés à « *biodiversity conflict* » et « *land conflict* » permet d'isoler 649 cas de conflits forestiers à travers le monde depuis 2015. La plupart sont situés en zone tropicale et ont trait à de la déforestation avec changement d'usage des sols. Moins de 60 cas concernent les forêts tempérées et boréales de notre zone d'étude (Amérique du Nord et Europe). Malgré l'usage des filtres de recherche, le site agrège des cas qui ne sont pas tous en lien direct avec la forêt mais plutôt la biodiversité et les ressources naturelles. Seule une dizaine de cas concernent réellement des conflits forestiers portant sur des coupes rases dont certains emblématiques et décrits dans la littérature scientifique comme ceux autour de la destruction des habitats de chouette tachetée par coupe rase en Oregon et État de Washington aux USA, Clayoquot Sound et Haida Gwai au Canada (Affolderbach, 2011 ; Salazar *et* Alper, 1996), Białowieża en Pologne (Blicharska et Herzele, 2015), les forêts des Sami en Laponie (Saarikoski *et al.*, 2013) et de Forêt noire et d'Hambach en Allemagne (Sotirov *et al.*, 2017).

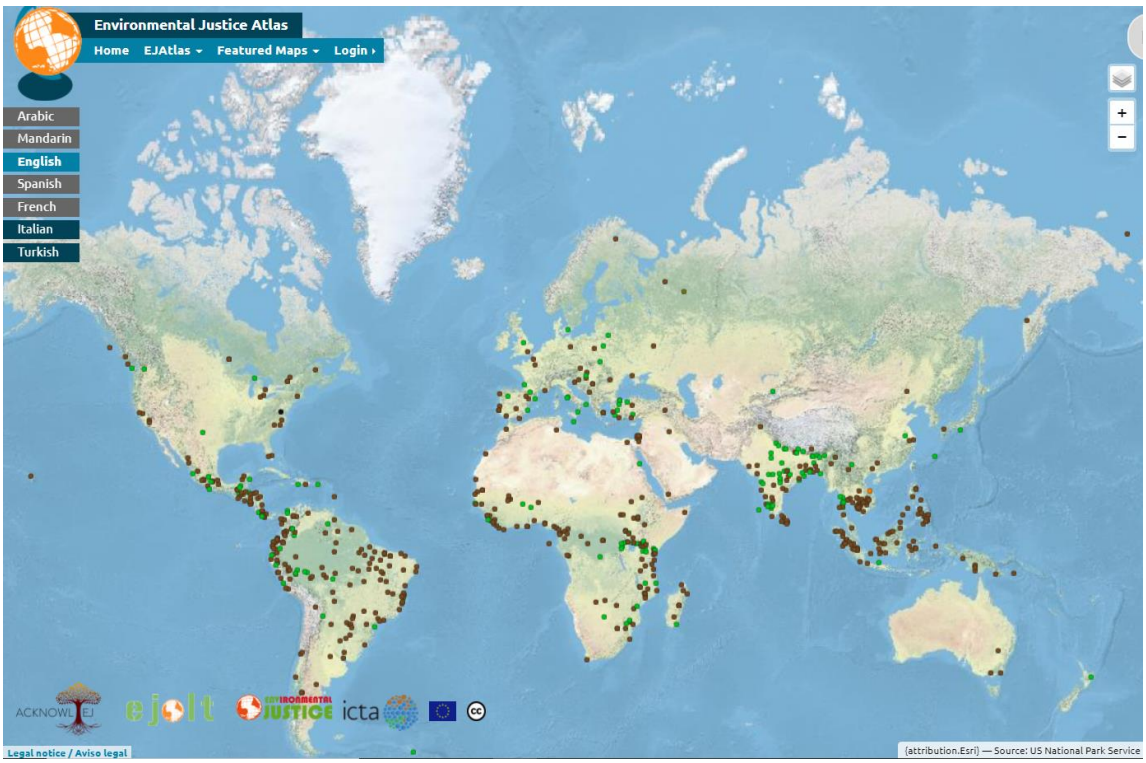


Figure 3.3-1 : Localisation des conflits environnementaux forestiers (source site EJatlas)

Une exploration plus poussée de la littérature scientifique au cas par cas s'avère donc nécessaire pour réellement saisir l'ampleur des conflits forestiers à travers le monde. La seconde source recensant des conflits en forêt est l'inventaire mené par Gritten et son équipe (Gritten *et al.*, 2012, 2013) du RECOFTC (Center for People and Forests) et ses collègues du département des sciences forestières de l'université de Joenssu (Finlande). Ils ont identifié 400 cas de conflits dans la littérature scientifique et 2 000 dans la littérature grise. Au final, ils ont retenu 303 cas de conflits forestiers dans leur base de données. Gritten *et al.* proposent une catégorisation des conflits en 12 thèmes (déforestation au profit de projets agricoles miniers ou d'infrastructures, coupes illégales, droits des populations autochtones, conflit avec des industriels, conflits d'usage, etc.). Les conflits sur les coupes rases tels que nous l'entendons dans l'expertise CRREF n'apparaissaient pas clairement ou de manière indirecte à travers

Martinez-Alier. 2015. Mapping the frontiers and front lines of global environmental justice: the EJAtlas. Journal of Political Ecology 22: 255-278. https://journals.librarypublishing.arizona.edu/jpe/article/id/1932

que ce que Gritten *et al.* appellent les « conflits forestiers modernes » qui se caractérisent par l'affirmation de valeurs post matérialistes portant sur la défense des usages récréatifs en forêt, la préservation de la biodiversité et des paysages, les modes d'exploitation et la qualité des chantiers forestiers, la préservation des forêts urbaines ou périurbaines, etc. Avec de tels critères, nous retrouvons peu ou prou les mêmes conflits emblématiques canadiens, américains et scandinaves que dans l'EJAtlas et aucun cas Français recensé.

Une troisième étude bibliographique centrée sur les conflits forestiers en Europe (UE 27 + Royaume-Uni) identifie près de 84 cas de conflits sur la période 1999-2020 (Nousiainen *et* Mola-Yudego, 2022). Dans cette étude, seuls les conflits publiés dans des revues scientifiques anglophones sont analysés[126]. De fait, l'Allemagne est le pays avec le plus grand nombre de conflits identifiés (n=9), suivi de la Finlande (8), la République tchèque (6) et le Danemark (6). La France compte un seul cas publié et l'article porte sur le degré d'adhésion des propriétaires forestiers à la politique Natura 2000 (Blondet *et al.*, 2017). Reprenant la catégorisation des conflits utilisée par Gritten *et al*, l'étude identifie trois principaux registres de protestation : les conflits entre usagers, la protection de la biodiversité et le développement d'infrastructures. Les conflits sur les coupes rases semblent répartis entre ces deux derniers registres protestataires mais sans être clairement identifiés et dénombrés. **L'absence ou selon toute vraisemblance l'invisibilité des cas de conflits francophones montre également que leur identification devra passer par un autre type de littérature que les seules revues académiques** enregistrées dans les bases de données internationales. Elle montre aussi que peu de chercheurs en France publient sur ces sujets dans les revues anglophones. L'étude de ces trois sources montre enfin l'intérêt de préciser l'équation de recherche en associant le terme « coupe rase » à la notion de conflit afin de resserrer notre analyse sur ce type particulier de conflit.

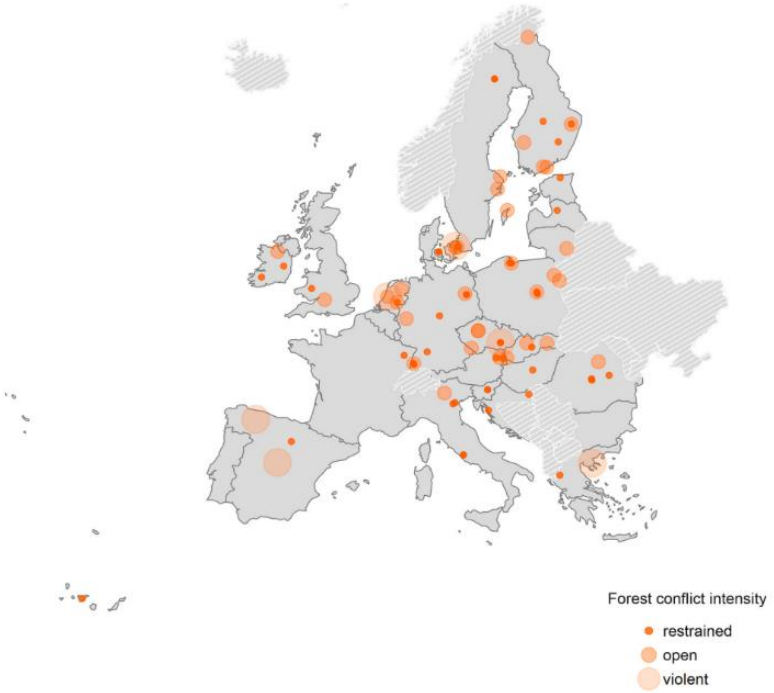


Figure 3.3-2 : Inventaire et intensité des conflits forestiers en Europe entre 1999 et 2020 (source : Nousiainen *et* Mola-Yudego, 2022)

[126] L'équation de recherche utilisée combine les termes : "forest" + "conflict" + name of country + NOT "conflict of interest" ainsi que les termes "disagreement", "forest", "conflict", "nature", "fight", "oppose", "petition", "protest", "violence", "attack"

3.1.2 Des données éparses sur les conflits forestiers en France

L'absence de données dans les bases internationales nous a obligés à **recenser nous-mêmes les cas de conflits forestiers en France**. Si Torre et son équipe (Torre *et al.*, 2016) ont réalisé un tel inventaire à l'échelle des espaces ruraux, ils n'ont pas vraiment centré leur analyse sur les cas de conflits en forêts. Ils proposent en revanche une méthodologie qui peut être en partie reprise pour la forêt.

En Europe, certaines études montrent que les conflits forestiers semblent plus fréquents dans les zones de croissance urbaine, dans les territoires où le ratio ruraux/néo-ruraux tend à s'inverser ainsi que dans les zones à haute valeur environnementale (Eckerberg *et* Sandström, 2013) ; (Gómez-Vázquez *et al.*, 2009). Pourtant, même si ces critères sont sans doute aussi valables pour la France, (Torre *et al.*, 2016) **estiment qu'il est difficile d'affirmer que l'on se trouve dans une phase d'augmentation de la conflictualité dans les espaces ruraux en général**. Ces chercheurs constatent plutôt une persistance de conflits autour des usages de l'espace, des relations de voisinage, de l'implantation d'infrastructures, d'extensions d'urbanisation ou des projets de développement local et ne repèrent qu'une légère augmentation des conflits concernant les nuisances attribuées à l'activité agricole. Ces derniers ont des caractéristiques assez proches des conflits forestiers. Ils sont portés par des acteurs organisés au sein d'associations de défense du voisinage ou de l'environnement, très actives et attachées à la protection des droits des riverains, souvent au nom de principes relevant de l'écologie, de l'environnement ou de la préservation de la biodiversité.

Concernant les conflits en forêt *stricto sensu*, aucun inventaire systématique n'a été réalisé à ce jour et on ne dispose que de données souvent qualitatives et éparses. L'analyse socio-historique que nous avons menée dans le chapitre précédent montre que les conflits forestiers liés aux droits d'usage ont plutôt baissé en intensité. Dans le prolongement des travaux du sociologue Elias qui a analysé les processus de civilisation, **la résolution des conflits tend à passer aujourd'hui par la protestation publique ou la voie judiciaire, voire d'actes de désobéissance civile**[127] **plutôt que par l'affrontement physique.** Depuis 2020, on assiste cependant à une augmentation des cas de dégradations de bâtiments ou de matériels forestiers[128]. Mais, de manière générale**, les protagonistes désirent en général vivre ensemble au sein d'un même territoire, ils partagent souvent un objectif de développement ou un projet commun mais leurs désaccords portent sur les moyens d'y parvenir**. Globalement, l'issue des conflits traditionnels a également été plutôt favorable aux usagers. Aujourd'hui, les forêts publiques sont très largement ouvertes et 85 % des propriétés privées sont libres d'accès soit 72 % de la surface (MAAF, 2014, p. 30). Du côté des propriétaires, cette fréquentation ne pose aucun problème pour 86 % d'entre eux, 3 % seulement estimant que cela engendre beaucoup de désagréments (*ibid*.). Du côté des usagers, les sources de tensions ne viennent pas tant des relations avec les forestiers (décideurs publics ou exploitants) qu'avec les autres usagers dont certaines pratiques (chasse, véhicules motorisés) sont dénoncées (Cordellier *et* Dobré, 2017). Quant aux jugements portés sur la gestion des forêts par les forestiers, 68 % des Français sont tout à fait ou assez satisfaits de l'état général d'entretien de la forêt, 70 % du résultat esthétique des plantations et des travaux et 84 % de la diversité des paysages forestiers. En revanche, quelques aspects de la gestion forestière sont peu, voire pas du tout satisfaisants puisque 46 % se disent gênés par la présence d'arbres morts – mesure pourtant plébiscitées par les acteurs de l'environnement – et 30 % par la présence de bois coupé en bord de chemins ou dans les coupes. Concernant l'exploitation des bois, 11 % la considèrent comme une menace, soit en quatrième position après la pollution de

[127] Par désobéissance civile, nous entendons « un acte public, non violent, décidé en conscience, mais politique, contraire à la loi et accompli le plus souvent pour amener à un changement dans la loi ou bien dans la politique du gouvernement » (définition de Rawls J. (2002) *Théorie de la justice,* trad. C. Audard, édition du Seuil, p. 405).
[128] https://blogs.mediapart.fr/feuillus-et-resineux/blog/310522/agressions-repetition-qui-en-veut-aux-forestiers.

l'environnement (18 %), les incendies (14 %) et l'urbanisation (14 %), le changement climatique n'arrivant qu'en cinquième position (10 %). Cela peut laisser penser que les Français n'ont globalement pas de problèmes avec les coupes d'arbres. Mais quand on leur demande plus spécifiquement ce qu'ils pensent de ces coupes, 26 % estiment qu'on détruit la forêt et 37 % qu'on l'entretient. La perception des coupes rases est donc un sujet qui ne fait pas l'unanimité.

3.2 Matériaux et méthodes d'évaluation des conflits sur les coupes rases en France entre 2015 et 2021

Si évaluer les surfaces de coupes rases au niveau national s'avère complexe, évaluer le nombre de conflits en France n'est pas forcément plus simple. Aucune base de données spécifique à ce sujet n'existe à ce jour, ni vraiment de méthodologie. Dans leur étude sur l'état de la conflictualité liée aux usages de l'espace en France, (Nousiainen *et* Mola-Yudego, 2022) **proposent de repérer et d'analyser les conflits en croisant trois sources d'informations : la presse quotidienne régionale (PQR), les entretiens à dire d'experts et les données du contentieux**. Dans l'idéal, la triangulation des informations fournit une information complète mais elle n'est pas toujours possible. En effet, Torre *et al.* rappellent que tous les conflits ne sont pas portés devant les tribunaux et que les journalistes comme les experts peuvent omettre de diffuser des informations, les édulcorer, ou encore les traiter avec des biais. Avec la généralisation du numérique, les sources d'informations se sont aussi beaucoup diversifiées, et loin de remplacer les médias traditionnels comme la presse quotidienne régionale (PQR) ou la presse nationale généraliste (PGN), elles s'y sont ajoutées. Les courbes de consommation d'internet, de radio et de TV témoignent de cette complémentarité. La radio est très écoutée le matin, la TV rencontre une large part de son public en fin de journée et le soir ; les usages d'Internet sont répartis de façon homogène toute la journée. Quant au téléphone mobile, il accompagne les Français tout au long de la journée et représente plus de la moitié du temps passé sur Internet[129].

Pour effectuer une première évaluation des conflits en forêt, nous avons retenu deux supports médiatiques distincts :

- un **média traditionnel** : conformément à la méthodologie proposée par Torre *et al.*, nous avons choisi de recenser les articles traitant des conflits autour des coupes rases dans la **presse quotidienne régionale** (PQR) mais en ajoutant aussi les articles de la **presse nationale généraliste** (PGN). Avec 20 millions de lecteurs, la PQR constitue un outil d'observation intéressant puisque c'est en grande partie par son biais que l'information est mise à disposition de la population. Elle a aussi la double spécificité d'être le principal média de l'actualité locale et de posséder le quasi-monopole de diffusion de cette actualité sur son territoire (Torre *et al.*, 2016, p. 13). Ses informations sont une source très accessible et relativement détaillée sur les conflits locaux ;
- un **média numérique** : vu la profusion des supports possibles, nous avons fait le choix d'inventorier les **sites de pétitions en ligne** abordant la question des coupes rases en forêt. Selon (Ripoll, 2008, p. 89), les NTIC sont considérés par les mouvements sociaux comme un moyen de revitaliser la démocratie – une sorte de contre-pouvoir de la démocratie représentative – et le e-pétitionnement comme un nouveau rapport au politique. La pétition sur support papier était autrefois considérée comme une activité semblable à la protestation. Aujourd'hui, la signature de pétitions en tant que participation individualisée et symbolique apparaît comme l'expression d'une forme de citoyenneté critique numérique. Comme le souligne le sociologue Baptiste Kotras[130], « *Internet est un espace privilégié pour les gens qui ne peuvent pas faire circuler leurs idées, car personne ne peut les empêcher de parler. Le web*

[129] https://www.mediametrie.fr/fr/transformation-des-usages-nouvelle-donne-pour-laudience
[130] Kotras Baptiste, interview à Mediapart par Géraldine DELACROIX le 7 décembre 2018 https://www.mediapart.fr/journal/france/071218/sur-le-web-les-gilets-jaunes-apprennent-vitesse-grand-v

apporte une ouverture de l'espace public ». Les réseaux sociaux numériques (RNS) deviennent ainsi le théâtre d'expression d'acteurs souvent invisibilisés, voire jamais invités dans les débats publics. **Là où les mobilisations sociales des années 1970 nécessitaient un fort investissement personnel et un capital culturel élevé pour être visible dans la sphère médiatique, les RNS requièrent nettement moins de ressources et de capital social pour initier un mouvement.** Comme les appels à manifestations ou au boycott, la pétition viendrait du peuple et viserait la remise en cause du pouvoir. Les pétitions entérinent aussi la logique du nombre en indiquant la force numérique et l'ampleur du soutien public. Si ce nombre est élevé – terme très relatif car il n'y a pas de seuil a priori objectif permettant de conclure à la réussite ou à l'échec d'une mobilisation –, il peut signifier à la communauté la force des faibles (Ripoll, 2008, p. 89), ceux démunis de ressources sociales et de pouvoir politique mais dont l'agrégation peut faire évoluer les rapports de force.

3.3 Réponses à la question posée

3.3.1 Les pétitions en ligne : faire nombre

Pour estimer le nombre de pétitions en ligne concernant la forêt, nous nous sommes inspirés de la méthodologie proposée par (Legris *et* Matuszewicz, 2020). Nous avons effectué notre recherche sur les deux principaux sites de pétitionnement en ligne en France : Change.org et Mes opinions.org[131]. Pour positionner et évaluer l'importance de la question des coupes rases par rapport à d'autres enjeux environnementaux, nous avons fait une recherche de pétitions pour la période 2015-2021 avec les mots clefs suivants :

(« coupe rase » OU « coupes rases » OU Deforestation[132]) ET Forêt
Eolien OU éolienne* OU Nucléaire OU Photovoltaïque OU Pesticide agriculture OU Pesticide agricole

Cette recherche montre que **la question des coupes rases est un sujet de pétition en ligne parmi d'autres et qu'il arrive loin derrière les pétitions contre le nucléaire ou l'installation d'éoliennes.** En revanche, c'est une thématique qui suscite plus de pétitions (n=199) que l'usage des pesticides en agriculture (n=63).

[131] D'autres sites de e-pétitions existent comme « pétition en ligne » (https://www.petitionenligne.fr/) qui héberge notamment une pétition de SOS forêt France depuis 2011 et qui, au 15 avril 2022 avait recueilli 5 885 signatures, le site « cyberacteurs » (https://www.cyberacteurs.org/accueil/index.php) qui contient 4 pétitions pour la protection de forêts locales, etc., ou le site de pétition européen « We move Europe » (https://www.wemove.eu/fr/votre-campagne-commence-ici) qui affiche une pétition contre les coupes rases en Europe (https://you.wemove.eu/campaigns/stoppons-les-coupes-rases-dans-les-forets-d-europe) et qui comptait 5 550 signatures au 15 avril 2022.

[132] Le terme déforestation a été utilisé car il est parfois employé par certains créateurs de pétitions pour parler de défrichement. Seules les pétitions concernant des cas de défrichement en métropole ont été retenues.

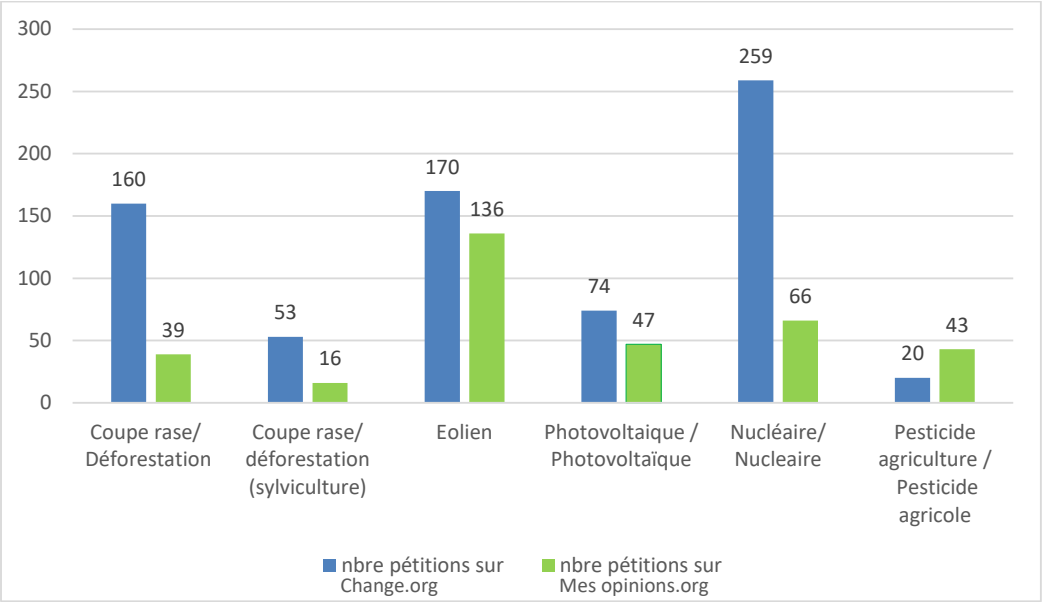


Figure 3.3-3 : Nombre de pétitions en ligne (n) par type de conflit environnemental sur la période 2015-2021

Il convient toutefois d'effectuer un second tri sur cette liste de 199 pétitions contenant le terme « coupe rase ». Certaines pétitions dénoncent en effet la réalisation de coupes rases pour des projets d'urbanisation, d'installations de centrales photovoltaïques ou encore des projets éoliens. Si on exclut ces pétitions qui concernent des coupes rases entraînant un changement d'usage des sols et qu'on ne garde que les pétitions qui dénoncent les coupes rases comme une phase du cycle sylvicole suivi d'un reboisement, le nombre de pétitions est de 69 soit 35 % des pétitions contenant le terme « coupe rase ».

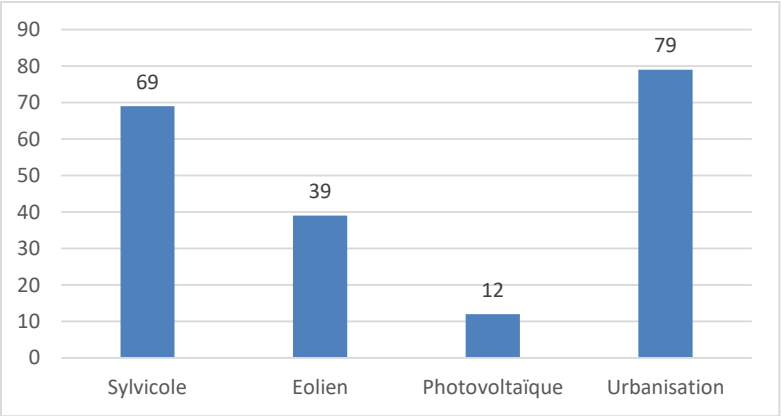


Figure 3.3-4 : Nombre de pétitions en ligne comportant le terme « coupe rase » selon la nature de la coupe

Le soutien à ces 69 pétitions, c'est-à-dire le nombre de signatures par pétition est très variable. **La pétition la plus signée « *Non à la destruction des forêts françaises ; non aux forêts monotypes* »[133] a recueilli plus de de 135 000 signatures depuis sa mise en ligne en mars 2019**[134]. Cette pétition ne

[133] https://www.change.org/p/non-%C3%A0-la-destruction-de-nos-forets-non-aux-forets-monotype-sans-chant-d-oiseau-sans-vie-animale-sans-sous-bois

[134] Sur le site mesopinions.org, les pétitions à 135000 signatures sont classées à la 80e place des pétitions les plus signées en France sur les 12 000 pétitions que compte le site. Elle ferait donc partie des 10 % des pétitions les plus signées sur ce site. La pétition « Non à la privatisation de l'ONF » portée par le SNUPFEN et relayée par Canopée Forêts vivantes recueille elle aussi 134 000 signatures. Bien qu'elle ne soit publiée sur aucun des deux sites tests et que sa thématique ne soit pas directement liée à la thématique des coupes rases, nous signalons quand même son existence car elle est la 2e pétition la plus signée en France sur le thème de la forêt métropolitaine.

dénonce pas un type de coupe rase dans un secteur géographique donné mais les coupes rases en général. Son message généraliste et non ancré territorialement peut expliquer cette forte adhésion. Les quatre pétitions suivantes, qui recueillent plus de 50 000 voix, sont en revanche un peu plus territorialisées puisqu'elles concernent les **forêts alluviales du Rhône**[135]**, les forêts du Morvan**[136]**, des Pyrénées**[137] **et de Bouconne**[138] **au Nord de Toulouse**. Plus des deux tiers des signatures comptent moins de 5 000 signataires. Elles concernent souvent des situations de coupes rases très locales.

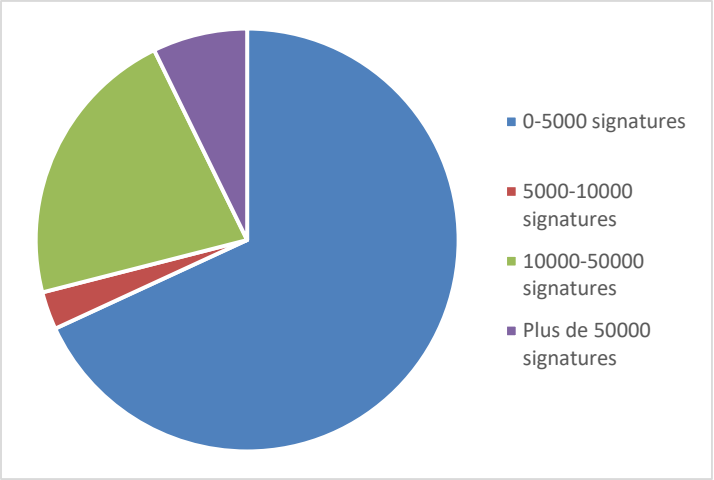


Figure 3.3-5 : Nombre de pétitions par classe de signatures

La répartition géographique de ces pétitions est également relativement inégale. Les pétitions sont en effet concentrées dans les régions où les mobilisations sont anciennes ce qui est typiquement le cas de la région Île-de-France avec des pétitions concernant des forêts publiques de la grande couronne parisienne (Sénart, Fontainebleau, Montmorency, Meudon, etc.). **Le Morvan, les Pyrénées et la Drôme-Ardèche constituent les trois autres régions où le e-pétitionnement est le plus actif.** Certaines pétitions sont attachées à la défense de forêts périurbaines spécifiques (Rouen, Metz) ; d'autres dénoncent des projets d'implantation de scieries de taille plus ou moins importante (la troisième et la quatrième pétition les plus signées concernent des mobilisations contre les projets d'Erscia dans le Morvan et Florian dans les Pyrénées). **En revanche, dans des régions traditionnellement très boisées et fortement exploitées comme le Grand Est ou l'Aquitaine, le nombre de pétitions reste faible.**

[135] Pétition « *Halte à la destruction systématique de nos forêts alluviales* », 83 000 signatures, https://www.mesopinions.com/petition/nature-environnement/halte-destruction-systematique-nos-forets-alluviales/55527

[136] « *Touche pas à ma forêt : non à la destruction du #MORVAN !* », 78 000 signatures, https://www.change.org/p/touche-pas-%C3%A0-ma-for%C3%AAt-non-%C3%A0-la-destruction-du-morvan

[137] « *Protégeons les forêts des Pyrénées ! Non à la scierie industrielle Florian de Lannemezan* », 63 000 signatures, https://www.change.org/p/pr%C3%A9sidente-de-la-r%C3%A9gion-occitanie-carole-delga-protegeons-les-forets-des-pyrenees-non-a-la-scierie-industrielle-florian-a-lannemezan

[138] « *NON au déboisement dans la Forêt de Bouconne !* », 55 000 signatures, https://www.change.org/p/office-national-des-for%C3%AAts-non-%C3%A0-la-d%C3%A9forestation-dans-la-for%C3%AAt-de-bouconne,

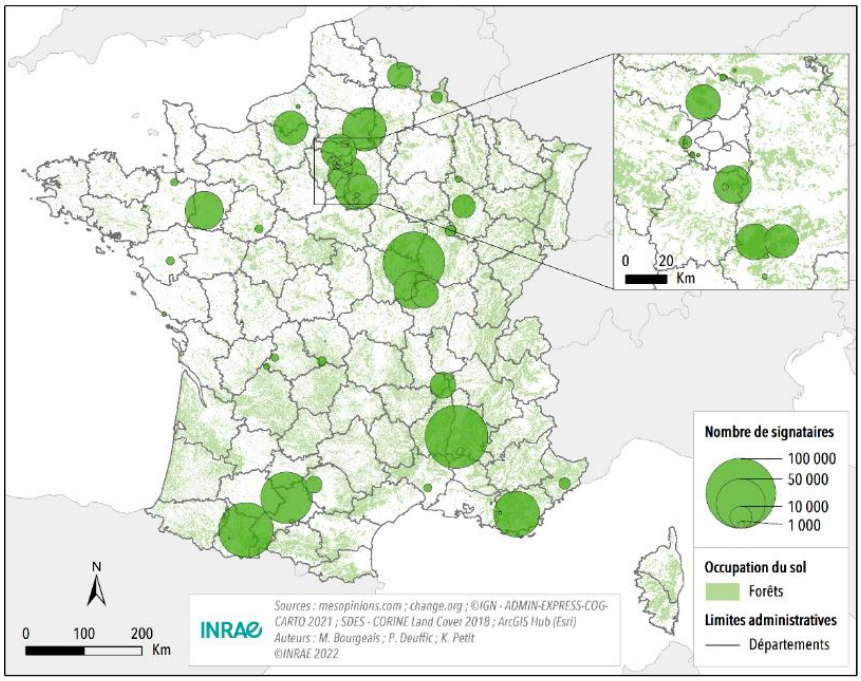


Figure 3.3-6 : Localisation des pétitions contenant le terme coupe* rase* et forêt* entre 2015 et 2021

Une analyse de la dynamique de pétitionnement de 38 pétitions montre que les ¾ des pétitions recueillent la moitié ou plus des signatures dans les trois premières semaines. Les premiers jours sont donc d'une importance cruciale dans la réussite du pétionnement en ligne, chaque signature ramenant des signatures par contacts et par un phénomène que Legris *et al* qualifient « d'effet plateforme » (l'influence de la configuration du site d'e-pétitionnement) qui met en valeur par exemple les pétitions les plus signées durant les derniers jours. Dans des cas plus rares comme la deuxième pétition la plus signée de notre échantillon (« *Halte à la destruction systématique de nos forêts alluviales* »), un ou plusieurs pics de signatures décalés dans le temps peuvent être observés plusieurs semaines après le lancement de la pétition. Cela peut être lié à un événement particulier qui relance le processus de signature (manifestation locale, médiatisation sur un autre site du type Facebook, Twitter, retransmission de l'information via la télévision ou la presse).

Pour (Legris *et* Matuszewicz, 2020, p. 55), la réussite d'une pétition à mobiliser un grand nombre de signataires tient à l'articulation d'une stratégie locale en ligne et hors ligne. La plupart des pétitions dénoncent des coupes rases dans des territoires bien précis. Pour faire connaître leur mobilisation, les entrepreneurs de cause vont multiplier les supports de mobilisation afin de s'assurer d'une visibilité maximale. Selon leur degré de professionnalisation, l'utilisation de ces différents supports sera plus ou moins structurée comme une véritable campagne de presse. **Certaines ONGE saisissent ainsi l'opportunité de voir leurs actions relayées par un influenceur afin d'étendre leur visibilité en co-organisant avec eux des événements.** Dans ce cas, l'influenceur s'engage à retransmettre en direct l'action de l'ONGE**. Mais dans la plupart des cas de pétition que nous avons observés, la mise en visibilité n'est pas vraiment orchestrée et varie au gré des opportunités de contacts avec les relais médiatiques locaux ou nationaux.** Cela commence par exemple par (voir Figure 3.3-7) :

- la création d'un collectif local en faveur de la sauvegarde d'une forêt ou d'une partie de forêt ;
- une « conférence de presse » lors du lancement de la pétition ;
- un recueil de signatures physiques à l'échelle locale (signatures en local)
- la création d'un site d'Internet, la mise en ligne de la pétition à signer et la mise en réseaux sur des sites « amis » (locaux, régionaux, nationaux) ;

- le recours à des répertoires d'action à caractère spectaculaire, festif ou émotionnel (marche en forêt, défilé de type carnavalesque ou satirique, parodies) pour lancer ou relancer l'action ;
- le contact direct ou la demande d'interview par la presse quotidienne régionale et les chaînes de radio et TV locale ;
- un accès aux médias régionaux ou nationaux (suite au repérage de l'action par un média local).

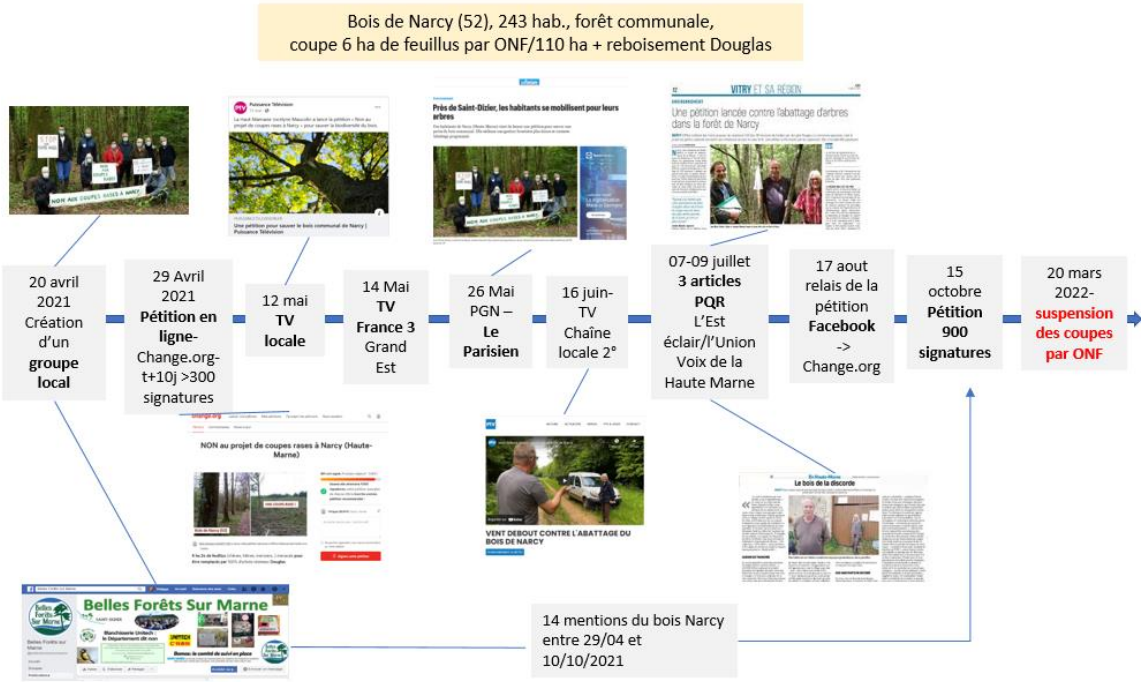


Figure 3.3-7 : Exemple de dynamique de mise en visibilité et de la diversité des outils utilisés pour faire connaître sa cause – pétition n°15 « NON au projet de coupes rases à Narcy (Haute-Marne) » mise en ligne en avril 2021

Après les initiateurs de la pétition, ce sont souvent les proches des premiers signataires (au sens de personnes partageant un même territoire) qui vont ajouter leurs signatures. Cette appartenance au territoire favorise une proximité de mobilisation – que cette proximité soit physique (en se retrouvant, par exemple, lors de manifestations de terrain) ou de réseaux. Puis le cercle des signataires peut s'élargir bien au-delà de la situation locale. La pétition n° 2, initialement centrée sur la défense des forêts alluviales du Roubion dans la Drôme est ainsi abondamment signée par des résidents de grandes villes comme Paris (n = 2 156), Marseille (n = 606), Toulouse (n = 462), Nice (n = 424) et Lyon (n = 404). Le répertoire d'argumentations peut donc, selon les cas, relocaliser (par l'importance des réseaux militants locaux) ou délocaliser la dynamique pétitionnaire (par le biais des médias nationaux, des réseaux sociaux) comme avec la pétition n° 2. Dans ce cas précis, l'argumentation et surtout le titre un peu vague concerne à la fois une situation très locale (les ripisylves du Roubion) mais dans lesquels des signataires extra-locaux peuvent trouver un motif de lutte commune (les forêts alluviales en France). La caractérisation sociologique de ces signataires reste cependant très difficile car, hormis leur lieu de résidence, nous ne disposons d'aucun élément individualisé comme le sexe, l'âge ou la profession. (Legris *et* Matuszewicz, 2020, p. 53) montrent toutefois que les pétitionnaires relèvent en général de trois grands types :

1) les individus dits « insérés dans des réseaux politisés » qui signent des pétitions sur des thématiques très spécialisées. Ils sont plus susceptibles que les autres de favoriser une diffusion géographique large des pétitions par le biais des réseaux sociaux ;
2) les individus « consommateurs » de pétitions qui se caractérisent par une fréquentation assidue du site. Ils et elles signent beaucoup de pétitions, mais pas nécessairement sur des thématiques spécifiques et sont moins susceptibles de diffuser la pétition par les réseaux

sociaux. Ils renvoient davantage au « militantisme mou » évoqué par (Legris et Matuszewicz, 2020) ;

3) les individus « insérés dans des réseaux locaux » qui signent peu de pétitions. On les retrouve davantage dans le contexte de répertoires d'actions privilégiant les mobilisations locales de terrain (manifestations, journaux locaux, etc.), voire numériques (Facebook, site web, etc.), mais en s'adressant de manière privilégiée à la population locale.

Malgré l'abolition de tout ancrage territorial offert par le numérique, les petites pétitions restent souvent dépendantes de réseaux concrets, largement déterminés par les contraintes géographiques. Cela explique ainsi pourquoi la pétition n° 15 recueille certes plus de signature que d'habitants de la commune mais que ce chiffre reste à un niveau modeste (n = 900). Cette observation confirme que les réseaux physiques ne sont pas remplacés par les réseaux virtuels et **qu'Internet constitue un espace de mobilisation parmi d'autres** (Greffet, 2012) **qui s'articule à l'espace physique**. En permettant une mobilisation ponctuelle d'individus faiblement organisés, Internet répond aux attentes d'individus partageant une forme d'idéologie anti-organisationnelle, privilégiant une thématique de la conscience individuelle contre les rigidités institutionnelles et une forme de mobilisation horizontale peu hiérarchisée (Ollitraut, 1999, p. 169). **On n'assiste donc pas à une remise en cause des modes d'action traditionnels par les nouvelles technologies mais ces dernières démultiplient l'impact des mobilisations avec des coûts de communication bien moindres**. Cette dynamique centre-périphérie est propice au succès des pétitions mais la dynamique d'élargissement nécessite que l'enjeu dépasse les intérêts locaux et vise l'intérêt général. Il s'agit de penser le local et le global, non plus en termes d'opposition, mais de processus qui s'imbriquent l'un dans l'autre. Pour que cette double logique de « territorialisation » (locale) et de « déterritorialisation » (nationale, voire plus rarement internationale) fonctionne notamment auprès des signataires non-riverains, l'objet de la pétition et/ou l'argumentaire qui l'accompagne doit attester du dépassement du « syndrome NIMBY » et permettre ainsi une lecture en termes d'intérêt général (Legris *et* Matuszewicz, 2020, p. 63 *sq*.) Dans ce cas, l'appel à la mobilisation citoyenne se présente comme un moyen de dépasser les « intérêts particuliers » communautaires, au nom de l'intérêt général incarné par la défense de l'environnement à un niveau extra-local. **Dans le cas des coupes rases, ce sont les services écosystémiques (biodiversité, préservation des sols, paysage, etc.) pour la zone considérée et au-delà (le massif, la petite région forestière, les forêts françaises dans leur ensemble) qui sont mis en avant**. Cet élargissement et légitimation de la cause au-delà de l'intérêt local n'est pas une spécificité des mouvements environnementalistes. Même s'ils ont moins recours aux pétitions en ligne, les groupes d'intérêts forestiers et les professionnels de la filière bois font eux aussi appel à l'intérêt général lorsqu'ils dénoncent, par exemple, l'exportation de grumes[139] en dehors du territoire national ou qu'ils défendent un projet industriel de type scierie en évoquant les bénéfices en termes de développement territorial, d'emplois directs et indirects, de perspectives nouvelles pour la filière forêt bois française, etc.

Le succès d'une mobilisation tient donc à la combinaison de plusieurs facteurs : un objet d'intérêt général, une date butoir (fin d'une enquête d'utilité publique, une date de démarrage d'un chantier d'exploitation), un événement (une manifestation en présentiel de type marche, action non-violente, un sit-in, etc.), le design du site (qui met en avant les pétitions les plus signées ou les plus récentes, qui renvoit sur des pétitions similaires, avec un slogan accrocheur), des relais locaux (physiques) pour lancer la pétition et des relais numériques. La baisse des coûts de communication et de coordination

[139] https://www.stoplogexport.net/ : cette pétition à l'initiative d'un collectif de fédérations professionnelles (FNB, FFB, SEILA, SIEL, FMIAM etc.) et de syndicats (CFTC, CFDT, FO, CFE-CGC) mise en ligne sur un site dédié compte ainsi 9 000 signatures en France en juin 2021. Elle demande une régulation des exportations de grumes afin de défendre les intérêts « d'une industrie du bois écologique et source d'emplois ».

en ligne favorise ainsi de nouvelles formes de « *connective action* » où des masses désorganisées de citoyens peuvent construire un intérêt politique sans développer une infrastructure organisationnelle stable de type associatif par exemple. La visibilité de ces actions peut être renforcée avec l'adhésion ou le relais de la pétition par des médiactivistes (leaders d'opinion et des influenceurs). Les mobilisations en ligne permettent un élargissement du recrutement des militants, notamment auprès des jeunes, grâce au coût d'entrée minime du militantisme sur les réseaux sociaux. Toutefois, **lorsqu'il s'agit d'observer le militantisme de terrain, les profils restent plus traditionnels et le militantisme numérique ne permet pas un véritable renouvellement du recrutement des militants.** Le militantisme – en présentiel ou en ligne – dépend donc souvent de prédispositions à l'engagement politique (Massot, 2019). La signature d'une pétition en ligne présente également pour le créateur de la pétition comme pour le signataire un faible coût et peut être considérée comme une tactique pertinente pour obtenir un changement. Le recours à de telles tactiques réduit le risque et les coûts de la participation citoyenne active. La signature en ligne dispense l'internaute-signataire d'avoir à s'exposer aux requêtes militantes et aux pressions sociales diverses qui accompagnent habituellement un geste protestataire de ce type (Granjon, 2002). Sur les deux sites que nous avons consultés, les signatures sont anonymisées ; dans le cas de communautés sociales et territoriales restreintes, le signataire s'expose donc peu à la réprobation de la part de collègues, voisins, familles, etc. Pour autant**, la plupart des personnes ne cliquent pas sur des centaines de pétitions et on est loin d'une forme irréfléchie de « clicktivisme »** (Legris *et* Matuszewicz, 2020, p. 74). La plupart signent de façon sélective une seule pétition sur un sujet qui les touche plus particulièrement, soit par la dimension thématique (dans notre cas, les coupes rases, la biodiversité, la forêt) soit géographique (effet local). Comme Legris, nous constatons également la capacité des signataires à s'approprier le texte d'une pétition, en la reliant à d'autres sphères de débats ou en la rapprochant de thématiques suffisamment générales pour agréger des profils divers de signataires. La plupart des sites qui dénoncent les coupes rases sont ainsi interconnectés et relayent l'existence de leurs propres pétitions ou de pétitions voisines (spatialement ou thématiquement) à travers des rubriques comme nos « sites amis », « nos partenaires », « nos soutiens ». Cette mise en relation permet de démultiplier la circulation des informations entre groupes sociaux, d'aligner et de faire converger les actions collectives. Elle génère un « effet bulle de filtre » ou « chambre d'écho » qui confortent les membres autour un même socle de valeurs et d'opinions partagées (Lukasik, 2021, p. 172). Cet effet de bulle cognitive concerne autant les entrepreneurs de cause que les groupes d'intérêts, chacun ayant le sentiment que l'autre n'a qu'une vision partielle et partiale du problème.

Même si la e-pétition rassemble un grand nombre de signataires, on voit aussi que la manifestation physique, dans la rue, près des institutions politiques et gouvernementales reste un mode de mobilisation et de contestation qui continue d'interpeller les acteurs politiques. L'Appel pour des forêts vivantes mené par un collectif d'associations en octobre 2021 montre également que les pétitions ne remplacent pas les manifestations physiques en présentiel. Les mouvements environnementalistes contemporains se caractérisent d'ailleurs par cette horizontalité des sphères de discussion et la diversité, la synergie et la complémentarité des modes de mobilisations, puisant à la fois dans un registre traditionnel issu des années 1970 (marches, occupations de sites, pétitions manuelles, voire des formes plus violentes comme l'arrachage de plants ou l'écosabotage) et en en inventant de nouveaux (pétitions numériques, web-vidéos, web stories, piratage informatique, etc.)

3.3.2 La presse : mise en visibilité locale, montée en généralité nationale

Pour ce second support médiatique, nous avons utilisé la base de données Europresse. Cette base de données payante permet un accès à l'ensemble des articles en texte intégral publiés par la PQR et la PGN. Pour positionner et évaluer l'importance de la question des coupes rases par rapport à d'autres

enjeux environnementaux, nous avons fait une recherche d'articles pour la période 2000-2021 avec les mots clés suivants : *« coupe rase » OU « coupes rases » ET « Forêt » ainsi que « déchets nucléaires ».* Ce deuxième thème a été choisi car il génère un nombre d'articles comparables au thème de la coupe rase. Le but de cette comparaison est de repérer d'éventuels artéfacts liés à un meilleur archivage des titres de PQR au cours du temps et d'analyser la présence et le nombre de pics de médiatisation sur la période 2000-2021.

3.3.2.1 Dynamique et localisation des publications dans la presse quotidienne régionale (PQR) et généraliste nationale (PGN)

Les conflits environnementaux n'ont pas tous la même dynamique temporelle (voir Figure 3.3-8). Si les conflits sur les déchets nucléaires font régulièrement l'objet d'articles dans la PQR et la PQN, notamment autour du projet Cigéo à Bure, celle sur les coupes rases est plus localisée dans le temps et avec une période de retour qui serait plus grande, de l'ordre d'une vingtaine d'années. Lors des mobilisations sociales dans les années 1970, les pics médiatiques étaient très localisés dans l'espace (contestations des enrésinements dans l'Orne, la région parisienne) et dans le temps (1970-1975). Ces mobilisations ont donné lieu à quelques dizaines d'articles tout au plus. Pour les années 1980-1990, nous ne disposons que de données très partielles car la base Europresse est incomplète sur cette période, les journaux de la PQR n'ayant versé leurs archives de manière systématique qu'à partir de 2000. En revanche, sur la période 2000-2021, les archives sont quasiment complètes et on recense 3 308 articles ayant pour thème les coupes rases. **Entre 2000 et 2010, nous observons une présence médiatique à bas bruit avec 40 articles par an en moyenne. À partir de 2013, plus de 100 articles sont publiés annuellement. En 2015, une hausse significative s'amorce sans discontinuer pour atteindre 470 articles en 2021**.

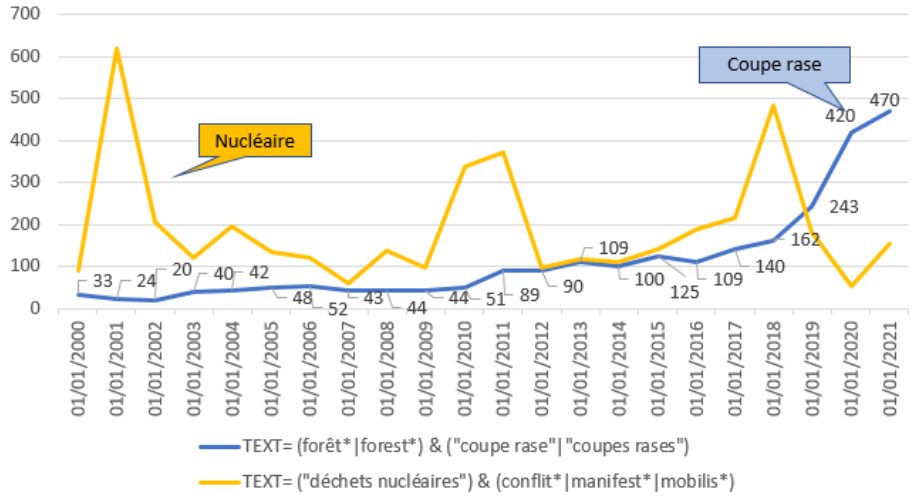


Figure 3.3-8 : Dynamique médiatique de deux types de conflits environnementaux dans la presse : coupes rases, et déchets nucléaires (2000-2021)

L'analyse des articles publiés en 2021 montre une plus grande dispersion géographique des sites de contestation que celles des pétitions (voir Figure 3.3-9). On retrouve la même concentration spatiale d'articles sur les coupes rases dans le Morvan, le Limousin et la région parisienne que pour les pétitions. On voit cependant que **l'exposition médiatique de la question des coupes rases via la PQR et plus exceptionnellement la PGN concerne à peu près toutes les régions françaises**. Si tous ces articles ne sont pas à charge vis-à-vis des coupes rases notamment dans le Sud-Ouest, la grande majorité d'entre eux relaient des cas de conflits.

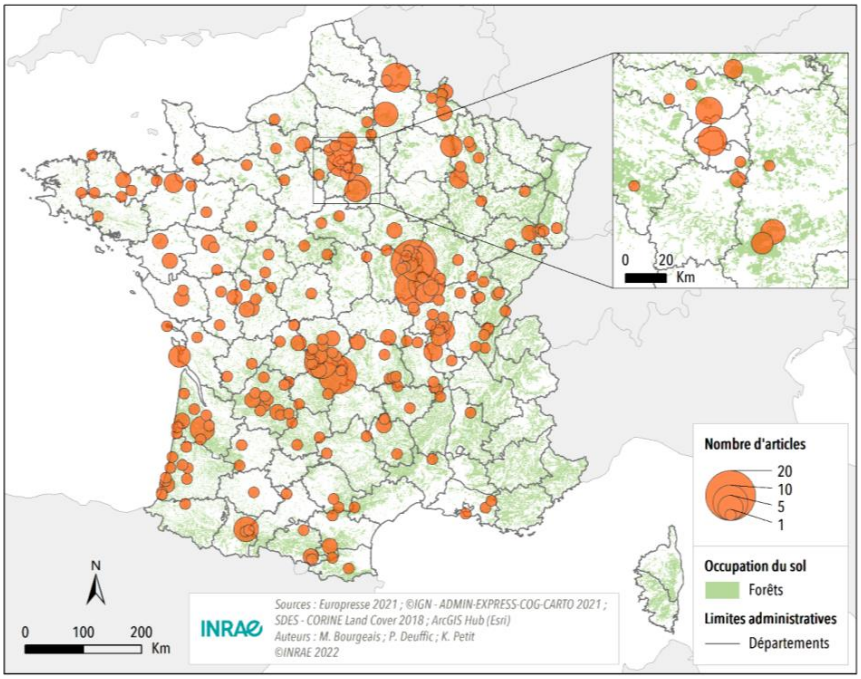


Figure 3.3-9 : Localisation des articles de presse sur les coupes rases en forêt publiés en 2021 dans la PQR et la PGN

Comme le rappelle (Neveu, 2015, p. 157), **l'attention des médias pour un sujet donné n'est pas forcément corrélée aux indicateurs du « monde réel ».** Dans notre cas, cela signifie que les médias ne se basent pas seulement sur des faits ou des indicateurs comme l'évolution des surfaces des coupes rases pour aborder une thématique. Que ces surfaces aient augmenté ou pas importe peu et ne préjuge pas l'attention que la presse portera à cette information, au moins dans un premier temps. À cet égard, **une forme de mimétisme et de réaction en chaîne peut aussi expliquer la mise en visibilité d'une thématique comme celle des coupes rases.** Mais contrairement à des thématiques généralistes (sécurité, chômage, etc.) fixées à l'agenda médiatique par les grands journaux de référence de la PGN et sur lesquelles les journaux de la PQR se calent, c'est le phénomène inverse qui opère avec les coupes rases. La PQR s'en est d'abord saisie à l'image du journal la Montagne, du Journal de Saône et-Loire, du Journal du Centre Nièvre – ainsi que Reporterre, un média national spécialisé sur les enjeux environnementaux – puis cette thématique est remontée jusqu'aux grands médias nationaux (le Monde, Le Parisien, Libération).

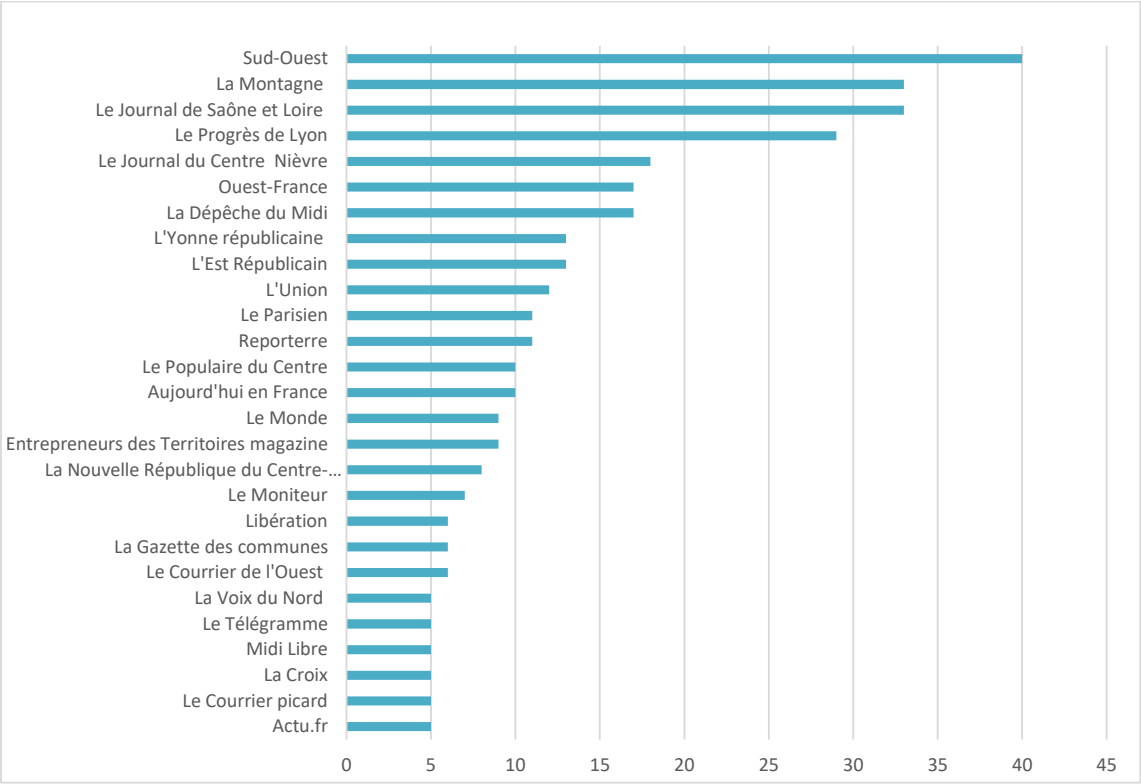


Figure 3.3-10 : Occurrence du terme « coupe rase » dans les articles de la PQR et de la PGN sur l'année 2021 (n=348 articles ; les occurrences inférieures à 5 ont été exclues de ce graphique)

Faute d'un travail d'enquête spécifique auprès des journalistes, la logique sociale qui expliquerait l'attention des médias et la valeur donnée à l'information reste cependant assez floue notamment pour la PGN. Théoriquement, les médias devraient être les relais des sujets censés retenir l'attention du public. Cela est assurément le cas pour la PQR qui relate et se fait l'écho des cas de conflits à l'échelle locale. Des spécialistes des médias (Cohen, 2002) se sont toutefois interrogés sur le rôle autonome de la presse pour faire émerger un problème. Cela requiert en effet des conditions précises : un effet d'aubaine (absence d'autres problématiques qui permet de faire passer certains sujets), un schéma narratif épique (par exemple, une coupe rase dans un site emblématique), la présence de figures/objets repoussoirs (des machines, des ornières, des déchets, etc.) ou de victimes (une espèce protégée, des habitants du lieu, etc.) D'autres facteurs peuvent expliquer la valeur de l'information que le journaliste décide d'attribuer aux communiqués de presse. L'attention du journaliste peut être liée :

- au parrainage de la manifestation par des acteurs reconnus du monde associatif, professionnel ou politique. À cet égard, l'ONF incarne souvent la forêt et le forestier aux yeux de la société civile et des journalistes, parfois aux dépens d'autres organisations professionnelles qui ont du mal à apparaître et à s'imposer elles aussi comme des interlocuteurs. L'influence d'autres sources comme des best-sellers, des reportages ou des films grand public est souvent évoquée. Si ces sources permettent aux journalistes de la PQR et de la PGN de faire un lien entre une information locale et une problématique plus générale, elles sont, eu égard aux centaines d'articles publiés, proportionnellement assez peu citées par les journalistes de la PQR et de la PGN, comme l'ont montré Bouleau et Lison dans un corpus d'articles couvrant la période 2017-2020 (voir Tableau 3.3-1) ;
- à la nature et le nombre de personnes présentes à l'événement. Une foire professionnelle d'envergure comme Forexpo, ou une manifestation sur site comme l'Appel pour des forêts

vivantes ont plus de chance d'attirer l'attention d'une rédaction qu'un simple communiqué de presse sur une opération pilote de reboisement ;

- à la dimension spectaculaire et dramatique de l'événement. Sous cet angle, la coupe rase répond aux attendus journalistiques. La taille des coupes et leurs impacts visuels immédiatement perceptibles ne nécessitent pas un décodage interprétatif complexe. La dimension émotionnelle du schéma narratif qui l'accompagne en fait un sujet facile à présenter. L'argumentaire souvent abondant permet au journaliste de faire son choix du ou des thèmes à traiter et de donner un éclairage « nouveau » et personnalisé à une problématique parfois présente depuis longtemps dans les territoires concernés. Enfin, les images renforcent d'elles-mêmes les propos des entrepreneurs de cause. À l'inverse, des phénomènes qui relèvent de processus lents et complexes comme la disparition de populations d'insectes, l'évaluation de reboisements tests, la disparition des petites scieries nécessitent un travail de réécriture et d'explicitation qui peuvent rebuter le définisseur de problème, le journaliste comme le lecteur.

Tableau 3.3-1 : Occurrence des noms d'auteurs, réalisateurs ou responsables associatifs cités dans la PQR et PGN entre 2017 et 2020 (d'après (Bouleau *et* Lison, 2021)

Auteurs/réalisateurs ou responsable associatif	Œuvre et date ou association	Citation dans la PNG	Citation dans la PQR
Peter Wohlleben	Livre : La Vie secrète des arbres, 2017	10	13
François-Xavier Drouet	Documentaire : Le Temps des forêts, 2018	6	17
Gaspard d'Allens	Livre : Main basse sur nos forêts, 2019	8	0
Sylvain Angérand	Association Canopée, forêt vivante	15	6
Hugo Clément	Emission « sur le front » Des forêts françaises, 2021	7	8
Jean-Baptiste Vidalou	Livre : Être forêts : Habiter des territoires en lutte, 2017	3	0

Une idée répandue veut que les journalistes préfèreraient l'émotionnel au rationnel, le sensationnel à l'informatif et qu'ils contribueraient ainsi à créer et entretenir des polémiques de façon artificielle. Cette capacité des médias à générer ses propres sujets d'actualité et à entretenir ses controverses a toutefois été relativisée par les travaux de (Hall *et al.*, 1978). Pour ces auteurs, les sujets d'actualité sont souvent suggérés par des acteurs ou des institutions elles-mêmes qui disent ce que sont ou devraient être les problèmes légitimes. Ces « définisseurs primaires » définissent la situation, en l'occurrence le problème à mettre en avant et la façon de l'analyser. Dans le cas des coupes rases, les associations locales et régionales de protection de l'environnement et **les ONGE nationales tiennent parfois ce rôle de définisseurs primaires. Mais ce statut reste fragile et dépend de la réputation de l'association, de son aptitude à interpeler et nouer des relations durables avec les journalistes, de sa capacité à renouveler ses messages et à capter l'attention des médias dans un champ très concurrentiel** (Schlesinger, 1992). Ce statut est d'autant plus difficile à acquérir et conserver que d'autres instances telles que l'ONF possèdent aussi ce statut et constituent déjà un canal privilégié d'informations pour les médias. Ces instances concurrentes peuvent donc à leur tour interpeller les journalistes et proposer une contre-définition des problèmes. Dans la liste des articles publiés en 2021, on distingue ainsi quelques médias qui reprennent en partie le point de ces définisseurs primaires, qu'il s'agisse de celui des ONGE (Reporterre, Libération) ou des acteurs de la filière (Les Echos, la Gazette des communes, La Tribune, Entrepreneurs des Territoires). **La majorité des journaux s'attachent cependant à exposer le point de vue des différentes parties**. L'espace médiatique de la PQR se présente comme un espace public où des idées sont échangées sur différents types d'acteurs

(Comby *et* Le Lay, 2011). De fait, la PQR couvre généralement avec prudence et sur un mode généralement compréhensif les mobilisations dont les acteurs et les cibles sont tous deux ancrés dans l'espace local. Elle peut le faire par crainte de prendre parti mais aussi parce qu'un principe essentiel de la PQR est de rapporter et de valoriser un « nous » territorialisé plutôt que d'insister sur les déchirements provoqués par ces conflits, voire de les accentuer (Neveu, 2015, p. 173). **Cette prudence des journalistes de la PQR s'explique en partie par leur dépendance aux sources** (Neveu, 2003, p. 444) **et par les rappels à l'ordre social qu'ils peuvent subir de la part des organisations dominantes du secteur** (Romdhani *et* Tilbeurgh, 2021). Ce rappel à l'ordre peut prendre la forme d'intimidations, lors de prises de vue en forêt ou d'articles à charge dans la PQR et dans la presse professionnelle[140].

Dans cette relation médias-source, plusieurs études montrent également que les journalistes constituent à leur tour – comme les citoyens pour les pétitions – un public, cible privilégiée des entrepreneurs de cause et des groupes d'intérêts. Ces derniers ne cherchent pas seulement à médiatiser leur cause mais aussi à faire en sorte que les journalistes reprennent leurs grilles d'analyse. Initier le récit sous un angle favorable à la cause s'avère d'autant plus efficace que peu de journalistes ou de titres ont une activité autonome d'investigation très poussée (Neveu, 2015, p. 166). Entrepreneurs de cause et groupes d'intérêt préparent donc des dossiers de presse avec des images et éléments de langage prêts à l'emploi.

Figure 3.3-11 : Fiche conseil de l'ONF sur les relations avec les médias et extrait du dossier de presse de l'association Canopée FV présentant la campagne « Stop aux coupes rases »

[140] Dans son bulletin mensuel, le syndicat des sylviculteurs du Sud-ouest a instauré une rubrique intitulée le fadet revêche qui dénonce régulièrement et parfois *ad nominem* les acteurs qui contestent les actions de la filière. Une phrase d'un article du correspondant environnement du journal Sud-Ouest a ainsi été qualifiée de « *mensonge éhontée (…) signe d'une ignorance crasse (..) indigne de la qualité du deuxième quotidien régional le plus diffusé de France et donc particulièrement suspect* » (Forêts de Gascogne, n°685, février 2022, p. 13).

3.3.2.2 Professionnalisation des sources, des médias et de la médiatisation

Le registre argumentatif fourni aux journalistes fait en général écho aux grands enjeux environnementaux afin que les rédactions puissent identifier rapidement à quel journaliste spécialisé attribuer le dossier de presse et dans quelle rubrique publier l'article. Par rapport aux années 1970, cette affectation des communiqués de presse à une rubrique dédiée ou « rubricage » a beaucoup évolué et contribué à médiatiser les questions environnementales. Invendables ou mal identifiés dans les années 1970 et traités par des journalistes généralistes, les enjeux environnementaux ont aujourd'hui une rubrique dédiée et des journalistes spécialisés. Les sujets forestiers y sont souvent affectés dès lors qu'ils abordent des enjeux écologiques. En 50 ans, **les porteurs de causes environnementales se sont aussi professionnalisés, institutionnalisés, constitués en réseaux. Ils ont acquis une respectabilité qui rend plus difficile leur disqualification**. De « *prophètes* », « *naïfs* » comme les qualifiaient d'anciens responsables forestiers il y a 30 ou 50 ans (Bourgenot, 1973 ; Gadant, 1996), ils ont acquis le statut de « *lanceur d'alerte* », de « *vigie environnementale* » et de source fiable et crédible aux yeux des journalistes même si d'autres figures repoussoirs – Zadistes ou « *militants intégristes* »[141], « *ONG hostiles* »[142] leur ont été attribuées depuis. Certaines organisations disposent même de leurs propres ressources médiatiques tournées vers le grand public, alimentées sur un ton journalistique, mais qui gardent une empreinte militante revendiquée[143].

Cette professionnalisation des médias s'est aussi accompagnée d'une professionnalisation des sources. Les promoteurs d'information sont actifs et stratèges pour faire reprendre leur point de vue par les médias (Schlesinger, 1992). Cela est particulièrement vrai quand il s'agit de faire passer ses messages auprès de la PGN dont l'accès est très concurrentiel. Dans ce cas, les inégalités de ressources médiatiques jouent à plein. Là où les services de communication de l'ONF alliés à celui des professionnels de la filière bois parviennent en à peine dix jours à obtenir une tribune dans l'Obs (26 avril 2022) et un reportage sur France 2 au journal de 20 heures (12 mai 2022) pour dénoncer les agressions des personnels forestiers, certaines ONGE comme FNE ou le WWF paraissent absentes – volontairement ou non – de la scène médiatique. D'autres en revanche comme Canopée FV publient régulièrement des dossiers de presse dont le contenu est repris par les médias nationaux et les auteurs interviewés dans des reportages télévisés sur les grandes chaînes nationales. Cet accès aux médias ne tient pas seulement à la qualité des dossiers de presse mais aussi aux relations interpersonnelles qu'entrepreneurs de cause et groupes d'intérêt nouent depuis des années avec ces journalistes spécialisés en environnement.

Cette course à la visibilité médiatique repose souvent sur l'idée élevée au rang de stratégie quasi militaire qu'il faut occuper le terrain médiatique, ne pas laisser la partie adverse gagner la bataille culturelle et médiatique (CGAAER, 2017). Dans cette lutte pour occuper le devant de la scène médiatique, le journal télévisé de 20 heures paraît constituer le Graal médiatique, la mère des batailles qu'il faut absolument remporter. Cette assertion est pourtant loin d'être évidente. **Si l'absence de visibilité médiatique diminue les chances de voir son problème inscrit à l'agenda politique, il est rare que la focalisation des médias sur un problème ait pour effet indiscutable d'en accélérer spectaculairement la prise en charge** (Nollet, 2014). Cette portée très relative des articles publiés par la PGN et la PQR tient à la rotation incessante des thèmes y compris dans le domaine forestier. De ce point de vue, la coupe rase est un sujet parmi d'autres dans la gamme potentiellement vaste et récurrente des « sujets forestiers à enjeux ». Une thématique comme la coupe rase doit se frayer une place au milieu des sujets routiniers voire saisonniers (feux de forêts, animations autour de la journée

[141] Rapport moral & d'activités FRANCE BOIS FORÊT 2020-2021, p. 40
[142] CGAAER (2017) Plan de communication pour le secteur de la forêt et du bois. CGAAER, Paris, 27 p.
[143] Article de V. Fontan-Moret (2022) dans https://diatopes.fr/2022/01/27/construction-implantations-les-luttes-ecologistes-toujours-plus-efficaces/

mondiale des forêts) et d'autres tout aussi critiques et dramatiques (tempête Klaus, crise des scolytes, hausse brutale des exportations de grumes, etc.) Une autre limite à la portée médiatique des articles sur les enjeux forestiers tient à l'attention très relative accordée par les décideurs publics aux revues de presse.

Qui plus est, la PQR et la PGN ne sont plus les seuls moyens de faire connaitre sa cause, ni forcément les plus efficaces. Face aux difficultés pour investir l'espace public et médiatique existant, les collectifs constituent de plus en plus souvent des « espaces publics » autonomes : réunions publiques en tous genres (cafés, conférences-débats, projections-débats, etc.), états généraux, forums sociaux, etc. (Ripoll, 2008, p. 95). Comme avec les pétitions, le développement d'internet et des réseaux sociaux offre ainsi une autonomie médiatique qui délivre les organisations de la dépendance aux médias traditionnels, avec des coûts moindres, une réactivité plus grande et un contrôle plus difficile[144]. Interconnectés, ils constituent des forums qui assurent une production d'idées (Fouilleux, 2000, p. 279), relient et connectent des mouvements sociaux locaux très ancrés territorialement à des mouvements beaucoup plus mobiles défendant des causes plus globalisées et ou plus professionnalisées dans le domaine communicationnel, évènementiel, etc. Ces forums permettent de partager une trame narrative et argumentative, de profiter des expériences des différents mouvements, de planifier et de connecter des actions locales dans un cadre national (Appel pour des forêts vivantes), etc. Paradoxalement, cette multiplication des espaces de discussion sur des supports différents[145] expose à une dispersion, voire une visibilité moindre de leurs messages, rendant toujours nécessaire l'accès aux médias traditionnels.

3.3.3 L'inscription à l'agenda politique, passer de la technique au politique

Les mobilisations et leur médiatisation sont une façon de compenser le fait que les initiateurs de ces campagnes ont peu accès aux lieux de pouvoir (politique, administratif, économique). Elles ont surtout pour objectif final de peser sur le cours des événements à l'échelle locale, régionale, voire nationale. Elles visent enfin à ce que le problème soit pris en charge par une instance politique censée être la garante de l'intérêt général et surtout productrice de normes et de référentiels, instance qui doit normalement trouver une ou des solutions au problème soulevé par les entrepreneurs de cause.

3.3.3.1 La médiatisation des coupes rases pour interpeller les citoyens et les politiques

Dans le domaine forestier, la difficulté des voies contestataires à se faire entendre et la propension des acteurs forestiers dominants à opter pour le rapport de force se sont traduits au XIXe siècle par des révoltes paysannes parfois violentes dans les Alpes et les Pyrénées (Clarenc, 1965 ; Larrère *et al.*, 1980 ; Vigier, 1980). Sur la question des coupes rases, nous avons vu dans le chapitre précédent que les concessions obtenues par les peintres de Barbizon ou les associations environnementalistes des années 1970 se sont toujours faites au prix de luttes et de mobilisations dans l'espace public et médiatique. Même si, depuis le XIXe siècle, le régime politique français s'est démocratisé, avec un suffrage « universalisé », le répertoire de mobilisation contestataire reste le propre de la masse des exclus des divers lieux de pouvoir, et plus largement de ceux qui ne s'y sentent pas (correctement) représentés (Ripoll, 2008, p. 85). **Dans le domaine forestier, ce processus de démocratisation a été**

[144] Des fermetures de comptes numériques sont en général des procédures judiciaires longues et complexes comme le montre le litige à propos du contenu d'un compte Twitter entre l'association Canopée FV et un responsable du Syndicat des sylviculteurs du Sud-Ouest en Janvier 2022. De plus, la justice a finalement débouté le plaignant du SySSO.

[145] Les sites du RAF, de Canopée FV de SOS forêts les entrepreneurs de cause et les sites de Fransylva, de la FNEDT, de Fibois, ou France bois forêt pour les groupes d'intérêt sont certes interconnectés, multipliant d'autant la visibilité des informations publiées via des newsletters propres à chaque organisation mais rendant aussi plus difficiles l'identification du positionnement collectif respectif de ces deux catégories de protagonistes.

amorcé dans les années 1990-2000 avec l'ouverture des arènes de discussion aux associations de protection de l'environnement dans diverses instances régionales (chartes forestières de territoire) et nationales (Conseil supérieur de la forêt et du bois) mais leurs capacités de structuration et de réorientation des politiques forestières restent relativement limitées. La configuration des processus de discussion du plan national forêt bois 2016-2026 ou du plan de relance 2021 tendrait même à privilégier un processus de recloisonnement autour de la logique de filière plutôt qu'une vraie dynamique de décloisonnement en direction de la société (Sergent, 2017, p. 106). Toujours en situation très minoritaire dans les arènes de discussion de la filière forêt bois, y trouvant peu d'alliés et absentes des lieux ultimes de décision (cabinet du ministre), elles peinent jusqu'à présent à modifier significativement les politiques publiques forestières. Enfin, le fait même d'accepter de participer à ces instances officielles les coupent parfois de leur base militante, celle-ci pouvant les accuser de dévoyer, voire de trahir la cause.

Le recours à la mobilisation sous diverses formes (manifestations, forums de discussion alternatifs, désobéissance civile) vise donc à ébranler les cadres interprétatifs classiques de la filière (« *il faut mobiliser plus de bois* », « *un arbre à maturité doit être coupé* ») et à proposer à l'inverse des contre-récits (« *la coupe rase est une aberration écologique* », « *il n'y a pas assez de forêts mâtures* », etc.) Le terme « *malforestation* » devient un terme étendard qui permet de dénoncer l'intensification des méthodes de sylviculture dont les coupes rases et les enrésinements constituent les symboles les plus visibles mais aussi les effets de la mécanisation sur la qualité des sols, la perte de biodiversité forestière, la fermeture des paysages, la disparition des « *vieilles forêts* », etc. Ces récits interprétatifs mettent aussi en doute la contribution réelle de la forêt à l'aménagement du territoire et au développement local. Ils interrogent enfin la sincérité de l'engagement environnemental des acteurs de la filière, dont les actions ne leur semblent pas toujours à la hauteur des enjeux, les accusant de *greenwashing* (D'Allens, 2019) ou de sophisme environnemental (Ribereau-Gayon, 2011). L'objectif final de ces mobilisations est donc de convaincre au-delà de la sphère des militants et via les médias que leurs propositions sont pertinentes et justes et que d'autres futurs sont possibles et désirables. Elles visent enfin à renouveler le fonctionnement démocratique du secteur forêt bois et à repolitiser les débats, c'est-à-dire de discuter de la légitimité même des projets forestiers, de leur place et contribution à la vie publique et socio-économique du territoire. **Support de médiatisation particulièrement efficace et symbole de ces luttes, la coupe rase incarne ces visions antagonistes qui traversent le monde forestier.**

3.3.3.2 La médiatisation de la gestion durable pour prévenir les protestations

À l'inverse, les acteurs de la filière, plutôt que de communiquer de façon spécifique sur les coupes rases, préfèrent porter l'attention des médias sur d'autres aspects, plus larges, et valorisant davantage la filière (le stockage du carbone, l'adaptation au changement climatique, le matériau bois, etc.) **Outre la crainte que l'engagement dans un débat complexe sur les coupes rases peut susciter chez eux, ils comprennent mal en quoi cet aspect de la gestion forestière – qu'ils considèrent comme une phase parmi d'autres du cycle sylvicole – devrait déborder d'un cadre purement technico-économique qui leur semble établi et aller de soi au sein de la communauté forestière depuis des décennies**. Cette incompréhension est renforcée par le fait que les forestiers ont le sentiment de ne pas être restés inactifs et sourds aux attentes environnementales des ONGE. Ils rappellent notamment que le ministère en charge des forêts a défini et promulgué une batterie d'indicateurs de gestion durable harmonisés au niveau européen à partir des années 1990 (Barthod, 2012). Il a aussi rendu obligatoire la description des caractéristiques environnementales des parcelles dans les PSG et créé un code des bonnes pratiques sylvicoles (CBPS) dans le cadre de la loi d'orientation sur la forêt de 2001. Du côté des organisations professionnelles, les forestiers ont créé un système de certification

environnementale volontaire, le PEFC en 1999. En faisant le choix d'internaliser la contrainte écologique, les promoteurs de ces écolabels pouvaient espérer anticiper des réglementations environnementales encore plus contraignantes, valoriser l'image de la filière, améliorer leur position concurrentielle, voire accéder à de nouveaux marchés. **Le fait de devoir discuter de leurs pratiques sylvicoles au nom de principes démocratiques renouvelés leur paraît d'autant plus incompréhensible que les opérations sylvicoles dont les coupes rases sont réalisées dans le cadre légal d'un PSG ou d'un RTG.**

Mais alors que les forestiers pouvaient bénéficier *a priori* d'un avantage réputationnel et moral de défense des forêts et d'une légitimité potentiellement supérieure à celle d'autres acteurs, plusieurs événements ont terni cette image. Le label PEFC et notamment son processus d'évaluation censé certifier leur pratique a été régulièrement mis en cause[146], les pétitions se sont enchaînées contre les coupes rases et les médias se sont fait l'écho de manifestations de plus en plus récurrentes contre les projets de coupes ou d'implantation de projets industriels à commencer par l'usine de cogénération de Gardanne. Sentant que les arguments et justifications qui prévalaient jusqu'à présent dans la filière bois était remis en cause, l'organisation interprofessionnelle France Bois Forêt (FBF), soutenue financièrement par le ministère en charge des forêts, a lancé en 2016 une campagne de communication pour redorer son image auprès des professionnels et du grand public. Dotée d'un budget de 10 M€ sur 3 ans (2017 à 2019), la campagne comportait des annonces publicitaires dans la presse professionnelle et un large ensemble de médias généralistes, écrits et audiovisuels. Sur la dizaine d'affiches illustrant différentes dimensions de la filière, une seule évoquait la récolte sous couvert d'un bûcheron et de sa tronçonneuse au pied d'un arbre et accompagnée de la phrase : « *Mon métier, c'est aussi aider la forêt à respirer* », suggérant une future coupe d'éclaircie. À la différence des visuels chocs des associations écologistes, la coupe n'était ici que suggérée, au risque d'euphémiser la réalité de l'exploitation forestière. Par cette campagne, les acteurs de la filière forêt bois ont souhaité se livrer à une véritable offensive communicationnelle afin « *de prévenir les risques de protestation du public contre l'exploitation des forêts* » (CGAAER, 2017). Les nombreux emprunts au champ lexical militaire – « *ONG hostiles* », « *occuper le terrain* », « *offensives médiatiques* » – donnent l'impression de forestiers sur la défensive et inquiets de perdre « *la bataille de l'opinion* ». Dans une note interne du 9 juin 2020, la principale fédération des syndicats de propriétaires forestiers incite ses adhérents à « *la plus grande prudence en cas de contact par des journalistes* » renvoyant ceux-ci à un bureau d'étude spécialisé en communication stratégique chargé de fournir de nouveaux éléments de langage comme le terme de « récolte » au lieu de « coupe rase ».

Ces changements ne sont pas que sémantiques, comme le montre la tribune soutenue par la présidente de PEFC France[147] et co-signée par un collectif de forestiers, de scientifiques et de politiques dont la députée Cattelot[148]. Déplorant les « *procès d'intention* », les « *attaques virulentes* » et « *les visions manichéennes de la forêt opposant forêts gérées et non gérées* », les signataires appellent à ne pas « *se tromper de combat* » et désignent un *« ennemi commun, et de taille : le changement climatique* **». Le recentrage de la définition légitime du problème autour du changement climatique et l'appel à l'action collective permet à la fois d'espérer une neutralisation des questions de gestion forestière plus classiques, de déporter les attaques des humains (les forestiers) vers des entités non humaines (le climat, le dépérissement, la sécheresse, les maladies) et de rassembler les protagonistes autour d'un objectif censé transcender leurs divisions**. Si l'objectif – adapter les forêts

[146] *"Razzia sur le bois", une enquête de "Cash Investigation", diffusée le 24 janvier 2017 à 20h55 sur France 2 :* https://www.francetvinfo.fr/france/video-cash-investigation-des-labels-en-bois_2012290.html. Réponse du PEFC France : https://www.pefc-france.org/articles/cash-investigation/

[147] https://www.pefc-france.org/articles/nos-forets-deperissent-que-faisons-nous/

[148] Journal Libération, 23 octobre 2020, https://www.liberation.fr/debats/2020/10/23/nos-forets-deperissent-que-faisons-nous_1803181/

au changement climatique – peut faire consensus, cela ne règle pas les controverses autour des options qu'impliquent ces adaptations, des techniques mises en œuvre pour y arriver et de leur justification.

Une autre stratégie adoptée pour ralentir le rythme des mobilisations et apaiser symboliquement le conflit consiste à admettre la réalité du problème mais sans présager de l'acceptation des solutions émises par les groupes revendicateurs (Cobb *et* Ross, 1997, Gunderson, 2018). Cela se traduit, selon ces chercheurs, par des accords a minima, des actions de façade, la co-optation de certains leaders prêts à jouer le jeu de la négociation et la disqualification des protagonistes les plus virulents. Dans cet ordre d'idées, il sera intéressant de suivre l'initiative récente des acteurs de la filière bois qui, dans la foulée des assises de la forêt en mars 2022, ont proposé de « *constituer une plateforme d'échange structurée avec les ONG représentatives permettant d'approfondir les sujets de débat à fort enjeu dans le cadre d'un dialogue rationnel et apaisé et éviter les controverses stériles*»[149] et de créer avec six d'entre elles « *les conditions d'un dialogue constructif* »[150] (France Bois Forêt, 2022).

3.3.3.3 D'autres voies pour inscrire un problème à l'agenda politique

Médiatiser sa cause, quels que soient les supports, a pour objectif final d'obtenir des mesures, des politiques publiques censées régler le problème et proposer des solutions. Loin d'être superficielle, la médiatisation prépare les récipiendaires des messages (protagonistes du débat, décideurs publics, lecteurs de la PQR et la PGN) à l'idée que « quelque chose doit changer » et ainsi affecter les règles du jeu politique. Si les espaces médiatiques constituent des forums de production de controverses, de débats, des alternatives de projets et d'innovations, la transformation de ces idées en instruments de politiques publiques se fait en général ailleurs, en l'occurrence dans des forums de communautés de politique publique (Fouilleux, 2000, p. 279). L'inscription de ces idées et proposition de changement à l'agenda politique peut prendre différentes voies (Garraud, 1990) parmi lesquelles :

- la **mobilisation d'un collectif citoyen ou professionnel** qui interpelle et fait pression publiquement et directement sur les politiques pour stopper ou modifier un projet. C'est la voie la plus empruntée notamment par les ONGE locales qui manifestent contre les coupes rases à l'image de l'association La Bresseille qui, à la suite de plusieurs manifestations en 2021 et une pétition en ligne, a obtenu en 2022[151] la révision d'un PSG d'une forêt de 200 ha au mont Touleur dans le Morvan ;
- **l'offre politique** à l'instar du rapport de la députée A.-L. Cattelot ou de la proposition de loi sur la limitation de la taille des coupes rases au niveau national par la députée M. Panot ou à l'échelle d'un PNR comme défendu par le président du PNR Morvan ;
- l'**anticipation technocratique** qui voit des administrations s'autosaisir du problème avant qu'il ne soit médiatisé ou qu'il ne devienne ingérable ; la décision de l'ONF de ne plus effectuer de coupe rase en région Île-de-France prise dès 2017 et donc avant le pic médiatique des années 2019-2021 participe partiellement de cette anticipation, même si elle fait suite aussi à des mobilisations locales ;
- l'**action corporatiste silencieuse** qui concerne des problèmes où une demande catégorielle et silencieuse forte existe (Garraud, 1990, p. 37). Partant de l'adage que « le bruit ne fait pas de bien et que le bien ne fait pas de bruit », les acteurs de ce mode d'inscription d'un problème à l'agenda politique cherchent à éviter la médiatisation de leur cause qui risquerait de rompre

[149] https://franceboisforet.fr/wp-content/uploads/2022/02/Manifeste2022-Filiere-Foret-Bois_02-02-2022.pdf
[150] Ces six associations sont : France Nature Environnement, Humanité & Biodiversité, la Ligue pour La Protection des Oiseaux, les Réserves naturelles de France, le Comité français de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) et le WWF. D'autres ONGE (Canopée FV, RAF, SOS forêt, etc.), très mobilisées sur ces questions de gestion forestière, ne faisaient pas partie de ce groupe à ce jour (1er septembre 2022). Cette situation peut être amenée à évoluer dans les prochains mois.
[151] https://www.lejdc.fr/larochemillay-58370/actualites/a-larochemillay-le-mont-touleur-sauve-des-coupes-rases_14131015/

les routines des négociations en cercle fermé (Neveu, 2015, p. 179). Ce modèle requiert cependant une capacité d'accès privilégié à l'autorité politique. Dans notre cas d'étude, ce type de mobilisation a pu amener certains acteurs de la filière bois à suggérer aux décideurs politiques de ne pas inscrire mais au contraire d'évacuer la question des coupes rases de l'agenda politique. Cette voie paraît désormais plus difficile tant la publicisation du problème des coupes rases a rompu le cercle des négociations traditionnelles en comité restreint. La médiatisation des actions a conduit ainsi les décideurs publics à inviter à la table des négociations des protagonistes initialement tenus à l'écart, notamment à l'occasion des Assises de la forêt et du bois 2021-2022.

Ces différentes façons d'inscrire un problème public à l'agenda politique ne sont pas forcément exclusives les uns des autres. Les mobilisations contre les coupes rases ont ainsi incité certains politiques à faire une offre de révision des politiques publiques (proposition de loi Panot de limitations des coupes rases en 2021). Elles ont aussi amené certains acteurs forestiers à anticiper les réactions du public ou des ONGE en mettant en avant des solutions techniques du type « ecoreboisement » ou en limitant d'eux-mêmes la taille des coupes rases à 5 ou 10 ha dans des territoires par ailleurs fortement mobilisés. À l'inverse, l'absence de mobilisation visible rend plus facile le maintien du statu quo à l'image des acteurs forestiers du massif landais qui avancent une acceptation locale des coupes rases[152] pour défendre la non-limitation de la taille des coupes ou seulement à 25 ha dans le cas des référentiels PEFC et FSC.

À défaut d'être complètement entendus dans les arènes de débat nationales, les ONGE et entrepreneurs de la cause environnementale ont cependant su tirer parti du double mouvement d'internationalisation et de décentralisation des échelles politiques de ces dernières décennies pour mobiliser de nouvelles ressources citoyennes, médiatiques et politiques. La question des coupes rases n'a pas échappé à cette dynamique multi-échelle du « penser global, agir local » :

- à l'**échelle politique régionale ou locale**, des associations comme SOS Forêt, Autun Morvan Écologie ou Adret Morvan ont ainsi interpellé les élus du PNR Morvan pour que les coupes rases soient plus encadrées sur le territoire. Ceux-ci se sont positionnés en faveur des associations et ont proposé contre l'avis initial de l'État un abaissement du seuil de déclaration de coupe à 0,5 ha[153]. Les élus ont partiellement obtenu gain de cause, l'État autorisant l'expérimentation à titre provisoire sur 21 communes pendant 2 ans. Un collectif d'associations regroupées autour de SOS Forêt Pyrénées a profité d'une dynamique similaire autour du projet de scierie Florian dans les Pyrénées et a amené certains élus locaux à s'opposer clairement au projet[154]. Plus généralement, la médiatisation des mobilisations a conduit les participants des commissions régionales de révision de schémas régionaux de gestion sylvicole (SRGS) à discuter pour la première fois d'éventuelles mesures d'encadrement des coupes rases dont la mise en place de seuil maximal de coupes (2, 5 ou 10 ha selon les configurations territoriales) ;
- à l'**échelle internationale** et notamment européenne, la médiatisation de la question des coupes rases est portée par des collectifs associatifs (Canopée FV, FERN, Forest movement Europe, Global forest coalition, etc.) et politisée via des pétitions portées par des députés écologistes européens[155]. Cette politisation des enjeux autour des coupes rases a abouti à la rédaction d'un *Policy brief* porté par une députée européenne du parti vert et des chercheurs de l'université de Freiburg en Allemagne en mai 2022 (Sotirov *et al.*, 2022).

[152] Journal Le Monde du 17 mars 2022, https://www.lemonde.fr/planete/article/2022/03/17/dans-les-forets-landaises-les-coupes-rases-ont-toujours-la-cote_6117825_3244.html
[153] Journal l'Yonne républicaine du 02 septembre 2021, https://www.lyonne.fr/avallon-89200/actualites/pourquoi-le-parc-naturel-regional-du-morvan-fait-lobjet-dune-experimentation-sur-les-coupes-rases_14005358/
[154] https://www.nrpyrenees.fr/2020/10/14/des-elus-contre-le-projet-de-scierie-9138070.php
[155] https://you.wemove.eu/campaigns/stop-clear-cutting-european-forests

Si les entrepreneurs de cause réussissent à interpeller les décideurs régionaux voire européens, leur action pour infléchir les instruments et outils de politiques forestières nationales semble pour l'instant moins couronnée de succès. Malgré une audition par certains sénateurs et une proposition de loi portée à l'Assemblée nationale, ils ne sont pas parvenus à ce jour à percer le plafond de verre des cabinets ministériels comme en témoignent les déclarations respectives de J. Denormandie, ministre de l'Agriculture en charge des forêts qui rappelle qu' *« une forêt, cela se protège, mais cela se cultive aussi »*[156] et de façon moins attendue de B. Abba, secrétaire d'Etat à la biodiversité qui déclare qu'« *il faut arrêter l'hystérisation des coupes rases»*[157]*.* Ce processus d'inscription devrait néanmoins se poursuivre au cours de l'année 2022 selon le planning d'événements mentionnés par certaines ONGE. On peut ainsi signaler la journée organisée par l'association Canopée FV du 20 octobre 2022, qui a rassemblé plus de 200 parlementaires à la maison de la Chimie et dont l'objectif était d'influer sur le volet forestier de nouvelle loi de finances 2023.

3.3.4 Au-delà de la coupe rase, une « écologisation » et « climatisation » des questions forestières

Par rapport aux mobilisations des peintres de Barbizon, du Touring club de France et même des écologistes des années 1970, la période actuelle de mobilisation autour des coupes rases prolonge de vieux débats tout en les renouvelant. Les mobilisations et les modes de médiatisation se caractérisent en effet par :

- une **continuité dans les modes de luttes** qui passent toujours par une phase de mobilisation des médias, des élus et des décideurs politiques. Aux supports de médiatisation traditionnels (presse écrite) se sont ajoutés, plus que substitués, des supports numériques qui permettent de faire une campagne médiatique à moindre frais et surtout de faire connaître sa cause bien au-delà des cercles restreints sociaux et spatiaux.
- une **diversité dans les modes d'expression et les niveaux d'intensité des mobilisations et des conflits** : on trouve ainsi des conflits à basse intensité et très localisés avec peu d'acteurs organisés et vraiment mobilisés, peu de relais médiatiques et finalement pas de véritables entraves à la gestion forestière. Dans certaines régions, les mobilisations ont en revanche gagné en intensité ; des ONGE de plus en plus structurées y sont très présentes, elles organisent des manifestations sur site et leurs revendications sont relayées par les médias régionaux, voire nationaux. Plus rares – mais ils existent – sont les cas de conflits de haute intensité avec affrontements verbaux voire physiques et dégradation de matériel sur le terrain.
- un **élargissement spatial des lieux de revendications et une mise en réseau des acteurs de la mobilisation** : autrefois centrée sur des forêts très précises, souvent domaniales, la phase actuelle de mobilisation concerne à peu près l'ensemble des massifs forestiers du territoire national, aussi bien publics que privés. Les associations ne sont plus seulement locales mais organisées et interconnectées à travers des collectifs qui peuvent être distants physiquement et néanmoins partager un socle commun de revendications (SOS forêt, RAF, Canopée,

[156] https://www.forestopic.com/fr/foret/les-acteurs/1133-foret-cultive-julien-denormandie-ministre-agriculture

[157] https://www.forestopic.com/fr/foret/les-acteurs/1298-arreter-hysterisation-foret-berangere-abba-secretaire-etat : extrait de l'interview de la secrétaire d'Etat publié dans Forestopic du 30 juillet 2021 « *Il faut arrêter l'hystérisation et regarder objectivement les situations. Cette question a pris une place importante dans le débat public, à juste titre, car à l'égard de nos forêts, il y a un attachement viscéral. À Montmorency, il y a eu des mobilisations citoyennes scandalisées, voire désespérées, de voir des coupes rases. Il fallait absolument faire ces coupes, parce que la forêt était atteinte par l'encre du châtaignier, trop fragilisée par les sécheresses successives, et il n'y avait qu'une seule solution, la coupe rase. Les forestiers les plus investis vous diront que parfois, malheureusement, il faut passer par quelques coupes rases. Tout est question de proportion, de nécessité (…). Les coupes rases, ce n'est pas un gros mot. Des forestiers à la pointe disent qu'à certains moments, elles viennent apporter des ouvertures, de la lumière. C'est une question aussi de superficie. Il y a peut-être eu des abus et, si c'est le cas, il faut les arrêter, voire les sanctionner. Mais, pas de dogmatisme* ».

Syndicat de la montagne limousine, etc.) La multiplication des échelles de décision politique incite aussi désormais les entrepreneurs de cause à porter la question des coupes rases à l'échelon européen.

- un **élargissement thématique** : comme dans les années 1970, la coupe rase est érigée par leurs opposants comme un symbole et une figure repoussoir d'une modernisation et industrialisation de la gestion forestière dont les impacts environnementaux sont interrogés. Mais par rapport aux années 1970, ces dénonciations s'inscrivent dans un contexte d'« écologisation » et de « climatisation » des questions sociales beaucoup plus fortement ancrées aujourd'hui. Cette écologisation et cette climatisation conduisent à un changement dans la manière de penser et de juger une conduite sociale et visent à une inflexion écologique et climatique plus ou moins forte des normes (légales ou implicites) et des pratiques sociales (Aykut, 2020 ; Ginelli, 2017). Au-delà de l'impact visuel et paysager des coupes rases, ce sont donc aussi les conséquences sur la biodiversité, l'érosion des sols, la qualité de l'eau, le stockage du carbone, le développement territorial que les entrepreneurs de cause souhaitent voir traitées. En redéfinissant ces risques à une échelle mondiale dont la traduction opère aussi au niveau local, **la puissance normative de l'argument climatique permet de renouveler et de réactiver les débats des années 1970 autour des coupes rases dans un processus d'alignement, d'amplification et de connexion des cadres interprétatifs autour des menaces pesant plus généralement sur la forêt**. C'est donc l'ensemble des méthodes de sylviculture que les écologistes, voire une partie de la société, réévaluent en termes d'efficacité (des solutions d'adaptation), d'efficience, de cohérence (des objectifs des politiques publiques entre elles), d'utilité (non plus pour les acteurs du marché en priorité mais pour l'ensemble des humains et non humains) et de pertinence.

À travers la question des coupes rases, c'est donc une refonte du contrat social entre forestiers et usagers qui transparaît. Alors que les représentants des groupes d'intérêts cherchent à préserver non seulement les règles du jeu économique dans le secteur forêt bois, mais également l'organisation de l'espace et les relations sociales qui s'y nouent, les entrepreneurs de cause cherchent au contraire à faire évoluer ces normes en investissant les instances de négociation pour faire entendre leurs revendications auprès des décideurs publics.

3.4 Références bibliographiques

Affolderbach, J., 2011. Environmental Bargains: Power Struggles and Decision Making over British Columbia's and Tasmania's Old-Growth Forests. Econ. Geogr. 87, 181–206.

Aykut, S.C., 2020. Climatiser le monde. QUAE, Versailles.

Barthod, C., 2012. Aux origines des indicateurs de gestion durables des forêts. Rev. For. Fr. LXIV, 551–560.

Blicharska, M., Herzele, A., 2015. What a forest? Whose forest? Struggles over concepts and meanings in the debate about the conservation of the Białowieża Forest in Poland. For. Policy Econ. 57, 22–30.

Blondet, M., Koning, J., Borrass, L., Ferranti, F., Geitzenauer, M., Weiss, G., Turnhout, E., Winkel, G., 2017. Participation in the implementation of Natura 2000: A comparative study of six EU member states. Land Use Policy 66, 346–355.

Bouleau, G., Lison, A., 2021. Analyse bibliométrique de la presse sur les enjeux de coupes en forêt. Inrae-Lisis, Marne-La-Vallée.

Bourgenot, L., 1973. Forêt vierge et forêt cultivée. Rev. For. Fr. XXV, 339–360.

CGAAER, 2017. Plan de communication pour le secteur de la forêt et du bois. CGAAER, Paris.

Clarenc, L., 1965. Le code de 1827 et les troubles dans les Pyrénées centrales au milieu du XIXe siècle. Ann. Midi Rev. Archéologique Hist. Philol. Fr. Méridionale 77, 293–317.

Cobb, R.W., Ross, M.H., 1997. Cultural Strategies of Agenda Denial. Avoidance, Attack, and Redefinition. University Press of Kansas, Lawrence.

Cohen, S., 2002. Folks devils and moral panics. Routledge, 3ème édition (1ère édition en 1972, 3ème (1ère édition en 1972). ed. Oxon.

Comby, E., Le Lay, Y.-F., 2011. Raconter la crise : les extrêmes hydrologiques au prisme de la presse locale (Drôme). VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ.

Cordellier, M., Dobré, M., 2017. Usages et images de la forêt en France, Enquête “forêt et société”, novembre 2015 (Rapport de recherche). ONF, Université de Caen, CERReV, Caen.

D’Allens, G., 2019. Main basse sur nos forêts. Seuil, Paris.

Eckerberg, K., Sandström, C., 2013. Forest conflicts: A growing research field. For. Policy Econ. 33, 3–7.

Fouilleux, E., 2000. Entre production et institutionnalisation des idées : la réforme de la politique agricole commune. Rev. Fr. Sci. Polit. 50, 277–305.

France Bois Forêt, France Bois Industries Entreprises, 2022. Manifeste de la filière forêt-bois. Elections nationales 2022. Filière Forêt-Bois, enjeux et défis pour la souvenaineté nationale. 24.

Gadant, J., 1996. Quand l’écologie devient nuisance. Rev. For. Fr. XLVIII, 403–415.

Garraud, P., 1990. Politiques nationales : élaboration de l’agenda. Année Sociol. 40, 17–41.

Ginelli, L., 2017. Jeux de nature, natures en jeu. Des loisirs aux prises avec l’écologisation des sociétés. Peter Lang, Bruxelles.

Gómez-Vázquez, I., Álvarez-Álvarez, P., Marey-Pérez, M.-F., 2009. Conflicts as enhancers or barriers to the management of privately owned common land: A method to analyze the role of conflicts on a regional basis. For. Policy Econ. 11, 617–627.

Granjon, F., 2002. Les répertoires d’action télématiques du néo-militantisme. Mouv. Soc. 200, 11–32.

Greffet, F., 2012. Le web dans la recherche en science politique. Nouveaux terrains, nouveaux enjeux. Rev. BNF 40, 78–83.

Gritten, D., Mola-Yudego, B., Delgado-Matas, C., 2012. Media coverage of forest conflicts: A reflection of the conflicts’ intensity and impact? Scand. J. For. Res. 27, 143–153.

Gritten, D., Mola-Yudego, B., Delgado-Matas, C., Kortelainen, J., 2013. A quantitative review of the representation of forest conflicts across the world: Resource periphery and emerging patterns. For. Policy Econ. 33, 11–20.

Gunderson, R., 2018. Spectacular reassurance strategies: how to reduce environmental concern while accelerating environmental harm. Environ. Polit. 29, 257–277.

Hall, S., Crichter, C., Jefferson, T., Clarke, J., Roberts, B., 1978. Policing the crisis: mugging, the state, and law and order. MacMillan, London.

Larrère, R., Brun, A., Kalaora, B., Nougarède, O., Pourpardin, D., 1980. Reboisement des montagnes et systèmes agraires. Rev. For. Fr. 20–36.

Legris, M., Matuszewicz, R., 2020. E-pétition et dynamiques de mobilisation : une interaction à géométrie variable. Une étude de cas liés à l’environnement. Participations 28, 47–79.

Lukasik, S., 2021. Les réseaux socionumériques, un mirage pour l’érudition. Hermès Rev. 87, 169–175.

M.A.A.F., 2014. Enquête sur la structure de la forêt privée en 2012. Agreste Chiffres Données 222, 1–78.

Massot, L., 2019. Le militantisme sur les réseaux sociaux : analyse des conséquences sur le militantisme de la mobilisation en ligne sur les réseaux sociaux à travers l'étude de la communication des figures de militants écologistes et de l'engagement de leur communauté. Sciences de l'information et de la communication, École des hautes études en sciences de l'information et de la communication – Sorbonne Université, Neuilly-sur-Seine.

Neveu, E., 2015. Sociologie politique des problèmes publics. Armand Colin.

Neveu, E., 2003. Engagement et distanciation. Le journalisme local face à un mouvement social, in: Céfaï, D., Pasquier, D. (Eds.), Les sens du public. Publics politiques, publics médiatiques. Presse universitaire de France, Paris, pp. 443–468.

Nollet, J., 2014. La production des décisions « médiatiques ». À propos de la crise de la « vache folle » en France. Savoir/Agir 28, 39–44.

Nousiainen, D., Mola-Yudego, B., 2022. Characteristics and emerging patterns of forest conflicts in Europe - What can they tell us? For. Policy Econ. 136, 102671.

Ollitraut, S., 1999. De la caméra à la pétition-web. Le répertoire médiatique des écologistes. Médias Mouv. Sociaux 17, n°, 153–185.

Ribereau-Gayon, M.-D., 2011. La légitimité de la forêt des Landes de Gascogne du XIXe siècle à la tempête de 2009, in: PNR Landes de Gascogne, Société de Borda (Eds.), Tempêtes sur la forêt landaise. Histoires, mémoires. Mont-de-Marsan, pp. 165–181.

Ripoll, F., 2008. Espaces et stratégies de résistance : répertoires d'action collective dans la France contemporaine. Espac. Sociétés 134, 83–97.

Romdhani, A., Tilbeurgh, V., 2021. L'agriculture bretonne sous influence. Pour 239, 11–17.

Saarikoski, H., Mustajoki, J., Marttunen, M., 2013. Participatory multi-criteria assessment as 'opening up' vs. 'closing down' of policy discourses: A case of old-growth forest conflict in Finnish Upper Lapland. Land Use Policy 32, 329–336.

Salazar, D.J., Alper, D.K., 1996. Perceptions of power and the management of environmental conflict: Forest politics in British Columbia. Soc. Sci. J. 33, 381–399.

Scheidel, A., Del Bene, D., Liu, J., Navas, G., Mingorría, S., Demaria, F., Avila, S., Roy, B., Ertör, I., Temper, L., Martínez-Alier, J., 2020. Environmental conflicts and defenders: A global overview. Glob. Environ. Change 63, 102104.

Schlesinger, P., 1992. Repenser la sociologie du journalisme. Les stratégies de la source d'information et les limites du média-centrisme. Réseaux 75–98.

Sergent, A., 2017. Pourquoi la politique forestière ne veut pas du territoire. Rev. For. Fr. LXIX, 99–109.

Sotirov, M., Blum, M., Storch, S., Selter, A., Schraml, U., 2017. Do forest policy actors learn through forward-thinking? Conflict and cooperation relating to the past, present and futures of sustainable forest management in Germany. For. Policy Econ. 85, 256–268.

Sotirov, M., Meier-Landsberg, E., Wippel, B., Deparnay-Grunenberg, A., Sirotti, I., Ott, S., 2022. Regulating clearcutting in European forests. Policy options and socio-economic analysis., The Greens/EFA Group in the European Parliament. ed. Brussels.

Temper, L., Bene, D., Martinez-Alier, J., 2015. Mapping the frontiers and front lines of global environmental justice: the EJAtlas. J. Polit. Ecol. 22, 255–278.

Torre, A., Kirat, T., Melot, R., Vu Pham, H., 2016. Les conflits d'usage et de voisinage de l'espace. Bilan d'un programme de recherche pluridisciplinaire. Inf. Géographique 80, 8–29.

Vigier, P., 1980. Les troubles forestiers du premier XIXe siècle français. Rev. For. Fr. 128–135.

Volet 1 | Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

Question 4. Quels arguments sont mobilisés ? Quels facteurs expliquent ces représentations contrastées ?

Sommaire

4.1 Cadrer, argumenter, justifier de manière objective… et subjective ?.....178
4.1.1 Les régimes de la critique 178
4.1.2 Cadrer et argumenter 179
4.1.3 Analyser les arguments de manière symétrique 181
4.2 L'impact paysager des coupes rases : entre déni des émotions et tentative d'objectivation ..182
4.2.1 Faire toucher du doigt l'expérience de la coupe : du déni au recours au sensible..... 182
4.2.2 La question récurrente des seuils de surface et des échelles de temps..... 185
4.2.3 Les conditions de réalisation des chantiers 189
4.3 Vert contre vert, l'affrontement des conceptions écologiques.....190
4.3.1 L'effet mosaïque, les biodiversités en compétition 191
4.3.2 Vers une internalisation progressive de la nouvelle donne écologique ? 192
4.4 Une rationalité technico-économique interrogée.....195
4.4.1 Simplification technique et optimisation des coûts 196
4.4.2 La mécanisation des coupes : progrès social ou nouvel asservissement ?..... 199
4.5 Renouvellement et mode de sylviculture.....202
4.5.1 Renouvellement et complexification du débat feuillus-résineux 202
4.5.2 Régulier, irrégulier 204
4.6 Conclusion intermédiaire 205
4.7 Références bibliographiques 206

Rédacteurs

Philippe **Deuffic,** INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France

Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France

Damien **Marage,** Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France

4.1 Cadrer, argumenter, justifier de manière objective… et subjective ?

Dans un premier temps, nous souhaitons expliciter les différents régimes de critiques utilisés par les protagonistes ainsi que la différence entre cadrer un problème – quitte à forcer le trait – et argumenter, c'est-à-dire proposer une interprétation du monde ou d'un problème selon un raisonnement logique.

4.1.1 Les régimes de la critique

Nous avons vu dans la « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? » qu'une façon d'inscrire la coupe rase sur l'agenda des problèmes publics consistait à dramatiser et dénoncer certains aspects de cette opération sylvicole. Certaines critiques peuvent trouver rapidement des solutions, d'autres portent sur des dimensions beaucoup plus vastes et peineront sans doute à trouver rapidement une réponse. Dans le domaine environnemental, (Chateauraynaud, 2014, p. 6, *sq.*) distingue ainsi trois types ou régimes de critiques que l'on peut aussi retrouver à propos des coupes rases :

- le premier régime est celui de la **critique technique ou procédurale**. Il consiste à contester les calculs et les méthodes, les choix techniques et les dispositifs d'évaluation des risques et des bénéfices. Dans le cas des coupes rases, cela peut concerner la définition de cette opération, les seuils de surface « acceptables » ou « intolérables », les techniques de récolte, les méthodes d'évaluation des impacts sur l'écosystème, etc. Ce type de critique n'est **pas**

insurmontable puisque le cadrage initial – effectuer une coupe rase – n'est pas fondamentalement remis en cause et que la critique alimente, via la délibération, un processus de co-construction des solutions. L'expertise et la décision s'enrichissent graduellement des questions et des observations critiques et, si l'opération initiale prévue subit des inflexions, le projet définitif finit par obtenir l'assentiment du plus grand nombre d'acteurs concernés. Dans notre cas d'étude, cela peut être par exemple la coupe d'un peuplement à maturité dans une zone RTM. Une majorité de protagonistes peuvent s'accorder sur la nécessité du renouvellement (**accord sur le diagnostic**) mais pas sur les modalités qui prêteront alors à discussion (**désaccord sur la solution à mettre en œuvre**[158]). Un autre cas peut être un projet de scierie ou de chaudière bois dont les contestations porteront sur la taille mais pas sur la nature du projet en soi. Ce type de critique se résout en général par la discussion et la négociation. Parfois les promoteurs du projet parviennent à faire taire les critiques : celles-ci sont défaites une à une, soit par endogénéisation (prise en compte des aspects techniques ou procéduraux), soit par contournement (on change les paramètres, par exemple en jouant sur la taille, la localisation, la temporalité ou l'extension du projet, de façon à le réaliser dans une zone plus favorable, moins conflictuelle, comme par exemple dans le cas de la création d'une piste forestière dont on modifie le trajet ou l'emprise).

- le second régime est celui de la **critique en justice**. Celle-ci est difficile à ignorer pour les porteurs de projet car des victimes, réelles ou potentielles, se constituent en **collectif de plaignants** – par exemple des riverains d'une coupe rase à venir ou déjà réalisée ou des ONGE locales – qui exerce un recours devant le tribunal. Leurs critiques ne peuvent être traitées par le mépris car cela risque de produire, via un processus de ressassement, du ressentiment, **des effets rebonds** qui peuvent faire entrer la plainte initiale dans un **cycle de lutte politique** (*id*., p. 6). Ce régime de critique juridique est la voie choisie, par exemple, par le syndicat mixte du PNR du Morvan pour faire baisser les seuils de coupes rases de façon réglementaire, le régime précédent de critiques techniques portées par les associations locales depuis une vingtaine d'années n'ayant pas abouti à des changements significatifs.
- le troisième régime est celui de la **critique radicale** du système. Elle est plutôt portée par des minorités, mais celles-ci peuvent, dans certains contextes, parvenir à fédérer des causes autour d'une mise en cause radicale du système : la forme de domination économique, le modèle de développement, le système technoscientifique, l'imposition de normes culturelles, etc. Les critiques qui remettent en cause toute exploitation de la forêt à des fins commerciales peuvent relever de ce régime. L'objectif de ces critiques radicales portées par des groupes particuliers, constitués autour d'une activité ou d'une forme de vie (des promoteurs d'une écologie radicale, voire anticapitaliste, par exemple) est de faire sauter les verrous de la seule critique procédurale ou technique, ou de la seule dénonciation d'injustice affectant des cibles déterminées. Elles visent ainsi à enclencher un processus de mobilisation générale conduisant au **retrait d'une technologie et du modèle économique** qui la sous-tend, en créant à la fois un rapport de forces durable et une série de précédents – d'actions, de décisions ou de prises de positions exemplaires, réutilisables par d'autres. Ce qui est visé ici est le modèle de société, la forme de développement et le type d'économie politique (*id*, p. 7).

4.1.2 Cadrer et argumenter

Selon le sociologue (Habermas, 1986, p. 308), ces critiques notamment techniques devraient se résoudre par la « *force du meilleur argument* », celui qui est censé analyser en profondeur et de manière rationnelle le problème et aboutir à la meilleure solution tant sur le plan technique que moral. Son élaboration s'obtient notamment par la **mise en place d'un processus délibératif** à l'issue duquel les protagonistes se mettent d'accord sur la **validité et la rationalité des arguments**. Or, qu'il s'agisse des Assises de la forêt conclues en mars 2022, ou des processus de révision des référentiels PEFC et

[158] Par exemple, une récolte par bande, par placeau, bouquets, coupes rases par parcelles ou groupe de parcelles, etc.

FSC en cours depuis 2021, un consensus autour de la question des coupes rases ne s'est pas dégagé pour l'instant[159]. Dans une société qui valorise les approches « rationnelles » des controverses, il est alors tentant de recourir à la seule **« facticité » des données dites objectives**. Néanmoins cette approche a souvent pour conséquence d'éluder et finalement de **dépolitiser les causes profondes du conflit** (Jessup, 2010, p. 29, *sq*.). Les points **de désaccords sur les coupes rases peuvent en effet porter sur les faits** et les choix sociotechniques – type de coupe, surfaces concernées, impact sur la biodiversité – **et sur les valeurs** qui les sous-tendent – rapport anthropocentré ou écocentré à la forêt, primauté de l'économie ou de l'environnement, autonomie ou conformité aux normes sociotechniques, rapports de pouvoir entre acteurs de la filière, etc. Ils interrogent également les intérêts en jeu, les rapports de force et des capacités souvent inégales des protagonistes à faire entendre et valoir leurs arguments. Comme entraperçu dans le volet historique (« Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »), l'état de la science sur une pratique comme la coupe rase résulte lui-même d'un rapport de force social entre disciplines mais aussi entre institutions scientifiques, professionnelles et autorités politiques (Deuffic *et* Candau, 2017). Des sujets complexes, comme celui des coupes rases, supposent d'adapter, voire d'inventer, des dispositifs expérimentaux probatoires spécifiques rendant compte des temps étudiés (10, 20, 50 ans), des échelles spatiales retenues (une parcelle, un massif), des entités écologiques analysées et de leur statut (une espèce rare, un groupe taxonomique, une communauté écologique, protégés par un label ou non) et des domaines scientifiques convoqués (économie, écologie, sciences humaines et sociales). Établir l'existence de tel ou tel fait peut donc se faire selon plusieurs registres qui ont chacun leur propre mode d'accès à la vérité (Bensaude-Vincent *et* Dorthe, 2022, p. 22). Dès lors, l'administration de la preuve par la **supposée « force des arguments » ne peut être que partielle et limitée** (Pellizzoni, 2001).

Une autre difficulté tient à la façon dont ces arguments sont présentés. Dans les messages destinés aux médias, les protagonistes cherchent avant tout à **cadrer le débat**, c'est-à-dire à « **sélectionner certains aspects d'une réalité perçue et de les rendre plus saillants** dans un support de communication de façon à **promouvoir une définition particulière du problème**, des interprétations causales, une évaluation morale ou des recommandations de traitement » (Entman, 1993, p. 52). Cadrer la question des coupes rases consiste ainsi, pour les acteurs qui pratiquent couramment ce type d'opération, à la décrire comme un acte sylvicole banal inscrit dans le cycle de vie du peuplement et, au contraire, pour ses détracteurs, comme une aberration écologique, paysagère et sociale. Argumenter est une opération plus complexe et risquée dans la mesure où elle suppose d'**apporter la preuve que le problème existe** et qu'il a des impacts écologiques, économiques, éthiques, ou sociaux inacceptables. L'administration de la preuve n'est pas donc plus un exercice purement rhétorique dans la mesure où la **performativité des arguments doit résister à l'épreuve des faits** auprès des protagonistes soucieux de les soumettre à un examen critique approfondi (Chateauraynaud, 2011, p. 253). Argumenter à propos des coupes rases nécessite donc de recourir à des modes de justification empruntant le plus souvent à la science et aux objectivations chiffrées. Là où le cadrage médiatique des débats sur les coupes rases par une pétition signée par des chercheurs peut en imposer vu l'autorité scientifique de ses signataires, l'argumentation scientifique proprement dite reposera le plus souvent sur des publications validées par la communauté des pairs. Cependant, dans les cas de forte incertitude ou de conflits de valeurs, les protagonistes peuvent aussi avoir recours au **registre des émotions, de la morale, ou de l'éthique pour justifier leur position**. Cela arrive notamment quand les actions incriminées heurtent le sens commun (par exemple dans notre cas d'étude, couper des arbres qualifiés de remarquables), quand des normes ou des valeurs sociales profondément ancrées (la préservation des paysages ou de la biodiversité pour les uns, la performance économique pour

[159] À la date de rédaction de cette contribution, c'est-à-dire au 30 octobre 2022.

d'autres) sont bousculées, ou quand ces actes ont une forme d'évidence silencieuse de situations insupportables (« la forêt a disparu ») ou de comportements disqualifiants (par exemple la destruction d'habitats naturels ou de matériel forestier). Dans cette perspective, l'établissement de la preuve n'est donc pas réductible à une négociation d'intérêts ou à un effet d'autorité, ni à la cohérence d'une représentation de ce qui serait juste (Chateauraynaud, 2011, p. 259). Elle est « produite graduellement dans les confrontations répétées entre représentations collectives et perceptions dans le sensible, espace de calcul et instances de jugement, et à l'occasion desquelles les acteurs s'accordent sur les faits » (*ibid*.).

Dans la pratique, Neveu (2015, p. 126) admet cependant que **les opérations de cadrage, de médiatisation et de justification se recouvrent souvent**. Quand il s'agit de cadrer, certains faits peuvent être qualifiés avec emphase, voire exagérés en vue d'attirer l'attention des médias ou des décideurs publics ou au contraire édulcorés afin d'éteindre la polémique aussi vite que possible. Quand vient le temps de l'argumentation, les protagonistes doivent en principe fournir des preuves, d'où le recours à l'expertise scientifique. Mais en l'absence de preuves formelles, les arguments déployés, ne permettent pas toujours de clore la controverse. Ils doivent cependant revêtir un **certain degré de tangibilité et d'inscription dans le réel et le vécu** des différents protagonistes du débat pour devenir opposables et limiter ainsi le recours aux arguments fabriqués ou fallacieux.

4.1.3 Analyser les arguments de manière symétrique

À défaut de trouver le meilleur argument, nous nous sommes tenus autant que possible à une **exploration symétrique des registres argumentatifs mobilisés à propos des coupes rases. L'objectif est d'appréhender les lignes de fracture, leur irréductibilité ou, au contraire, leur éventuelle compatibilité moyennant des compromis**. Vu le nombre et la nature des documents abordant la question des coupes rases (articles de presse, pétitions en ligne, articles dans des revues techniques, ouvrages de vulgarisation, documentaires, interviews d'acteurs, etc.), cette tâche exigerait une collecte, un codage et une analyse des données très approfondis pour évaluer le registre, la profondeur et la « force » des arguments employés. Le temps et les moyens impartis par l'expertise CRREF étant contraints, nous nous sommes concentrés sur deux ouvrages qui proposent une synthèse de ces arguments. Le premier est le livre « Main basse sur nos forêts » de Gaspard d'Allens (2019) et le second la réponse qu'en donne Philippe Riou-Nivert (2021) dans un dossier spécial de la revue Forêt Entreprise et intitulé « Forestiers et société : réflexions face aux critiques ». Outre ces deux sources, notre analyse est complétée par d'autres contributions telles que la thèse d'Elsa Richou sur la filière forêt-bois française confrontée aux défis de l'écologisation (Richou, 2020), le numéro spécial des cahiers scientifiques du PNR Morvan sur les coupes rases (Beck *et al.*, 2021), des articles parus dans diverses revues scientifiques abordant la question du paysage forestier (Luginbühl, 2020 ; Marage, 2020) et des modes d'habiter en forêt (Kirsch *et* Denayer, 2020), les textes et dossiers de presse publiés sur les sites des ONGE (Canopée forêts vivantes, SOS forêts, Réseau des alternatives forestières – RAF, etc.) et des professionnels de la forêt (Fibois, Fransylva, Forestopic, ONF, etc.) Cette diversité de sources nous permet d'avoir un aperçu assez diversifié à défaut d'être exhaustif, des principaux arguments en présence.

Nous verrons aussi qu'**il est très difficile de dissocier la question des coupes rases d'autres dimensions de la gestion forestière et plus globalement de la place de la forêt dans les territoires, des modes de gouvernance, des rapports de force entre acteurs**, etc. Si les groupes d'intérêts et les professionnels de la filière cherchent à limiter la controverse et endiguer le débat autour du seul sujet de la coupe rase, les entrepreneurs de cause adoptent la stratégie inverse en arrimant cette question particulière des coupes rases à d'autres sujets de débat. Dit autrement, là où les uns souhaiteraient limiter le débat à quelques aspects techniques, en présentant la coupe rase comme une étape

inéluctable du cycle sylvicole et en proposant un couplage argumentatif simple – la coupe est suivie d'un reboisement, donc il n'y a pas de problème –, les autres évoquent une « malforestation » généralisée, nécessitant une refonte complète des modes de gestion, des politiques forestières, voire du modèle économique dans son ensemble. Dans ce chapitre, nous examinerons d'abord les aspects directement reliés à la coupe rase et au renouvellement des peuplements puis nous aborderons plus brièvement les autres points de tension.

4.2 L'impact paysager des coupes rases : entre déni des émotions et tentative d'objectivation

Une des critiques historiques vis-à-vis des coupes rases concerne leur impact paysager. Les peintres de Barbizon le mentionnent dès les années 1830-50, le Touring club de France dans les années 1910, les associations écologistes dans les années 1970. À chaque fois, des réponses ont été apportées mais elles n'ont résolu le problème que de façon partielle. De fait, les critiques sur l'impact paysager des coupes demeurent comme le montrent les pétitions et articles de presse (voir Volet 1, Thème 3, « Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »). C'est en effet un des points de controverses récurrents et des plus mentionnés dans la plupart des documents analysés – et en particulier dans la presse écrite ou les pétitions en ligne. Pourtant, la question du paysage demeure relativement secondaire dans les documents à visée opérationnelle (Kirsch *et* Denayer, 2020, p. 17) tout comme dans les revues scientifiques qui accordent peu de place aux réflexions paysagères. La prise en compte du paysage se limite en effet souvent aux aspects résidentiels et aux espaces touristiques (Petit-Berghem *et* Servain, 2020, p. 6). À la différence des analyses des impacts écologiques, **les questions de paysages forestiers se distinguent aussi par le recours à un registre argumentatif spécifique basé sur les émotions**. **Celles-ci sont centrales dans la façon de percevoir et d'interpréter les coupes rases** chez une grande diversité d'usagers (habitants, visiteurs, élus) et témoignent d'une « acceptabilité sociale » problématique, que ce soit dans les forêts du Morvan (Beck *et al*., 2021), du Limousin (Mayer, 2019), ou des forêts de l'Est (Gouju, 2021). Ces études révèlent l'ambiguïté d'une image partagée entre une vocation productive affirmée qui constitue selon les forestiers l'essence de ces forêts et un espace où les publics projettent des attentes sociales liées à son statut de forêt à vocation récréative et environnementale (Pottier, 2010, p. 7). Ces controverses montrent aussi que le paysage forestier ne se résume pas à l'existence d'un seul référentiel, ni à la fixité d'une image mais qu'il est la marque d'une histoire faite de changements socio-économiques parfois lents, à peine visibles mais structurels (déprise agricole suivie de reboisement) et d'événements plus brutaux (incendies, tempêtes, coupes sanitaires, programme pluriannuel de coupes). Ces changements obligent à faire dialoguer différentes temporalités, celle du temps très court de la coupe rase et celle du temps plus long de la reconstitution d'une forêt adulte. Ce balancement permanent entre continuité et discontinuité des dynamiques paysagères forestières joue aussi sur la capacité des différents acteurs à anticiper, se projeter, donner du sens aux coupes rases ou au contraire à subir ces changements paysagers, alimentant un sentiment d'impuissance, de résignation ou de colère.

4.2.1 Faire toucher du doigt l'expérience de la coupe : du déni au recours au sensible

La question des impacts paysagers des opérations sylvicoles est un point sur lesquels les forestiers se savent critiqués régulièrement et depuis longtemps (Deuffic, 2005). Les solutions apportées ont varié avec le temps : création de réserves artistiques à Fontainebleau, éducation du jeune public à la gestion forestière dans les années 1910-1930 (Cardot, 1907), mise en place de réglementations visant à protéger les paysages forestiers (site inscrit ou classé), diminution des surfaces de coupes dans

quelques cas de conflits très médiatisés dans les années 1960. Dans les années 1970, la pression exercée par les associations environnementales se renforce et l'augmentation du nombre de cas de conflits locaux poussent l'ONF à recourir au paysagisme d'aménagement, technique inspirée du *forest landscape design* développé au Royaume-Uni (Crowe, 1966 ; Lucas, 1991). **Cette approche vise à atténuer les impacts visuels des opérations sylvicoles en travaillant sur la forme des coupes rases qui doivent s'efforcer d'épouser les lignes du relief, ou casser la profondeur de champ par le maintien de bosquets ou de lisières** (Breman, 1993 ; voir Volet 1, Thème 3, « Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »). Cette approche part du principe que chaque individu ne perçoit qu'une partie des composantes matérielles de l'espace (qui composent le paysage « objectif ») et qu'il interprète ces éléments de façon éminemment variable (le paysage « perçu ») selon un prisme individuel qui intègre la culture dans laquelle vit l'observateur, son niveau d'instruction, son activité professionnelle. Si l'importance et la diversité de ces préférences individuelles semblent admises, leur prise en compte est cependant écartée car « *il y a une variété relativement faible dans la demande : peu de gens ont des besoins clairement définis et ceux qui en ont ne leur attachent pas une importance qui aille motiver jusqu'à leur mobilisation* » (CTGREF, 1976). Dès lors, l'application de recommandations générales édictées par un spécialiste et s'imposant à une majorité d'usagers devient la norme. La subjectivité et la diversité des perceptions est ainsi peu à peu remplacée par une analyse paysagère à œil d'expert qui s'appuie sur une lecture dite « objective » des composantes paysagères et de leur sensibilité (CEMAGREF, 1987). De fait, ces spécialistes du paysage forestier expriment une certaine réticence à mobiliser le registre sensible et émotionnel. Or cette mise à distance du registre sensible n'est peut-être pas le meilleur choix stratégique selon C. Barthod, ancien sous-directeur des forêts pour qui « *savoir partager ses émotions devant une belle forêt ou ce qui deviendra une belle forêt s'avère donc paradoxalement une condition de la crédibilité des forestiers dans leur participation à des débats de société. L'oublier laisse le champ libre à des discours irrationnels et séduisants qui opposent facilement la froideur rebutante du technicien et la chaleur sympathique du militant qui proclame son amour de la forêt »* (Barthod *et* Landmann, 2002, p. 629). À l'image des relations entre chasseurs et opposants à la chasse (Ginelli, 2017)**, la question de la coupe rase fait ainsi souvent obstacle à la reconnaissance mutuelle des façons différentes d'êtres des passionnés de forêt**. De plus, si ce type d'analyse « objective » s'appuie sur la capacité supposée de l'expert à sentir et refléter les attentes paysagères des différents usagers du lieu, elle ne permet pas toujours de se détacher de ses propres préférences et des injonctions qui lui sont faites par les commanditaires de l'étude. À cet égard, là où une génération de paysagistes d'aménagement travaillant au sein même des organisations forestières a cherché à intégrer visuellement des plantations de résineux accusées plus tard de « fermer les paysages », la génération suivante a utilisé l'argument de la coupe rase au nom de la réouverture de ces mêmes espaces, transformant du même coup un symptôme en remède : « *Les coupes, en abaissant la densité des arbres, contribuent à l'ouverture d'un peuplement qui laisse progressivement pénétrer les regards. Avec ces prélèvements sélectifs, la régularité d'une plantation initiale est atténuée* » (ONF, 2002, p. 117). Aujourd'hui, cet argument est encore utilisé pour justifier à la fois la politique de reboisement du passé et les coupes actuelles : à propos d'un taux de boisement que certains habitants du Plateau de Millevaches trouveraient trop élevé, des forestiers considèrent que *« cette ressource est pourtant réelle et doit être gérée différemment avec un aménagement plus judicieux (à trouver) de l'espace rural. On pourrait imaginer une réglementation des boisements qui, lors des coupes des premières générations de résineux, libère l'espace autour des villages encerclés. La coupe peut être aussi un outil pour corriger les excès locaux de l'enrésinement !* » (Riou-Nivert, 2021, p. 33). Les forestiers qui pratiquent la coupe rase tendent aussi à **relativiser l'impact visuel de la coupe rase au nom de l'inéluctable dynamique des paysages :** la coupe ne constituerait qu'un état transitoire puisque suivi d'un reboisement, qui plus est imposé par la loi. Certains naturalisent même cet acte de gestion en l'assimilant à un phénomène guère différent d'un chablis post tempête. Pour ce

directeur de coopérative, « *la coupe rase n'est pas quelque chose d'antinaturel contrairement à ce que l'on peut croire. Quand on fait ça, c'est dans une perspective de renouvellement. C'est obligatoirement reboisé. Au-delà de la coupe, il faut aussi voir la naissance qui se fait par la plantation* »[160]. De fait, si les tenants de la coupe rase sont conscients du changement radical et rapide provoqué par ce type d'opération, ils déplorent le décalage entre le paysage réel et le paysage « souhaité dans les têtes » et perçoivent ces récriminations comme injustes, persuadés de l'intérêt général de leurs actions qui consiste d'abord à produire du bois (Marage, 2020, p. 8).

Pour les opposants à la coupe rase, l'aspect sensible de la coupe rase est au contraire central, ce type d'opération ne relevant pas d'une simple adaptation technique et de quelques aménagements en trompe-l'œil. Quels que soient les différents documents parcourus, les termes utilisés par les personnes interviewées, en particulier dans la PQR ou la PRN, sont généralement connotés très négativement et clairement inscrits dans le registre de l'émotion : « *horizons lunaires* », « *paysages dénués d'arbres* », « *chaotiques* », « *transformés ou détruits* », « *balafrés* » et ne laissant qu'un *« spectacle de désolation et de vide* ». Si l'usage de tels termes participe de l'effet de cadrage visant à maximiser l'effet médiatique de ces témoignages, il ne dénote pas moins une sincérité dans les propos exprimés. La mise en avant des émotions suscitées par les coupes rases **et l'expression d'une sensibilité paysagère constituent en effet souvent le seul moyen et un des rares registres que les usagers peuvent mobiliser spontanément, sans connaissance scientifique particulière**, ni protocole d'évaluation sophistiqué – comme l'exigerait une argumentation relevant de l'écologie (Bouleau *et* Deuffic, 2016). À travers cette expérience concrète qui permet de toucher du doigt les modifications du paysage, les porteurs de ces arguments **font surgir dans le monde sensible ces impacts sur la forêt ; ils l'ancrent aussi dans le sens commun de sorte que sa contestation devient plus difficile**.

Si le registre sensible se révèle d'une redoutable efficacité auprès des médias pour dénoncer la coupe rase, il constitue en revanche une faiblesse dans les arènes de discussion professionnelles et politiques forestières. Les forestiers qui pratiquent la coupe rase admettent difficilement l'argument paysager au nom de la supposée impossible objectivation de ces impacts. Alors que cette subjectivité paysagère est assumée par les opposants à la coupe rase, les praticiens de cette technique opposent le relativisme de la perception paysagère. Chaque individu aurait sa propre perception et interprétation de la coupe rase, et aucune ne prévaudrait sur une autre. Certes l'espace forestier convoque les expériences du visible et du sensible et confère effectivement à l'observateur une position centrale, chacun examinant le paysage comme il l'entend selon ses désirs et sa curiosité personnelle (Petit-Berghem *et* Servain, 2020, p. 3). Il n'en demeure pas moins que **certains aspects peuvent être très largement partagés comme le montrent les enquêtes réalisées auprès des usagers de la forêt.** Les programmes de recherche sur le paysage des années 1990-2000 constatent ainsi que, **loin d'une atomisation des préférences paysagères qui rendrait impossible toute vision partagée d'un paysage, de grandes catégories de paysages, y compris forestiers, font l'objet d'une interprétation convergente par une majorité d'acteurs** (Luginbühl, 2005). En forêt, **ses catégories de référence ou schèmes paysagers** ont émergé avec les peintres de Barbizon et des précurseurs du tourisme en forêt comme Dénécourt (Kalaora, 1993). Ceux-ci ont proposé un code de lecture essentiellement esthétique de la forêt et basé sur une série d'éléments pittoresques comme les points de vue, les arbres séculaires, les zones de rochers et la présence d'eau. L'idée était de mettre en exergue des valeurs recherchées par le visiteur : la domination (de l'espace et du paysage), la monumentalité, l'ancrage historique, l'insolite et le pittoresque (Deuffic *et* Lewis, 2012). Puis tout au long du XXe siècle, cette clé de lecture paysagère s'est consolidée, diffusée dans la société et enrichie d'une grille de lecture écologique notamment auprès

[160] Interview de Lionel Say pour le Journal La Montagne du 13 novembre 2013, « *La Coopérative Forestière Bourgogne Limousin basée à Ussel œuvre aussi en faveur du climat* » (article 363)

des naturalistes amateurs. Ces schèmes paysagers ont même été institutionnalisés au travers de différents statuts de protection (sites classés et opérations Grands Sites de France tels que les forêts des Ballons d'Alsace, de Chambord, de l'Estérel) et de labels établis aussi pour des motifs précisément paysagers et dont le plus récent est celui des forêts d'exception de l'ONF (forêt de l'Aigoual, de Bercé, de la Montagne de Reims, etc.) Comme le soulignent Petit-Berghem et Servain (2020, p. 3), à côté d'un premier niveau qui permet d'avoir une perception polysensorielle de la forêt et d'appréhender un paysage de l'intérieur, existe un second niveau, fabriqué à distance, moins intime, et dépendant de la technique (Corvol-Dessert *et al*., 1997 ; Deuffic, 2005). Les travaux menés par les paysagistes de l'ONF (Breman, 1997 ; Gernigon, 2002), de l'École du paysage de Versailles et divers universitaires montrent ainsi que certains aspects de la gestion forestière sont plébiscités ou rejetés au nom ou à cause de leurs impacts paysagers. Dans le Morvan, Marage (2020, p. 6) remarque qu'à peu près tous les types de coupes – d'éclaircie, de régénération, définitive, à blanc – cristallisent aujourd'hui les tensions. La distinction entre coupes fortes et coupes rases (Barthod *et al*., 1999) qui permettait jusqu'à présent aux professionnels de relativiser les changements paysagers est d'une subtilité dont les usagers de la forêt ne s'embarrassent pas toujours, le niveau de prélèvement restant à leurs yeux trop élevé, notamment en futaie régulière. Si l'apport d'informations et de contre-arguments technico-économiques comme le besoin en lumière des semis avancés par les promoteurs de cette technique, peut faire changer d'avis certains usagers, il ne convainc pas les plus réticents. Dans ce cas, ce n'est pas forcément le principe technique qui est remis en cause, mais la taille des coupes de régénération. Là où les uns ne voient pas de problème et souvent une nécessité technico-économique à réaliser des coupes sur des parcelles de plusieurs hectares, d'autres militent pour des coupes de régénération de taille plus réduite, d'un ou deux hectares au maximum, voire par bouquets de quelques ares dans le contexte de la futaie irrégulière à couvert continu.

4.2.2 La question récurrente des seuils de surface et des échelles de temps

La question de la superficie des coupes rases constitue un des thèmes récurrents des conflits actuels en forêt. **Elle témoigne aussi d'un usage des métriques et des indicateurs quantitatifs très différents pour justifier ou, au contraire, dénoncer les coupes d'exploitation**. L'inventaire national des forêts nous apprend que les coupes rases concernent chaque année 67 000 ha/an (+/- 6 000 ha/an) soit environ 0,4 % de la surface forestière de la France métropolitaine (Volet 1, Thème 2, « Question 1.1. Quels enseignements peut-on tirer des données de l'inventaire forestier national sur l'évolution récente des coupes rases et fortes ? »). Le même argument est également avancé au sujet de la proportion de forêts plantées – celles-ci ne représentant selon l'inventaire forestier national que 13 % des forêts françaises – ou des échelles temporelles – la coupe rase n'ayant lieu qu'une fois dans la vie du peuplement c'est-à-dire tous les 50, 80 ou 100 ans. Ces chiffres permettent de relativiser l'importance des coupes à un niveau national ou à l'échelle de vie d'un peuplement. En revanche, **ils ne disent rien de l'expérience pratique des habitants de lieux où sont effectués ces coupes ni de leur accumulation dans leurs aires de vie quotidienne ou à des intervalles de temps plus courtes que celles de l'âge d'exploitabilité théorique**. Dans certains territoires comme le Morvan ou le Limousin, ces coupes représentent « *des surfaces relativement importantes, de l'ordre du millier d'hectares par an en moyenne, mais dont la perception et les effets perdurent pendant plusieurs années au cours desquelles les peuplements se reconstituent. L'urgence actuelle de prise de décision est liée à l'arrivée à maturité d'une quantité importante de peuplements implantés sur une courte période, grâce aux subventions du Fonds Forestier National* » (Beck *et al*., 2021, p. 82). **Ce décalage entre un indicateur national agrégé, plutôt rassurant mais éloigné du terrain et une situation locale, ancrée dans une réalité quotidienne plus mitigée, témoigne de rapports différents aux changements d'échelles et à leurs effets**. Les scientifiques et

techniciens travaillent ainsi familièrement avec des grandeurs extensives où la nature est égale à elle-même aux dimensions près, par homothétie, de sorte qu'il y a une invariance des figures – dans notre cas des coupes rases - quand on change d'échelle (Bensaude-Vincent *et* Hoquet, 2022, p. 702). **Les habitants des territoires opposent à ce postulat d'invariance des échelles, à son abstraction et son indifférence aux situations locales, la diversité des effets induits par ces changements d'échelles, leur tangibilité et leur ancrage dans la vie réelle et leur cadre de vie quotidien**. Pour eux, l'impact des opérations sylvicoles, quelles qu'elles soient, diffèrent quand elles sont considérées à diverses échelles. De même que réaliser une coupe de 10 ha n'est pas tout à fait équivalent à cinq coupes de 2 ha pour un entrepreneur de travaux forestiers (voir Volet 1, Thème 6, « Question 3.2. Quels sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ? »), l'inverse est également vrai pour les habitants. L'addition de coupes dans un territoire donné n'étant pas perçue de façon linéaire mais souvent exponentielle. Le passage d'une échelle à l'autre sans déformation serait donc un mythe, voire un instrument de domination (Bensaude-Vincent *et* Hoquet, 2022, p. 706), permettant dans notre cas d'étude de faire passer les 67 000 ha environ de coupes rases annuelles au rang d'anecdote eu égard aux 17 Mha de forêts françaises. Or **ce qui se passe au niveau local n'est pas qu'une miniature ou un modèle réduit de ce qui a lieu au niveau global**. De même, le recours à l'échelle chronologique où les années se succèdent les unes aux autres de manière uniforme, rendant chacune d'entre elles insignifiantes à l'échelle de la vie du peuplement forestier, traduit imparfaitement les temporalités enchevêtrées et souvent décalées de la forêt d'une part et des humains d'autre part. Minimiser l'effet temporel d'une coupe rase au prétexte que cela n'a lieu qu'une fois par siècle ne reflète pas la dimension temporelle de ses effets sur le vécu des acteurs qui peuvent s'étaler sur plusieurs décennies. **L'abstraction du temps physique de la technique sylvicole – âge moyen des peuplements, âge d'exploitabilité, fréquence de coupe – et son accélération – raccourcissement des révolutions, taillis à courte rotation – éloigne ainsi du temps vécu par les individus – celui qui fait l'attachement aux arbres plantés par les générations précédentes, aux vieilles forêts**, et aux souvenirs qui y sont attachés (Marage, 2021). Or ces échelles de temps vécu – celui des habitants du lieu – sont souvent ressenties comme secondaires par les forestiers qui réalisent ces coupes rases ou comme un obstacle provisoire dont ils minimisent l'importance, en évoquant le fait que dans un an ou deux la végétation aura repoussé.

Alors que cette question des seuils semble centrale, on constate que, paradoxalement, la littérature scientifique dit peu de chose sur ce que pourrait être un seuil de coupe acceptable sans doute parce que celui-ci varie selon les contextes géographiques, biophysiques, écologiques, économiques et socio-culturels. Au Canada, des études montrent que la perception et le degré d'acceptabilité des coupes dépend du taux de prélèvement, de la hauteur de la régénération déjà disponible après coupe (Pâquet *et* Bélanger, 1997), et du type d'acteurs qui évalue l'impact paysager de la coupe rase (Yelle *et al*., 2008). Des résultats à peu près similaires ont été observés aux USA et en Tasmanie (Ribe, 2009 ; Ribe *et al*., 2013), **l'appréciation portée sur les coupes étant d'autant plus positive que la surface est limitée, que des arbres sont maintenus à proximité sous forme de bouquets et qu'il y a moins de rémanents.**

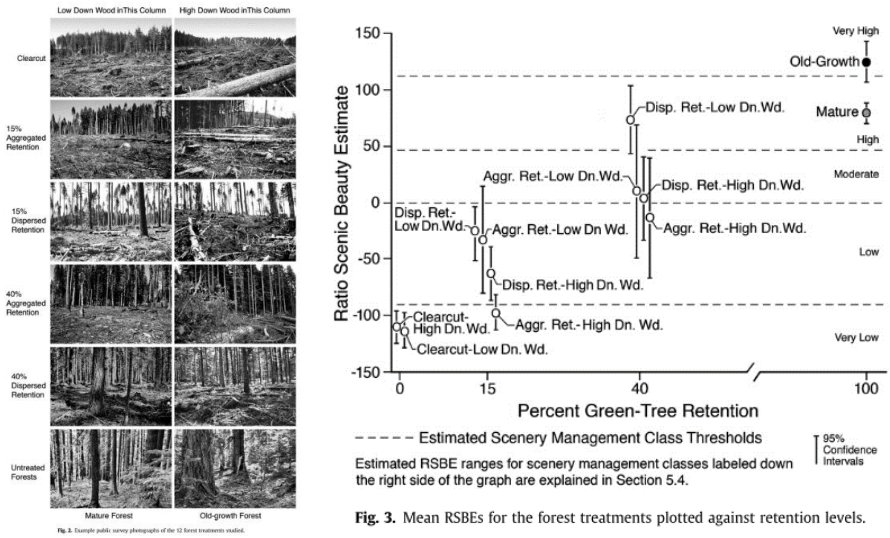


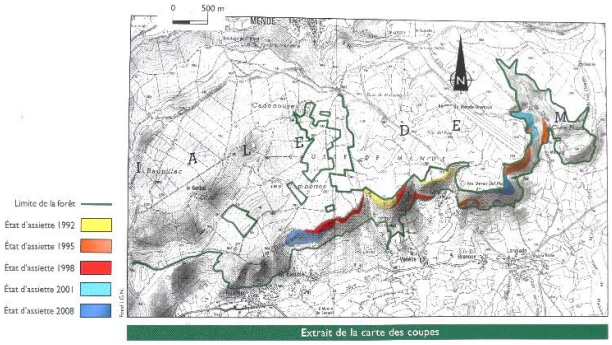
Figure 3.4-1 : Appréciation de différents types d'exploitation sylvicoles (Ribe *et al*., 2013)

En Europe, la taille des coupes fait aussi objet de vives controverses depuis plusieurs décennies. À la suite de ces mobilisations, certains pays européens ont décidé d'imposer des seuils de coupe (Sotirov *et al*., 2022). Nous n'avons cependant pas trouvé les critères qui ont prévalu à la fixation de ces seuils. **Ils sont très probablement le résultat d'une négociation entre partenaires plutôt que d'un consensus reposant exclusivement sur des données scientifiques**. Ces restrictions ont également été inscrites à des époques très différentes, selon les pays. En Suisse, la fixation du seuil remonte à une loi forestière de 1876 et renforcée en 1991 et 2007, en Autriche à 1975, en Belgique-Wallonie à 2008, etc. L'absence de seuil ne signifie pas non plus l'absence de conflits, y compris dans des pays de forte culture forestière comme la Suède ou la Finlande. De très fortes mobilisations contre les coupes rases ont ainsi eu lieu dans ces deux pays dans les années 1970, mais la proximité des acteurs de la forêt et du bois avec les autorités politiques a permis d'éviter – pour le moment – l'imposition de seuils (Lisberg Jensen, 2011 ; Siiskonen, 2007).

Dans le cas de la France, cette notion de seuil a également été éludée jusqu'à récemment, y compris dans la littérature technique censée aborder de manière concrète cette question. Dans les différents ouvrages et notes techniques du Cemagref et de l'ONF traitant du paysagisme d'aménagement en forêt, cette question des seuils évolue au fil du temps. En 1981, dans un contexte de reboisement encore liée au FFN, la préoccupation des experts paysagistes forestiers était d'éviter le mitage du paysage que ce soit par des plantations ou des coupes en « timbre-poste ». Les seuils d'intervention proposés ne sont pas maximaux mais minimaux, ceux-ci variant de 5 à 10 ha. **L'argument sous-jacent est que la coupe doit être proportionnelle aux autres éléments de l'espace et qu'il faut éviter le mitage du paysage par des coupes trop petites** (Breman, 1981). Progressivement, la référence à ces seuils disparaît. Dans le cahier de recommandations paysagères à l'usage des sylviculteurs du Morvan (Préfecture de la Région de Bourgogne, 1997, p. 50, *sqq*.), il est seulement conseillé d'éviter la forme artificielle ou géométrique de la coupe en épousant « *les lignes de force visuelle du paysage et de « coller » au mieux au terrain* », et de proportionner « *les superficies des zones d'interventions en rapport avec l'échelle visuelle du paysage* ». À défaut de seuil, il est aussi préconisé de « *délimiter la coupe de manière à ce qu'un observateur ne perçoive pas, (surtout en vision rapprochée), à partir d'un quelconque point de vision, la totalité de la surface mise en régénération en une seule fois* » (*id*.) L'idée est de **faire paraître la superficie perçue plus petite que la superficie réelle par un certain nombre d'artéfacts** (maintien de bosquet ou de lisière), afin de maintenir une diversité paysagère et de

permettre au promeneur de « *découvrir progressivement le milieu forestier et les différents stades des peuplements* » (Moigneu, 2005, p. 191).

À défaut de valeur absolue, l'analyse des cas concrets où les paysagistes de l'ONF sont intervenus donne une idée des tailles de coupes réalisées selon ces principes d'insertion paysagère dans les années 1990 (ONF, 1999). Dans le cas d'une futaie de pins sylvestres et de pins à crochets de 213 ha située sur un versant de montagne près de Gap, une coupe de 33 ha est ainsi réalisée en une seule fois avec maintien de feuillus en thalweg et de jeunes bosquets résineux, suivi d'un broyage des rémanents sur 10 ha. Dans un autre cas de renouvellement d'une forêt de 137 ha de forêt RTM du côté de Mende (Lozère), le plan d'aménagement 1992-2008 proposait cinq coupes successives de 6 à 10 ha, soit une superficie totale de coupe de 51 ha, chaque coupe étant espacée de 3 ans, et les travaux démarrant après une campagne d'information préalable auprès du public. Dans des cas de forte attractivité touristique et de forêts périurbaines, des seuils plus bas (3-4 ha) pouvaient être également préconisés. Ces exemples montrent que la réduction des impacts visuels repose sur des seuils variables et la mise en œuvre de dispositifs censés limiter l'impact visuel comme l'étalement et le fractionnement des coupes dans le temps et dans l'espace, le maintien de bosquets et de lisières, la forme non rectiligne des coupes, etc. (voir Figure 3.4-2).



Proposition d'état d'assiette de la solution retenue

Parcelles	Surfaces	1992	1995	1998	2001	2008	
311	9,77			1,55			
312	13,21			4,30		3,10	
313	13,28			0,30		6,88	
386	8,01	2,96					
387	9,47	1,89		0,14			
388	9,67	0,25		2,56			Surface répétée à l'issue de l'aménagement
389	9,77	0,87		1,31			
390	9,28	3,58					
391	6,27		0,70			0,14	
392	9,53		0,42		0,42	2,55	
393	9,75					4,23	
394	9,19		3,56				
395	6,97		1,62		1,15		
396	13,64		1,94		5,00		
Surface totale	**137,41**	**9,55**	**8,24**	**10,16**	**6,57**	**16,90**	**51,42**

• Étude réalisée par : ONF - Service départemental de la Lozère - Groupe technique de Mende - 1992 •
• Appui technique : CEMAGREF - Nogent-sur-Vernisson • Fiche réalisée par : ONF - Groupe technique de Mende - 1997 •
• Crédits photographiques et dessins : F. Jerry •

Figure 3.4-2 : Aménagement paysager d'un renouvellement d'une forêt RTM à Mende, ONF service départemental de la Lozère, 1992 (ONF, 1999)

Si la plupart des coupes préconisées n'excèdent pas 5 à 10 ha, leur taille résulte souvent d'une négociation entre les gestionnaires de terrain et les paysagistes de l'ONF. Dans la partie argumentaire, les rédacteurs des fiches motivent ces seuils au nom d'une rentabilité minimale des travaux, du risque d'impasse sylvicole, de dépréciation des bois si la coupe est retardée, etc. Nous ne savons cependant pas comment ces propositions d'aménagements ont été accueillies localement. Qui plus est, ces exemples ont 30 ans et il n'est pas du tout sûr, dans le contexte actuel, que des seuils de surface de plusieurs dizaines d'hectares sur un même site soient acceptés sans réaction, même en prenant soin d'informer le public au préalable. Par ailleurs, ces seuils étaient définis sur des critères essentiellement paysagers alors qu'aujourd'hui ils le sont tout autant sinon plus sur des critères écologiques. Les cas de conflits relevés dans la presse nationale et régionale et les pétitions montrent aussi que **la question des coupes est devenue si sensible qu'un mouvement d'opposition peut se déclencher quelle que soit la surface et parfois même sur une simple présomption de coupe** (voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »). L'exemple du plan d'aménagement de la forêt de Mende montre enfin qu'au-delà de la superficie de la coupe, il faut aussi tenir compte de la succession des coupes dans une même unité écologique ou paysagère et sur une unité de temps plus ou moins longue. La juxtaposition de coupes rapprochées dans le temps et l'espace tend en effet à cristalliser l'attention des usagers et amplifier le risque de protestations, à l'image de ce qui se passe aujourd'hui dans certains territoires comme le Morvan ou le Limousin. Pour Beck *et al*. (2021, p. 12), « *les modifications du paysage vont dépendre des coupes réalisées au même moment sur*

un versant (…). C'est donc une gestion à l'échelle du versant qu'il faudrait parvenir à mettre en œuvre pour une valorisation économique optimale, limitant alors les infrastructures nécessaires à la récolte du bois et permettant ainsi de limiter l'érosion mécanique et donc de mieux protéger les eaux de surface ».

Bien qu'il soit difficile de fixer des valeurs seuil objectivées quantitativement et qualitativement quel que soit le contexte paysager, écologique et forestier, des chiffres sont néanmoins proposés dans différentes arènes de débat et de décision (SRGS, PEFC, FSC). **Ils ne sont pas le produit d'une analyse objectivée et quantifiée ou multicritère, qui fixerait un seuil optimal quels que soient les contextes mais d'un compromis entre ces données et des intérêts économiques, sociaux et politiques entre parties prenantes**. Les seuils évoqués vont ainsi de 10 ha, voire 4 ou 5 ha en zone de pente. Certaines collectivités comme le syndicat mixte du PNR du Morvan proposent de baisser ces seuils. Il a ainsi mis en place, sur une vingtaine de communes, une expérimentation qui vise à abaisser le seuil de demande d'autorisation de coupe, de 4 à 2 ha. Le simple fait d'évoquer ces chiffres montre **qu'une évolution des normes en matière de coupes rases est attendue dans différents sphères sociales**, attentes que les organisations forestières peuvent difficilement ignorer au risque d'entretenir les conflits. L'introduction de tels seuils, même si elle ne résout pas toutes les causes des conflits actuels, marquerait un changement de posture au sein du monde forestier. Cela peut constituer un marqueur de bonne volonté, le signe d'une amorce de changement de pratiques et d'un engagement environnemental plus en phase avec les attentes sociales. Réajuster ces seuils régulièrement, pour s'adapter à l'incertitude tout en intégrant régulièrement les dernières avancées de la science, pourrait être une autre voie de résolution des controverses mais elle suppose une culture politique particulière, faite de négociations permanentes entre parties prenantes.

4.2.3 Les conditions de réalisation des chantiers

Un autre grief régulièrement évoqué concerne les **conditions de réalisation des chantiers d'exploitation**. À propos d'une coupe rase dans une parcelle de Douglas dans le Morvan, d'Allens (2019, p. 27) évoque *« le sol, à nu, en proie à l'érosion, [qui] a été retourné comme s'il avait été scalpé de sa végétation. Les souches éventrées gisent en tas avec les branches qui n'ont pas été récoltées. Des ornières béantes ont creusé des tranchées de plus d'un mètre de profondeur où l'eau de pluie se mêle aux résidus d'hydrocarbures* ». Cette emphase discursive vise à frapper les imaginaires, à interpeller les esprits et les médias mais témoigne aussi d'une réalité vérifiable sur le terrain (Riou-Nivert, 2021, p. 30). **La mise en place des référentiels d'écocertification FSC et PEFC et de guides de recommandations à la fin des années 1990 ont toutefois fait évoluer les pratiques forestières en instaurant certaines règles** visant à préserver les cours d'eau, éviter le tassement des sols, lutter contre les pollutions mécaniques (huile de vidange, etc.), garder quelques arbres morts, etc. Les représentants de la profession condamnent donc fermement les manquements à ces règles environnementales : « *Il est vrai qu'un certain nombre de chantiers d'exploitation laissent un spectacle désolant (…). Les exploitants ont mené une réflexion pour améliorer leurs pratiques et en particulier préserver les sols (guide Prosol ou Practicsol) mais qui doit certainement être poursuivie. Les sylviculteurs eux-mêmes sont par ailleurs très attachés à la préservation du sol qui est leur capital producteur : tassement et orniérage sont des fléaux qu'ils combattent en permanence et des cahiers des charges d'exploitation doivent être respectés. Le franchissement des cours d'eau par les machines est un délit* » (*ibid*.). Cette prise de conscience sous-tend l'idée que la responsabilité du forestier va au-delà de la cession de coupe à un acheteur. Pour anticiper et prévenir les impacts environnementaux et paysagers liés à l'exploitation, certains propriétaires forestiers assortissent les cahiers des charges de vente de bois de clauses plus exigeantes. La contrainte technique et économique peut alors se déplacer sur les exploitants forestiers, acteurs à associer dans toute réflexion sur les coupes rases afin

d'éviter qu'ils ne se retrouvent dans des situations à la limite de la rentabilité socio-économique. Le risque serait alors de compenser les surcoûts en concentrant les chantiers de coupe rase dans un secteur géographique restreint afin d'en amortir les frais fixes.

Si certaines normes techniques en matière d'exploitation ont évolué afin de limiter leurs impacts environnementaux, d'autres semblent augmenter les risques de dégradations notamment sur les infrastructures routières. Dès les prémisses de la mécanisation des opération sylvicoles, Louis Badré (1956, p. 446) rappelait pourtant que « *le constructeur de scies à moteur, de tracteurs, de câbles ou de tous les engins mécaniques modernes, n'oubliera jamais que ce n'est pas à la forêt à s'adapter à ses inventions, mais l'inverse* » (voir « Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »). Avec le temps, ce conseil semble oublié. Aujourd'hui, pour beaucoup de professionnels, la course aux équipements et aux matériels plus grands est justifiée par la nécessité d'optimiser la rentabilité des chantiers d'exploitations (Riou-Nivert, 2021, p. 30, *sq*.) L'augmentation du nombre d'essieux par camion a ainsi porté le poids à vide d'un véhicule routier de 14 t, à 18 t pour cinq essieux et à 19 t voire 22 t pour six essieux. Le poids total roulant autorisé a suivi la même évolution. Il est passé grâce à différents régimes dérogatoires de 40 à 44 t en 2003, puis 48 et 57 t pour les bois ronds à partir de 2009, un tonnage de 67 et 72 t ayant même été envisagé après la tempêtes de 1999 (CGEDD *et* CGAAER, 2008). Cette augmentation des tonnages autorisés crée parfois des frictions entre les transporteurs et les gestionnaires de voiries en cas de dégradations, la remise en état des routes communales restant souvent à leur charge. Quand ces règles ne sont pas respectées, les associations de riverains, d'usagers ou de protection de la nature ne manquent généralement pas de le signaler. La dégradation des chemins est à cet égard un reproche souvent évoqué à l'instar de ce représentant de FNE Creuse qui « *s'inquiète à la fois des coupes rases et des dégâts collatéraux sur le patrimoine naturel. (…). Nos élus vantent le tourisme vert en Creuse, le VTT, la marche, le trail, les sports nature, ils font la promotion de la beauté des paysages alors que d'un autre côté, on laisse tout saccager. Je ne suis pas contre le fait de couper des arbres mais il faut le faire de manière raisonnée et se mettre dans une dynamique de préservation du patrimoine, de la biodiversité. Après le passage des engins forestiers, le chemin est complètement défiguré. Les abords ont été agrandis jusqu'à deux mètres de chaque côté à cause du passage des engins de débardage et des ornières ont creusé toute sa longueur* »[161]. Si les forestiers rappellent que la remise en état des chemins fait partie du cahier des charges des chantiers d'exploitation, ce type de disposition ne parvient pas à combler le malaise ressenti à la suite de cette opération. Devoir passer par une phase de destruction d'un chemin souvent apprécié pour son aspect pittoresque pour exploiter les bois puis par une phase de restauration n'est pas satisfaisant pour ses détracteurs. À la manière des logiques de compensation, la remise en état *ex post* des dessertes n'est pas équivalent à un retour à un état initial. Ces dispositions effacent d'autant moins le souvenir des ornières que ce type de dégradation peut se répéter sur des chantiers à proximité. Le fait d'interroger le sens que les forestiers donnent à la mécanisation et à la course au « gigantisme des machines » a poussé certains d'entre eux à tenter d'en **atténuer les effets en modifiant les pratiques** (cloisonnement des passages d'engins pour limiter les tassements de sols) et les équipements (pneu basse pression par exemple), voire à adapter la nature et taille des matériels (reboisement par pelle araignée, par potets plutôt que labour en plein, exploitation par câble, etc.)

4.3 Vert contre vert, l'affrontement des conceptions écologiques

Malgré les mesures mises en œuvre visant à atténuer l'impact paysager des coupes pendant les années 1970-1980, comment expliquer que des conflits persistent ? Outre le fait que ces mesures aient été souvent réservées à quelques espaces forestiers dits « sensibles », un phénomène plus général

[161] Article paru dans la Montagne (site web) « *Un sentier de trail des Monts de Guéret totalement défiguré par un chantier forestier à Peyrabout et Saint-Yrieix-les-Bois (Creuse*) », lundi 30 août 2021 (article 252)

d'écologisation des regards s'est produit au cours des années 1990. Selon Kalaora (1997) **la forêt s'affirme alors comme un espace fréquenté pour ses attributs non plus seulement paysagers mais aussi écologiques.** Cela se traduit notamment par un souci accru de préserver la qualité biologique et écologique du milieu. Le modèle émergeant de l'appréciation écologique de l'espace que traduit l'intérêt du public pour la flore, la faune, le milieu physique et biologique dépasse ainsi peu à peu le modèle rousseauiste de la contemplation esthétique de la nature. En un mot, il ne serait plus possible pour le public de prendre en compte le paysage d'un strict point de vue esthétique sans considérer aussi sa dimension écologique. Là où le paysage faisait écran en tenant la nature à distance, l'approche écologique permet de renouer avec cette nature (Zhong Mengual *et* Morizot, 2018, p. 88). Cependant, cette extension des modèles de perception paysagère des forêts vers des modèles basés sur une lecture écologique peut aussi être interprétée comme **un processus de transfert, de canalisation et de conversion des émotions liées au paysage vers une analyse de l'impact des coupes rases qui se veut plus rationnelle, objectivée et quantifiée via une batterie d'indicateurs.** Cette opération d'objectivation risque toutefois de produire un désenchantement des phénomènes vivants, réduits à leurs mécanismes causaux (*id.*, p. 89). Ce glissement se perçoit notamment au sein de la sphère professionnelle et scientifique forestière qui préfère souvent « l'objectivité » du diagnostic écologique à la « subjectivité » du diagnostic paysager**.** L'extrait de cette pétition en forêt d'Argonne illustre ce changement de regard dans la façon de dénoncer les « *coupes « paysage »* [qui] *cultive l'illusion d'une forêt préservée alors que ce type de coupe laisse une dizaine de mètre de bois en bordures des routes (car cela fait jolie) et derrière (invisible) tout est coupé !* »[162]. L'environnement devenant un thème incontournable, les organisations syndicales et professionnelles se sont peu à peu dotées d'un corps de doctrine en la matière depuis les années 2000. D'un côté, **certaines organisations forestières**[163] **ont intégré dès la fin des années 1990 la nouvelle donne environnementale**. Elles ont développé un ensemble de principes centrés sur l'idée d'une sylviculture proche de la nature et à couvert continu**, excluant de fait la coupe rase de leurs panels de pratiques.** De l'autre, d'autres organisations, s'estimant injustement accusées de nuire à l'environnement, ont d'abord adopté des comportements d'évitement, en s'opposant par exemple à la mise en œuvre du réseau Natura 2000 ou en refusant le principe de l'écoconditionnalité des aides (Barthod *et* Andrieu, 2011 ; Berger, 2022). Mais la question environnementale devenant incontournable, elles ont aussi élaboré leur propre corps de doctrine de façon à répondre aux critiques des ONGE. Ainsi, pendant que les ONGE développaient une argumentation visant à renforcer la validité et l'efficacité économique des modèles de sylviculture proche de la nature, les promoteurs de la sylviculture à rendement soutenu ont développé une argumentation visant à démontrer l'innocuité voire le bénéfice environnemental de leurs pratiques.

4.3.1 L'effet mosaïque, les biodiversités en compétition

Sachant la coupe rase critiquée, les forestiers qui la pratiquent justifient cette opération sur le plan écologique en mobilisant divers arguments. Ils reprennent à cet effet un concept développé par certains chercheurs, celui de *land sparing* qui prône la séparation spatiale des fonctions productives et environnementales, en lieu et place du *land sharing* qui préconise au contraire la coexistence des fonctions sur un même site et correspond peu ou prou à la notion de multifonctionnalité (Loconto *et al*., 2020). Cette **idée de séparation des fonctions et de spécialisation des espaces** est déclinée dans le milieu forestier à travers la notion de triade développée par des forestiers canadiens et reprise par des chercheurs français. L'idée est de « *promouvoir, à l'échelle du paysage, un assemblage harmonieux de trois sortes de forêts : des forêts en réserve naturelle, libre de toute gestion, à vocation principale de conservation de la biodiversité, des forêts de plantations pour séquestrer le maximum de carbone*

[162] Pétition en ligne sur le site Change.org (PT011 : Préservons la Forêt d'Argonne, https://www.change.org/u/231150236)
[163] Prosilva, SNUPFEN

et produire du bois et des matériaux pour la chimie verte, et, entre ces deux pôles, les forêts dites secondaires, comme par exemple les taillis sous futaies »[164] où seraient maintenus des usages locaux « traditionnels » de production de bois, de chasse et de cueillette, et d'accès au public. Dès lors, les impacts écologiques des coupes rases dans les forêts de production seraient atténués par la proximité de forêts en libre évolution ou de forêts secondaires. Celles-ci constitueraient des réserves de biodiversité pour des espaces qui en seraient moins dotés. Cette idée est reprise par **certains professionnels forestiers et des scientifiques** (Frochot, 2012) **qui mettent en avant les bénéfices de cette mosaïque paysagère et environnementale auxquelles contribueraient les coupes rases :** « *En supprimant transitoirement le couvert des arbres, la coupe crée une ouverture temporaire favorable à de nombreuses espèces, avides de lumière et de chaleur. Ces espèces occuperont cette ouverture pendant plusieurs années après la coupe et jusqu'à son occupation par la nouvelle génération d'arbres. Parmi elles, il y a des espèces rares et protégées : insectes, reptiles et oiseaux* (…). *La mosaïque des coupes permet la cohabitation des espèces héritées des anciens usages et des espèces recherchant la protection des arbres. D'autres espèces encore utilisent, à un moment de leur cycle, les ouvertures du couvert. Ainsi certains rapaces font leur nid dans les grands arbres et chassent dans les coupes qui hébergent reptiles et rongeurs* »[165]. Si la notion de triade est séduisante sur le plan théorique, sa mise en œuvre soulève quelques questions. Alors que la biodiversité associée aux milieux agricoles et pastoraux a été profondément modifiée par les boisements initiés au XIXe et XXe siècle, la notion de triade suggère qu'il suffirait de couper régulièrement la forêt pour retrouver la biodiversité d'antan. La mise en œuvre d'une mosaïque paysagère requiert aussi **une « *répartition harmonieuse* » des trois types de forêts à une échelle territoriale, ce qui suppose une coordination des actions à l'échelle territoriale** afin de pallier notamment des comportements dépeints par les économistes sous le terme de « passager clandestin », certains propriétaires et gestionnaires forestiers laissant le soin à d'autres de conserver ces éléments de biodiversité.

4.3.2 Vers une internalisation progressive de la nouvelle donne écologique ?

Selon Beck *et al*. (2021, p. 25), le bénéfice écologique de la coupe rase mérite donc d'être interrogé car il est ambivalent. Pour eux, si la coupe rase « *représente toujours une opération simple et efficace pour la production, la question se pose pour les autres fonctions de l'écosystème : biodiversité, environnement, récréation… mais aussi sur la fertilité du sol et sa durabilité pour les générations futures* ». Ce point de vue critique est développé par les ONGE comme en témoigne le manifeste co-signé par Canopée-Forêts vivantes et SOS forêts. Dans ce document (Canopée Forêts Vivantes *et* SOS Forêt France, 2020), les griefs contre la coupe rase sont nombreux : « *Une coupe rase avec utilisation d'engins forestiers lourds entraîne la mise à nu du sol et son tassement ainsi qu'un relargage immédiat et durable du carbone dans l'atmosphère. De plus, la coupe rase crée un environnement drastiquement différent : remontée des nappes phréatiques avec engorgement des sols, forte exposition à la lumière à cause de la disparition de la couverture arborée, migration de la micro faune empêchant un renouvellement des sols pendant des années. C'est aussi une menace pour la biodiversité forestière, la qualité de l'eau et la conservation des espaces naturels dans leur ensemble. Enfin, l'association monoculture de résineux et coupes rases affaiblit la résilience des écosystèmes* ». Ces critiques sont reprises dans des termes à peu près similaires par le Réseau des alternatives forestières (RAF) qui

[164] Tribune d'Hervé Jactel, directeur de recherches INRAE, dans le journal Le Monde du 29 août 2020 https://www.lemonde.fr/idees/article/2020/08/29/herve-jactel-les-forets-de-plantations-possedent-la-plupart-des-attributs-des-forets-dites-naturelles_6050283_3232.html

[165] Article d'Amélie Castro, ingénieur au CNPF Nouvelle Aquitaine, paru dans le journal La Tribune du 17 juin 2022, https://www.latribune.fr/opinions/tribunes/biodiversite-et-coupes-rases-en-foret-elevons-le-debat-922206.html

mettent en avant la banalisation des formes de biodiversité associées aux forêts de plantations et l'appauvrissement des sols par exportation minérale et par l'érosion : « *les forestiers sont incités à créer des forêts homogènes et artificielles, les plus productives possibles et régulièrement rasées pour être reboisées à l'identique. Des « forêts » habitées d'une faune et d'une flore banales (seules résistantes à cette dynamique de coupe), peu attrayantes au plan visuel, fragiles face aux tempêtes, aux insectes et aux incendies. Des espaces soumis à un mode d'exploitation intensif qui finira par épuiser les sols à force de leur faire produire annuellement deux ou trois fois plus de mètres cube par hectare que n'en produirait la forêt naturelle locale et d'exporter les trois-quarts des éléments minéraux stockés dans l'arbre* »[166]. Enfin, la tendance actuelle au raccourcissement des rotations notamment dans les forêts plantées éliminerait les peuplements matures et la biodiversité associées aux vielles forêts, pertes que le maintien d'îlots de sénescence ne parviendrait pas à compenser. Toujours selon l'association Canopée forêts vivantes (2020), la filière forêt bois mettrait en avant l'argument d'une forêt vieillissante et peu adaptée aux changements climatiques pour éliminer ces peuplements matures et les remplacer par de jeunes peuplements plus productifs. Cela serait contre-intuitif selon cette association car « *les études scientifiques montrent que plus une forêt est ancienne, plus elle est diversifiée et plus elle est capable de surmonter des chocs en s'appuyant sur sa diversité génétique et sur les interactions entre espèces* ». Si certains de ces arguments étaient déjà mobilisés dans les années 1970, d'autres sont plus récents et témoignent de **l'importance qu'a pris aujourd'hui l'écologie dans le cadrage des interprétatifs des coupes rases**. Dans cet article de presse, un technicien forestier associe ainsi des critiques « anciennes » à propos de l'érosion des sols à d'autres plus récentes sur la disparition de la microfaune et microflore : « *Quand on fait une coupe rase sur un terrain en pente, le sable tombe dans les cours d'eau et comble les ruisseaux, explique Vincent M***, technicien forestier de formation. On prélève tout le bois et on perturbe la vie du sol. Les champignons et les invertébrés sont ravagés. Au contraire, le couvert permet de maintenir l'humidité et de conserver une ambiance propre à la forêt et à la vie* »[167]. Ce déséquilibre de la vie microbienne du sol serait par ailleurs accentué par les périodes de sécheresse de plus en plus longue liées au changement climatique. Cet exemple montre aussi comment les protagonistes du débat **tentent aujourd'hui d'établir des ponts entre problèmes en reliant « écologisation » et « climatisation » des enjeux en forêt.** Si reconfigurer ces argumentaires permet de coller aux préoccupations contemporaines, cela relève aussi parfois de l'instrumentalisation et de l'affichage stratégique (écoblanchiment), certains principes de la gestion forestière dont le recours à la coupe rase sur de grandes surfaces restant encore fortement ancrés chez certains propriétaires et gestionnaires forestiers.

Figure 3.4-3 : Coupe rase en bord de ripisylve dans la zone Natura 2000 de la vallée du Ciron (33)

[166] https://www.alternativesforestieres.org/-foret-france-

[167] Article paru dans Le Monde, « *Vincent M… laisse aux forêts le temps de vivre dans la Creuse* » Lundi 13 septembre 2021 (article n°264)

Loin de s'éteindre avec le temps ou par leur résolution pratique sur le terrain, la plupart des critiques environnementales émises dans les années 1970 perdurent donc et s'étoffent même avec le temps. De nouvelles préoccupations plus ou moins incompatibles avec la réalisation de coupes rases émergent autour du maintien des stades matures, des arbres sénescents, de la libre évolution, du *rewilding*, etc. Connues et partagées au sein d'un petit nombre d'associations environnementales dans les années 1970, ces critiques sont aujourd'hui reprises dans les sphères publiques et médiatiques comme en témoignent les argumentaires développés dans les articles de presse et les pétitions par des publics qui ne sont pourtant ni spécialisés en environnement, ni en gestion forestière. Ces critiques témoignent aussi d'une évolution des regards sur les modes de justification des pratiques de gestion forestière. **Là où prévalait autrefois une logique de responsabilisation individuelle et de présomption de bonnes pratiques à travers un PSG ou un code de bonne pratiques sylvicoles, la seule déclaration des coupes dans ce type de documents administratifs ne suffit plus à rendre compte des impacts de ces opérations** auprès des ONGE et du public qui demandent désormais d'en objectiver les impacts de manière plus précise. Cette persistance et montée des critiques environnementales depuis 50 ans montrent aussi que, si les réponses apportées par la science ont été longues à venir, l'administration forestière s'est positionnée tardivement sur ces questions d'écologie. Au cours des années 1980, elle a tenté de répondre aux critiques sur les coupes rases par leur intégration paysagère et à celles sur les enrésinements par la mise en place de catalogues de station. La caractérisation des impacts écologiques de la gestion forestière fut toutefois souvent menée en dehors du secteur forestier par des écologues et botanistes. Il a fallu attendre les années 1990-2000 pour que l'administration forestière mette en place une information environnementale systémique sous la pression conjointe des instances européennes et des ONGE internationales (Barthod, 2012). Cette information visait à objectiver les situations et leurs enjeux en forêt via notamment des indicateurs de gestion durable (IGD). La production d'indicateurs plus fins et plus précis en matière de services sociaux et écologiques se heurte toutefois à des difficultés de méthodologie et de disponibilité des données (Niedzwiedz *et* Montagné-Huck, 2015). Qui plus est, les indicateurs de gestion durable en forêt ne s'appuient pas sur un cadre conceptuel d'action du type pression-état-réponse ce qui aurait permis de mieux renseigner l'impact des coupes rases. Contrairement au domaine de l'eau**, ces IGD ne fixent pas non plus de valeurs limites explicites.** Si les labels de certification forestière (PEFC et FSC) le font en introduisant un certain nombre d'engagements précis et chiffrés sur l'usage des phytocides ou des fertilisants, ils restent plus vagues sur d'autres aspects. En matière de biodiversité, ils rappellent des généralités telles qu'introduire et/ou maintenir des îlots de diversité, d'essences, de traitements et de structures, développer des îlots de vieillissement et/ou de sénescence. **Ils sont un peu plus précis quantitativement en matière de maintien de bois mort et même de coupe rase puisqu'ils introduisent des seuils de surface ou de volume à maintenir**. Mais ces valeurs seuils reflètent souvent des niveaux de biodiversité déjà atteints ou des seuils de coupe déjà admis. Quant à une révision des seuils qui introduirait des niveaux de contrainte plus élevés, certaines organisations s'y opposent au motif de créer un effet repoussoir pour les candidats à la labellisation, de ne pas être adapté au contexte culturel local[168], de l'augmentation des coûts de chantier, de la difficulté à justifier quantitativement ces seuils lors d'un audit, etc. Comme le soulignent Bouleau *et al.* (2016), si les controverses autour de la gestion forestière amènent les autorités publiques à produire de l'information environnementale via la construction d'indicateurs et à renforcer ainsi l'objectivation des faits, **ce surplus d'informations n'induit pas forcément d'évolutions significatives des modes de gestion**. En effet, qu'ils s'agissent des IGD ou des labels, ces instruments informent, suggèrent mais ne

[168] Lors de la révision des référentiels PEFC et FSC en 2021 et 2022, les représentants du Sud-Ouest ont évoqué l'acculturation des habitants du massif landais aux grandes coupes rases. Ils n'envisagent pas ainsi de descendre en deçà d'un seuil de 25 ha pour cette sylvoécorégion, alors qu'un seuil de 10 ha est évoqué pour le reste des régions françaises.

contraignent pas, incitent peu et ne sanctionnent quasiment jamais, leur efficacité dans le cas des labels reposant sur une autocontrainte volontaire (Bouleau *et al*., 2016, p. 14).

La production d'informations, la construction d'indicateurs et la mise en place de normes volontaires sont-elles pour autant vaines et sans effets ? Rien n'est moins sûr y compris en matière de coupe rase. Des enquêtes (Deuffic et al., 2021, p. 267) montrent en effet **que les forestiers internalisent de plus en plus les nouvelles règles du jeu, officielles ou tacites, touchant à l'environnement**. Ils cernent implicitement ce qui est raisonnable, tolérable et collectivement admis de faire en forêt. En matière de coupe rase, **cela se traduit par une autolimitation des surfaces de coupes, certains jugeant plus prudent au vu des risques de conflits de limiter les coupes à quelques hectares**[169], voire à ne plus en pratiquer du tout comme l'ONF l'a décrété en 2017 pour les forêts d'Île-de-France. En adoptant partiellement les codes sociaux des politiques de conservation, certains propriétaires et gestionnaires forestiers font ainsi preuve d'une perspicacité qui les protège d'éventuels conflits et leur évite d'être accusés de négligence environnementale. Cette internalisation des contraintes – volontaire ou sous l'effet de la pression sociale - se retrouve ainsi dans ce témoignage d'une agente du CRPF Bourgogne Franche-Comté : « *Aujourd'hui, on va proposer au propriétaire un rendez-vous pour discuter avec lui des enjeux environnementaux et paysagers », indique P***, l'une des agents du CNPF en charge du territoire morvandiau (…). Nous pouvons ajouter plusieurs recommandations supplémentaires, principalement de deux types : faire autre chose que la coupe à blanc si ce n'est pas pertinent ou des recommandations qui vont dans le sens d'une limitation de l'impact environnemental* »[170]. Si ces changements de posture ne témoignent pas forcément d'une conversion totale à l'écologie, ils révèlent une **prise en compte accrue des enjeux de biodiversité et de paysages, parfois sous la contrainte mais aussi par choix technique, voire éthique, assumé.**

Figure 3.4-4 : Reboisement avec conservation d'une zone tampon autour d'une lagune dans le massif landais

4.4 Une rationalité technico-économique interrogée

L'argument économique constitue souvent la pierre angulaire de nombreuses controverses sociotechniques et environnementales. La question des coûts et bénéfices économiques de la coupe rase n'y échappe pas. Elle se déploie sur différents registres, celui de la simplification des opérations de récolte, des conditions de travail induites par la mécanisation, des impacts sur les autres activités économiques. Cette sous-section ne vise pas à une évaluation économique chiffrée des coûts et bénéfices de la coupe rase – qui relève d'une autre contribution de l'expertise CRREF (voir Volet 1,

[169] Cas du mont Touleur à Larochemillay (Nièvre) où les nouveaux propriétaires forestiers ont préféré sursoir à des coupes rases suite à une campagne de protestation qui a duré près d'un an : article paru le 17 mai 2022 dans le Journal du Centre et intitulé Larochemillay, le Mont Touleur sauvé des coupes rases » , https://www.lejdc.fr/larochemillay-58370/actualites/a-larochemillay-le-mont-touleur-sauve-des-coupes-rases_14131015/

[170] Article paru dans Le Journal du Centre Nièvre et l'Yonne républicaine le 02 septembre 2021, https://www.lyonne.fr/avallon-89200/actualites/pourquoi-le-parc-naturel-regional-du-morvan-fait-lobjet-dune-experimentation-sur-les-coupes-rases_14005358/

Thème 6, « Question 3.2. Quels sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ? ») – mais vise à recenser les arguments présentés par les protagonistes du débat.

4.4.1 Simplification technique et optimisation des coûts

Pour les partisans de la coupe rase, cette technique possède d'indéniables avantages technico-économiques. Elle permet une récolte efficace d'un maximum de produits en un minimum de temps en particulier dans les peuplements équiens et monospécifiques. Du bûcheronnage au débardage et au transport par route, la coupe rase facilite la centralisation et l'optimisation de la masse de travail à effectuer pour sortir le bois de la forêt. Cet entrepreneur de travaux forestiers interviewé par Kirsch *et* Denayer (2020, p. 9) témoigne ainsi : « *Oui moi je préfère les monocultures. […] Quand on fait une mise à blanc, ça m'évite pas mal de trier les essences et de devoir faire des tas différents. C'est plus contraignant et beaucoup plus long sinon* ». Les lots de bois sont aussi généralement plus conséquents et de dimensions homogènes et comparables. **La coupe rase simplifie la gestion et l'aménagement des peuplements et offre une programmation aisée des différentes phases du cycle sylvicole** jusqu'au stade ultime de la récolte. Elle simplifie également la phase de régénération artificielle par plantation et constitue selon cette ingénieure du CNPF « *une étape incontournable pour le renouvellement des taillis et une technique adaptée pour les forêts d'essences qui ont besoin de beaucoup de lumière pour pousser, comme les pins, les peupliers, les bouleaux*[171] ». Dans le cas de peuplements dépérissant en impasse sylvicole ou sanitaire et en l'absence de traitement sanitaire, ses promoteurs considèrent que « *la coupe rase est le seul moyen pour enrayer la propagation en supprimant les parcelles atteintes*[172] ». Sur le plan économique, elle permet de valoriser de faibles volumes et de bois de qualité inférieure et de les remplacer par de nouvelles essences plus productives et de meilleure qualité correspondant souvent à une demande accrue des marchés du bois. L'argument de la rentabilité est également mis en avant pour justifier d'une superficie minimale de coupe rase. Le coût des machines, **des temps de transfert sur chantier et de rédaction des documents administratifs liés à une éventuelle multiplication de « petits chantiers** » sont également régulièrement avancés par les professionnels forestiers pour qu'aucune taille limite ne soit imposée aux coupes rases[173]. La dimension de la coupe va également déterminer la taille des chantiers de reboisement et influencer leur coût (voir Volet 1, Thème 6, « Question 3.2. Quels sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ? »). Cet argumentaire n'est pas très éloigné de celui formulé il y a plus de 50 ans par René Brunet (1969, p. 658), sous-directeur du centre technique du bois pour qui la réduction des coûts liés à la mécanisation nécessiterait un agrandissement des surfaces et des volumes à exploiter (voir « Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »).

Plus globalement, la coupe rase est une étape charnière qui relie l'amont et l'aval d'une chaîne de valorisation intégrée, « du plant à la planche » comme les professionnels de la filière le revendiquent. La généralisation de ce mode d'exploitation est **justifiée par les acteurs de la filière par un besoin de rationaliser toutes les étapes de la sylviculture et de la transformation**. La coupe rase n'est qu'une étape de ce processus de rationalisation qui leur semble inéluctable, voire salvateur pour l'avenir de la filière qui évolue dans un contexte de compétitivité économique accrue, à l'échelle des marchés par

[171] https://www.latribune.fr/opinions/tribunes/biodiversite-et-coupes-rases-en-foret-elevons-le-debat-922206.html
[172] *Ibid.*
[173] À propos de l'expérimentation menée dans le PNR du Morvan consistant à limiter les coupes rases à 2 ha, les techniciens du CRPF déclarent : « *L'une des conséquences sera l'augmentation du nombre de dossiers à traiter pour les agents de l'État et du CNPF. Un bilan doit être réalisé d'ici un an pour voir, entre autres, si cette augmentation est supportable par les services concernés* ». Propos recueilli dans un article paru dans Le Journal du Centre Nièvre, et l'Yonne républicaine, 02 septembre 2021 : https://www.lyonne.fr/avallon-89200/actualites/pourquoi-le-parc-naturel-regional-du-morvan-fait-lobjet-dune-experimentation-sur-les-coupes-rases_14005358/

types de produits, entre régions françaises et entre bassins d'approvisionnement, ainsi qu'à l'échelle européenne et mondiale. Mais cette intégration des différents maillons de la filière crée des interdépendances et tend à faire fonctionner la chaîne d'approvisionnement à flux tendu. Pour éviter les ruptures d'approvisionnement, les acteurs de la filière ont développé un système de contractualisation qui permet de planifier les volumes à récolter et de réguler les prix. Le bois doit donc sortir des forêts à une cadence soutenue, avec des volumes suffisamment importants pour répondre aux impératifs de production fixés dans les contrats d'approvisionnement. Cette gestion à flux tendu rend parfois plus délicate l'application à la lettre des clauses techniques propres aux chantiers d'exploitation telles celles concernant les conditions climatiques, la portance des sols, les périodes de nidification, etc. Cela pousse aussi les propriétaires, les gestionnaires et les exploitants à ajuster leurs modes de gestion aux besoins fixes des scieries vers une sylviculture plus « industrielle » qui leur semble nécessaire pour répondre à la demande de bois (Kirsch *et* Denayer, 2020, p. 12). Selon un gestionnaire forestier indépendant interviewé par Kirsch *et* Denayer (2020, p. 12), les coopératives deviennent alors les « *courroies de transmission des grosses industries* ». Ce point de vue est confirmé du côté des coopératives elles-mêmes : « *Si on veut une forêt qui produit, qui apporte un revenu au propriétaire, qui apporte de la richesse à un territoire, il faut une sylviculture qui se rapproche d'une production industrielle »* (agent d'une coopérative forestière en Limousin).

Outre l'arrivée à **l'âge d'exploitabilité de peuplements issus de la période du FFN, l'accélération de la mobilisation de la ressource et donc des coupes depuis quelques années tiendrait aux politiques publiques françaises et européennes qui ont érigé le bois au rang d'élément essentiel de la stratégie de transition énergétique** (Banos *et* Dehez, 2017 ; De Ravignan *et al*., 2021). Mais comme ce marché est très compétitif, cela nécessite selon les acteurs de la filière d'optimiser les coûts de production : *« Le développement d'une gestion raisonnée, forcément plus coûteuse, ne dépend que d'une chose : le prix des bois. Ce prix est depuis des décennies résiduel et ne permet pas au forestier de vivre de son travail. Il est alors inévitable que la filière dans son ensemble, soumise à une concurrence internationale féroce, se tourne, pour survivre, vers une industrialisation susceptible de réduire les coûts, ce qui ne se fait pas sans heurts (…). Cela n'empêche pas de réclamer une amélioration des conditions de production, des unités de transformation à taille humaine, des circuits courts de valorisation alimentant des chaufferies locales. Les projets d'unités géantes, notamment de valorisation de biomasse, se heurteront régulièrement au rejet de la population et doivent être reconsidérés* » (Riou-Nivert, 2021, p. 37). Comme cet auteur le suggère, la forte ambition politique en matière de bois énergie a en effet entraîné une multiplication des projets de développement de centrales à biomasse forestière (projet Eon à Gardanne, Erscia dans le Morvan, CIVB dans le Limousin, Florian dans les Pyrénées, etc.) Cela a provoqué une montée des mobilisations locales contre ces projets, les opposants dénonçant la taille de ces projets, les volumes de bois à mobiliser et par ricochet l'ampleur des coupes à réaliser. Plus généralement, **ces critiques portent sur les modèles de développement économique souhaitables pour les territoires, les uns s'inscrivant dans une économie mondialisée, les autres dans une économie de la proximité**. Cette opposition aux grands projets de la filière bois énergie illustre aussi les contradictions internes à la filière. Le bois étant une ressource renouvelable, les acteurs de la filière lui attribuent *de facto* un label de durabilité et écocompatibilité. Or, pour les opposants, tout ce qui est vert n'est pas forcément vertueux et la promotion faite aujourd'hui pour le bois énergie, voire le bois construction, illustre assez bien les apories de certaines politiques environnementales. Selon Fabiani (2017, p. 119, *sqq.*), les promoteurs de la modernisation écologique – et dans notre cas celui de la bioéconomie forestière – ont en effet mis l'accent sur l'offre plutôt que sur la demande. Le changement étant plus difficile à faire advenir du côté des consommateurs, c'est du côté du verdissement de la production que les efforts ont été portés en proposant au consommateur de substituer les énergies fossiles par du bois énergie et le béton par du bois construction. Or, cette mise

en équivalence ne fonctionne pas de manière aussi automatique. S'il y a une incitation morale forte faite au consommateur de verdir ses achats, celui-ci constate dans le même temps que les modes de sylviculture ont été modernisés et intensifiés dans certaines régions forestières françaises. À cet égard, l'écologisation des modes de consommation et des styles de vie a certes favorisé l'émergence de consommateurs sensibles à l'écologie, mais elle les a aussi rendus plus critiques. Ils constatent ainsi les **écarts significatifs entre la dimension parfois ostentatoire de l'engagement écologique de certains professionnels de la filière et la réalité des pratiques de gestion forestière sur le terrain**. Ce regard réflexif se traduit aussi par des revendications pour des produits locaux, moins standardisés, dont l'impact écologique des modes de production soit en accord avec les vertus véhiculées par le produit final. Dans cet examen critique des modes de production et de transformation des produits bois, la **coupe rase apparaît donc comme une dissonance dans le récit soigné et ordonné sur les vertus écologiques des produits bois promues par la filière**. Quant à la justification consistant à dire qu'on ne peut fabriquer de bois sans couper d'arbres – ce que le consommateur conçoit parfaitement –, elle ne constitue pas une réponse à la hauteur des interrogations d'une société de plus en plus vigilante sur l'impact des modes de production et de consommation.

Si l'intérêt technico-économique de la coupe rase s'entend à court terme, sa rentabilité économique à long terme est également interrogée par ses opposants (D'Allens, 2019, p. 40, *sq*.), car la coupe rase entraînerait les propriétaires forestiers dans « *une sylviculture de la prestation* ». Celle-ci multiplierait les travaux forestiers en substituant des interventions humaines à des dynamiques naturelles. Elle créerait des situations d'interdépendances, voire de quasi-monopole, vis-à-vis des prestataires de services. Ces derniers contrôleraient l'ensemble de cette chaîne de service, de la production de plants à la commercialisation du bois, du conseil à la conduite de travaux selon un témoignage recueilli par d'Allens (2019) auprès d'un salarié d'une de ces entreprises : *« C'est une série de conflits d'intérêt, on fait le cubage d'un lot et on l'achète sans acheteur concurrent, on conseille des travaux puis on les réalise* ». Pour le RAF, ce modèle sylvicole inciterait les propriétaires forestiers « *à créer des forêts homogènes et artificielles, les produits sortis de forêt doivent ainsi être de plus en plus homogènes (usinables), en se rapprochant tant que possible du standard des bois moyens résineux (arbres de diamètre 30-35 cm à hauteur de poitrine)* »[174].

Toujours sur le plan économique mais à un niveau territorial, certains acteurs mentionnent l'impact que les coupes rases peuvent avoir sur d'autres activités économiques telles que le tourisme. Le gérant du groupement du Chat sauvage dans le Morvan déplore ainsi que cet aspect passe toujours au second plan : « *On entend souvent les arguments économiques de la filière bois, mais il y a aussi le tourisme qui lui est impacté entre les monocultures et les coupes à blanc : on assiste à une banalisation du paysage qui perd son charme* »[175]. Dans d'autres cas, la coexistence de l'activité sylvicole avec d'autres activités économiques oblige les forestiers à des concessions. Lors d'une étude menée sur les forêts du site classé de la dune du Pyla en Gironde (Pottier, 2010), un agent patrimonial de l'ONF admettait l'importance de l'activité touristique et le fait d'avoir **« une image de marque à soutenir », conduisant à atténuer l'impact visuel des activités sylvicoles.** Au nom d'une protection paysagère institutionnalisée par le classement, la forêt de production s'est ainsi vue transférer une exigence de naturalité. Afin de ne pas bloquer toute exploitation, un guide de recommandations paysagères a été conçu en 2008 par l'ensemble des parties prenantes afin de permettre aux propriétaires d'exploiter leur parcelle. Compte tenu des enjeux paysagers du site, les recommandations avaient comme point d'ancrage la volonté de réduire au minimum la vision de l'action humaine sur la forêt et notamment la réduction des coupes rases à 10 ha (*id*.). Si ces recommandations paysagères ont permis de faire

[174] https://www.alternativesforestieres.org/-foret-france

[175] Article paru dans L'Yonne républicaine, « *Or du parc naturel régional du Morvan", les résineux dans la tourmente* », 27 septembre 2021 (article 285)

coexister pendant un temps les activités de production et touristiques notamment en forêt domaniale, elles n'ont pas permis de résoudre tous les conflits liés à la gestion de la forêt usagère comme l'ont montré les polémiques qui ont suivi les incendies de juillet 2022.

Si les mobilisations contre des projets phares sont des occasions de réinterroger les modèles de valorisation de la forêt et de développement local, cela se fait souvent par un renouvellement démographique et générationnel dans les territoires concernés par ces mouvements. À propos du plateau de Millevaches, Kirsch *et* Denayer (2020, p. 14) constatent que ces arrivées nouvelles et inattendues alimentent un capital social et culturel brassé et diversifié. **Cette nouvelle dynamique sociale est décrite comme un véritable « *incubateur d'innovation* », où de nouvelles pratiques voient le jour,** toujours à « *contre-courant de la pensée linéaire* » et où émergent de nouveaux modes de vie. L'affirmation d'une préoccupation environnementale et l'apparition de nouveaux modes de gestion différenciée sur le plateau font partie de la dynamique novatrice et alternative insufflée par ces vagues d'habitants. **Celle-ci touche aussi certains métiers de la filière bois dont les conceptions sont renouvelées.** À côté des conseillers forestiers des coopératives, Kirsch *et* Denayer (2020) mentionnent l'arrivée de gestionnaires forestiers indépendants sur le territoire de Millevaches. **Prônant des valeurs de cohésion sociale, de gestion plus proche d'un rythme naturel et une indépendance face aux impératifs de production, ces gestionnaires proposent une nouvelle vision de la gestion forestière.** Le milieu forestier en tant que tel y est vécu comme une plateforme de réflexions, un vecteur de dynamiques nouvelles, de projets, de nouvelles professions et de collectifs. Pour ces forestiers d'un nouveau type, « *le sol est, par exemple, une préoccupation première. La coupe rase est prohibée, de même que tous les autres traitements « brutaux » pouvant « traumatiser » ce sol. Maintenir en bon état la végétation qui le recouvre, éviter le recours à des machines volumineuses et lourdes, encourager les processus de croissance naturelle de la végétation et appréhender le boisement comme un dialogue permanent avec le vivant deviennent des enjeux majeurs. (…). Ils défendent un plateau vulnérable d'un point de vue pédologique, tassé par les machines, fragilisées par les coupes rases* » (Kirsch *et* Denayer, 2020, p. 17). Au lieu de récolter ponctuellement une grande quantité en une seule fois, ils étalent la récolte sur un pas de temps plus long, et visent l'équilibre économique en se focalisant sur la valorisation des gros bois selon les principes de la sylviculture à couvert continu. Mais Kirsch *et* Denayer (2020) constatent aussi que c'est un pari difficile car, dans beaucoup de régions françaises, les scieries susceptibles de transformer ces gros bois sont de plus en plus rares et fragiles économiquement.

4.4.2 La mécanisation des coupes : progrès social ou nouvel asservissement ?

Si la mécanisation de la sylviculture s'est accélérée avec la généralisation des tracteurs forestiers à partir des années 1950, celle-ci concernait surtout la phase de préparation des sols (sous-solage, labours) (voir « Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »). La phase de récolte elle-même est longtemps restée en dehors de ce mouvement. Techniquement et socialement, Klein *et al.* (2022, p. 95) rappellent que le bucheronnage a été pendant longtemps un travail collectif où se côtoyaient différents métiers : écorceurs et écorceuses, fagoteuses, fendeurs, scieurs de long, équarrisseurs, rouliers, etc. Grâce à cette communauté de travail et à la solidarité qui l'animait, les bûcherons parvenaient à faire appliquer la « banalité » des coupes, c'est-à-dire l'accès aux chantiers à n'importe qui souhaitant y travailler aux dépens des propriétaires qui auraient préféré choisir eux-mêmes leur main-d'œuvre. En 1902, la création de la fédération nationale des syndicats de bûcherons affiliée à la CGT crée un rapport de force dans la négociation des tarifs de coupe. Aucun chantier ne débute avant que ne soient signés des contrats collectifs en bonne et due forme (*id*., p. 96). L'instauration de ce rapport de force permet un doublement des salaires dès 1910. Mais l'apparition des premiers bancs de sciage puis des tronçonneuses entraîne le déclin du travail

collectif sur les coupes et une dilution des formes de mobilisation collective. **Avec l'inscription obligatoire à la MSA en 1972, la sécurité des travailleurs devient un coût pour les exploitants forestiers** (scieries, papeteries, coopératives, marchands de bois) qui remplacent une partie de leurs salariés par des entrepreneurs de travaux forestiers (ETF). Ce statut ne naît pas de leur volonté mais leur est imposé. Entrepreneurs contre leur gré, les ETF ne forment plus, à ce moment-là, un collectif. **Ils subissent les transformations de leur activité bien plus qu'ils n'y prennent part** (Gros, 2017 ; Schepens, 2014, p. 61). Dès lors, les ETF supportent eux-mêmes le coût des cotisations et de leurs accidents de travail. Bien souvent, ce sont d'anciens salariés, désormais installés à leur compte, qui vendent des prestations de service de bûcheronnage à ces entreprises. Les bûcherons, divisés entre ETF et salariés, sont mis en concurrence et deviennent une variable d'ajustement pour les exploitants forestiers (Klein *et al*., 2022, p. 97). Avec les tempêtes de 1999 et 2009, ce groupe social va connaître de nouveaux bouleversements. Sous l'incitation forte des pouvoirs publics et des industriels, **les ETF se lancent dans un vaste mouvement de modernisation des équipements.** À l'échelle nationale, le nombre d'abatteuses passe de 540 à 750 sur la période 2004-2018, soit une augmentation de 40 % selon le suivi réalisé par le FCBA[176]. Le taux de mécanisation de la récolte atteint alors 80 % dans les résineux et 15 % dans les feuillus. **Cette phase de modernisation permet dans un premier temps une amélioration des conditions de travail.** Travaillant partout et par tous les temps**, les abatteuses ont considérablement maximisé le rendement des coupes en diminuant la charge de travail des bûcherons manuels et en marquant un tournant dans la sécurisation de la réalisation des travaux en forêt** (Kirsch *et* Denayer, 2020, p. 12). Mais cette modernisation des équipements se traduit aussi par un changement d'échelle radical dans les investissements. Débusquer, broyeur, porteur, abatteuse, ces investissements représentent des centaines de milliers d'euros (300 k€ à 500 k€ selon le type de matériel), dont l'amortissement s'avère parfois difficile. Si le poids financier relatif de ces matériels – amortissement et endettement – semble largement compensé par la productivité gagnée qui dépasse de sept à dix fois celle d'une activité manuelle (1630 Conseil, 2021, p. 65), il met, en contrepartie, les entreprises sous pression et à la merci des retournements de conjoncture (marché du bois, aléas naturels, hausse des prix de l'énergie, etc.) Comme avec la modernisation en agriculture, une dépendance aux emprunts bancaires et une course aux économies d'échelle s'installent et placent les ETF dans l'étau du remboursement des prêts des prix déterminés en dehors d'eux. Alors que la rémunération des travaux évolue à la baisse, la productivité attendue se doit donc d'être de plus en plus importante. **La pression du rendement et les exigences de rentabilité dictent ainsi la cadence des abatteuses et finissent par peser sur les conditions de travail et de vie** (Kirsch *et* Denayer, 2020, p. 12) au point que certains bûcherons se disent « *esclaves de leurs abatteuses* » (Klein *et al*., 2022, p. 98). Selon une étude commanditée par le ministère de l'Agriculture, l'ONF et la FNEDT (1630 Conseil, 2021, p. 4), la profession de bûcheron demeure encore largement solitaire (70 % des ETF sont des entreprises individuelles) et la culture du travail en forêt est majoritairement attachée à l'indépendance voire à l'individualisme. Cette autonomie revendiquée du travail est pourtant largement illusoire tant la dépendance des ETF à leurs donneurs d'ordre est forte (Gros, 2017). Dépendance économique d'abord, où l'ETF est dans la situation paradoxale d'avoir à porter seule le lourd actif industriel (machinerie d'exploitation) de la foresterie, tout en ne captant que 20 % de la valeur de l'amont. Dépendance hiérarchique ensuite où l'ETF, n'ayant quasiment jamais accès à la propriété du bois qu'elle travaille, demeure soumise à la planification et aux contraintes du donneur d'ordre, parfois étagées en deux ou trois rangs de sous-traitance entre le propriétaire et l'exécutant. Cette dépendance aux donneurs d'ordre est encore accentuée par l'effet du travail détaché qui – lorsque l'ETF n'en use pas elle-même – pèse comme un moyen de pression concurrentiel dans les

[176] https://www.fcba.fr/wp-content/uploads/2020/11/fcbainfo-2019-12-parc-national-engins-forestiers-taux-mecanisation-recolte-forestiere2018-bonnemazou-cacot-ruch.pdf

mains du commanditaire (1630 Conseil, 2021). Cette situation entraîne une grande précarité où la médiane des ETF – pour difficile qu'il soit de l'estimer tant les statistiques manquent – se positionne avec un chiffre d'affaires entre 60 k€ et 90 k€ pour un taux de marge brut quasi nul et une rémunération des quelques 1 à 1,2 ETP qui avoisine le SMIC. Selon cette étude (1630 Conseil, 2021, p. 4), **le paysage général des ETF reste sombre et s'apparente à une catégorie préindustrielle paupérisée.** Pour Klein *et al.* (2022, p. 99), la mécanisation et la réorganisation de la main-d'œuvre et la révision des statuts professionnels ont isolé les bûcherons les uns des autres et cassé certaines formes de solidarité. La professionnalisation et l'injonction à l'entreprenariat s'apparente finalement à une forme de contrôle à distance des ETF par les autres acteurs de la filière, d'inculcation de compétences qui ne sont pas tant de l'ordre du savoir-faire technique que de l'ordre des conduites économiques, de pratiques et d'identités inscrites dans une logique disciplinaire de gouvernement de ces professionnels par la concurrence (Gros, 2017, p. 584).

Pourtant, nombre de gestionnaires forestiers considèrent que les nouvelles technologies d'abattage et la mécanisation généralisée des travaux forestiers sont une « *nécessité pour répondre à la demande croissante de bois pour la transformation* » selon un agent de coopérative forestière interviewé par Kirsch *et* Denayer (2020). **Un autre argument en faveur de la mécanisation des coupes concerne la diminution des risques d'accidents et de la pénibilité du travail.** À un niveau global, les travaux autour des arbres représentaient toujours en 2015, selon la MSA, la source principale des accidents, avec 38 % liés au bûcheronnage, 12,1 % à l'abattage, puis 4,9 % à l'élagage et l'émondage, les déplacements à pied dans des terrains difficiles étant la cause de 4,7 % des accidents (Perron, 2019). Selon la même étude, l'indice de fréquence des accidents du travail et des maladies professionnelles (ATMP) des non-salariés au premier trimestre 2017 s'établissait à près de 44 pour 1 000 assurés tandis que le secteur forestier présentait l'indice de fréquence le plus élevé avec 118 ATMP pour 1 000 chefs d'exploitation ou d'entreprise. D'après une autre étude de la MSA citée par Klein *et al*. (2022, p. 98, *sq*.), l'espérance de vie des bûcherons restait inférieure de presque vingt ans à la moyenne nationale au début des années 2000. Encore aujourd'hui, et malgré les efforts de prévention menés par la profession auprès des bûcherons, la pénibilité et la dangerosité du métier – statistiquement, un salarié sur cinq en ETF aura un accident du travail dans l'année – continuent à nuire à son attractivité et le secteur connaît une attrition de la main d'œuvre (- 5 % d'ETP salariés entre 2003 et 2019) et des difficultés de recrutement (1630 Conseil, 2021, p. 5). Néanmoins **la coupe rase mécanisée serait une méthode moins accidentogène que des coupes manuelles qui demandent un savoir-faire technique plus élevé** (Riou-Nivert, 2021, p. 30). De fait, l'exploitation manuelle des arbres est à l'origine de nombreuses sources de pénibilité d'origine physique telles que la manutention avec des ports de charges lourdes, les postures pénibles, le terrain et les conditions topographiques, les vibrations sur le système main-bras, le bruit du matériel, les conditions climatiques, les vibrations sur le corps entier (Mambie, 2013, p. 74, *sqq*.) Il est cependant à noter que les risques physiques du type TMS (troubles musculo-squelettiques) liées à la conduite d'engins forestiers sont assez peu étudiés. Leur évaluation serait probablement à rapprocher de celles faites auprès de professions similaires tels les conducteurs d'engins du bâtiment et des travaux publics (BTP). En revanche, d'autres risques sont identifiés quel que soit le mode d'exploitation manuelle ou mécanisée à savoir les risques d'origine chimique (poussière de bois, vapeur de carburant), biologique (zoonose), organisationnelle (temps de trajet, type de rémunération, volume et amplitude des horaires de travail). À cet égard, l'effet de la numérisation sur l'organisation du travail des opérateurs en forêt et en particulier des conducteurs d'engins (abatteuse, grumiers) et du suivi à distance par des outils de plus en plus performants n'a également fait l'objet d'aucune évaluation, notamment en matière de pressions liées à la surveillance et au contrôle permanents de leurs activités et de leur productivité. Concernant les risques psychosociaux (RPS), les opérateurs de travaux forestiers, que ceux-ci soient manuels ou mécanisés

déplorent également les rémunérations très variables car dépendantes de la qualité et de la quantité du travail effectué, une mauvaise rémunération pouvant inciter au travail précipité, les relations avec les clients parfois difficiles selon les donneurs d'ordre, le sens du travail et sa reconnaissance (*id.*, p. 98). À ce sujet, une étude de 2006 citée par Mambie (2013, p. 99) montrait que les salariés des ETF éprouvaient la fierté du travail bien fait, l'impression de faire quelque chose d'utile, une bonne entraide mais que 64 % d'entre eux reconnaissaient que le métier les vieillissait prématurément, et que seuls 20 % d'entre eux auraient été heureux que l'un de leurs enfants s'engage dans cette activité. Les ressentis sont également négatifs quant au sens et à la reconnaissance de leur activité, et le fait qu'on les associe à tort à la déforestation des forêts françaises (Schepens, 2014). Depuis un ou deux ans, **les opérateurs de travaux forestiers s'inquiètent aussi du climat d'insécurité en forêt – agressions verbales, dégradation de matériels** – en particulier juste avant ou après récolte, au point de déclencher des opérations de surveillance de la part de la gendarmerie (cellule Démeter et dispositif OTEC, Opération Tranquilité Entreprise et Commerce) (Rérat, 2022).

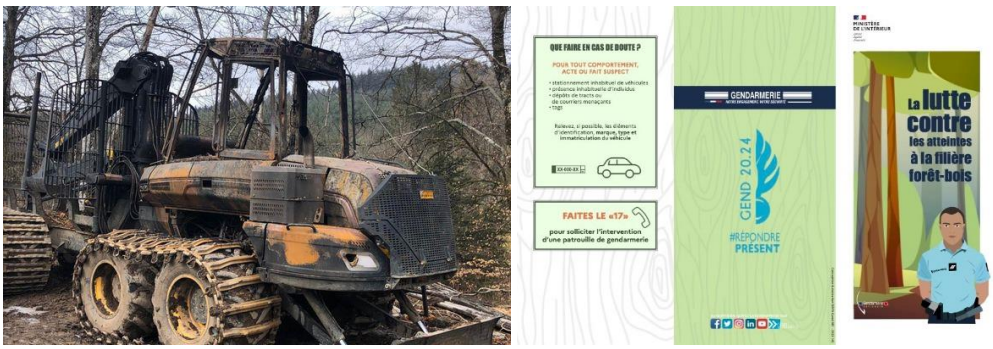


Figure 3.4-5 : Engin forestier détruit par un incendie à Brassy (Nièvre) en mai 2022 (photo DR/ONF) et dépliant d'information de lutte contre les atteintes aux acteurs et matériels de la filière bois publié par la Gendarmerie nationale (2022)

4.5 Renouvellement et mode de sylviculture

Indissociablement lié à la coupe rase, le reboisement constitue aux yeux des défenseurs des coupes à blanc la réponse aux critiques sur cette méthode d'exploitation, toute coupe devant être légalement reboisée dans les cinq ans. Pourtant, selon les techniques et les essences utilisées, les reboisements constituent un autre point de désaccord entre professionnels de la forêt, ONGE et associations d'usagers. Ces critiques portent entre autres sur les points majeurs suivants : les essences et les modes de sylviculture.

4.5.1 Renouvellement et complexification du débat feuillus-résineux

Le choix des essences de reboisement a toujours suscité des débats, qu'il s'agisse de l'introduction des pins sylvestres en forêt de Fontainebleau ou en Sologne au XIXe siècle, des épicéas dans les Ardennes ou le Massif central au XXe siècle ou plus récemment du Douglas dans le Morvan et en Limousin (voir « Question 2. Quelle perspective historique des conflits autour des « coupes rases » (XIXe-2015) en France ? »). Mais pourquoi ce débat resurgit-il aujourd'hui alors que « *la forêt française reste à majorité feuillue, les peuplements résineux purs ne représentant que 21 % de la surface forestière et que le douglas, tant réprouvé, ne constitue que seulement 5 % du volume sur pied et 1,7 % de la surface* » (Riou-Nivert, 2021, p. 34). Comme le rappellent les forestiers eux-mêmes, « *il faut reconnaître que les enrésinements ont été localement massifs dans les années 1960 à 1980. Faits sans discernement et sans étude d'impact, ils se sont répandus en moyenne montagne là où les feuillus étaient peu productifs et sur des terres agricoles abandonnées. Cette époque est révolue, on plante beaucoup moins et les concepteurs de reboisements doivent changer. Ils évolueront de gré ou de force pour prendre en compte le*

changement climatique » (*id*., 2021, p. 34, *sq*.) Pourtant, malgré ce retour réflexif des forestiers sur leurs pratiques passées et la promesse d'en changer, les ONGE et les associations locales de protection de la nature continuent de dénoncer les enrésinements (Canopée Forêts Vivantes, 2022). Il convient d'abord de préciser que les critiques touchent aussi certains feuillus tels que le peuplier (Le Floch, 2002), le robinier (Ginter *et* Hautdidier, 2022 ; Nageleisen *et al*., 2020), ou l'eucalyptus (Cateau *et al.*, 2018). Ces critiques portent plus généralement sur la substitution d'une essence présente depuis longtemps dans le paysage forestier par une nouvelle essence jusqu'à présent absente ou minoritaire au niveau local. Mais elles portent aussi sur le fait de replanter la même essence controversée lors du reboisement qui suit la coupe rase. Si la substitution des feuillus par des résineux s'inscrit dans la lignée des protestations des années 1970, la perspective de voir la même essence résineuse se succéder à elle-même suscite une pointe d'abattement chez les opposants à ce type de peuplements alors que pour les forestiers, cela prouve au contraire que l'essence a trouvé sa place et son marché dans le contexte territorial local. Les critiques portent aussi sur le caractère autochtone/indigène ou allochtone/exotique des essences utilisées en reboisement. **Si le recours aux exotiques était justifié au XIXe et XXe au nom de la performance économique (productivité, qualités technologiques), ce registre argumentatif ne se suffit plus à lui-même et il est amendé aujourd'hui par la nécessaire adaptation des essences de reboisement au changement climatique.** Mais, là aussi, les avis divergent quant à la capacité des espèces autochtones/allochtones, de leur provenance et des écotypes à résister au changement climatique. Le caractère autochtone ne préserve pas certaines essences des controverses à l'image des dépérissements de sapin dans les années 2003-2007 qui avaient amené les forestiers à envisager d'introduire du cèdre avant de se rétracter (CRPF Languedoc Roussillon, 2016 ; Deuffic *et al*., 2020). D'autres solutions de reboisement sans changement d'essences sont aussi interrogées à l'image de la migration assistée de populations d'essences feuillus (hêtres, chênes) depuis des zones méridionales vers le nord de la France (Bartoli, 2019 ; Sansilvestri *et al*., 2015). Le recours aux notions d'essences de provenance locale, de résilience, voire d'épigénétique montre que certains acteurs s'interrogent sur l'opportunité de transformer les peuplements tout en conseillant de diversifier les essences et de « ne pas mettre tous ses œufs dans le même panier ». Par rapport aux deux siècles précédents**, l'argumentaire climatique pour justifier la substitution d'une essence est à la fois nouveau et central dans les débats**. Il se retrouve en particulier dans les discours sur les impasses sanitaires et sylvicoles, ces deux notions suscitant leurs lots de controverses. Les ONGE craignent en effet que certaines impasses sylvicoles relèvent plutôt d'une impasse économique mais qu'elles servent de prétexte à accélérer les substitutions d'essences (Canopée Forêts Vivantes, 2022). Seule une impasse sanitaire – c'est-à-dire le dépérissement irréversible du peuplement à court terme – justifierait à leurs yeux un changement d'essence. Enfin, la « biologisation » et la « climatisation » de ces impasses sanitaires – qui poussent certains acteurs à dire que « puisque le climat change, l'essence doit l'être aussi » – leur semblent cependant éluder un peu rapidement la question des responsabilités des promoteurs de ces boisements.

Le mythe de l'essence miracle parfaitement adaptée à sa station – le pin maritime, arbre d'or du massif landais (Sargos, 1997 ; Riou-Nivert, 2002), le douglas nouvelle ressource nationale (Ferron, 2014) et même le chêne, symbole des forêts françaises – est aussi ébranlé par le changement climatique, l'émergence de nouveaux pathogènes, etc. S'il persiste parfois à juste titre vu la nature des conditions stationnelles, il laisse une place grandissante à l'idée qu'une diversification des essences limiterait les risques liés aux peuplements monospécifiques. La gamme des mélanges va ainsi de l'introduction d'une seule essence secondaire à des peuplements composés d'un grand nombre d'espèces. Certains forestiers soulignent aussi que la diversification contient aussi sa propre part de risques (concurrence entre essences, débouchés incertains pour les essences secondaires, etc.) Ces débats, même contradictoires - témoignent d'un **changement de paradigme, les peuplements monospécifiques**

caractéristiques de la modernisation forestière des années d'Après-Guerre et du FFN étant probablement amenés à coexister avec des peuplements plus ou moins diversifiés.

4.5.2 Régulier, irrégulier

L'autre critique majeure faite aux reboisements après coupe rase concerne le type de sylviculture appliquée et en particulier les plantations bien que celles-ci ne représentent, selon l'estimation de l'inventaire forestier, que 13 % de la surface forestière totale (IGN, 2017). Les griefs portent sur le mode d'implantation et le type d'ambiance paysagère qui s'en dégage en vision interne (artificialité liée à l'alignement des plants, structure équienne) et externe (mitage et/ou fermeture des paysages) ainsi que sur le niveau de biodiversité de ces types de plantations. Riou-Nivert (2021, p. 34) rappelle cependant que « *ces « champs d'arbres » si décriés sont caractéristiques des monocultures denses et équiennes qui ne sont pas la seule option sylvicole pour les résineux. Cette sylviculture est également critiquée par nombre de forestiers qui pointent sa sensibilité aux aléas (tempêtes, sécheresse, parasites* etc.*) Des peuplements réguliers, clairs, éclaircis précocement ou encore irréguliers, sont plus résilients, plus résistants, compatibles avec une biodiversité et des sols préservés et beaucoup mieux acceptés par le public* ». Certaines organisations environnementales reconnaissent aussi un rôle aux plantations industrielles d'arbres à croissance rapide et rappellent qu'elles fournissent aujourd'hui une part très importante des approvisionnements y compris en France. Elles demandent en contrepartie des garanties de durabilité renforcées pour ce type de peuplements via l'écocertification par exemple (Cateau *et al*., 2018), ou la création de zones en libre évolution ou en réserve intégrale.

Parmi les alternatives au diptyque coupe rase/plantation, des ONGE proposent aussi de développer des forêts semi-naturelles, voire d'irrégulariser les peuplements en menant une sylviculture à couvert continu (du Bus de Warnaffe *et* Angerand, 2020). Si cette méthode constitue une alternative aux coupes rases et à leurs impacts paysagers et environnementaux, elle requiert une phase de sensibilisation et de formation des propriétaires forestiers à ce type de sylviculture au vu des changements de pratiques et de paradigme sylvicole à engager. Adopté dans les forêts domaniales d'Île-de-France depuis 2017, ce type de sylviculture reste encore minoritaire en forêt privée[177] même si elle séduit certains types de propriétaires forestiers y compris dans des zones géographiques où la plantation monospécifique équienne est la norme (Deuffic *et* Banos, 2019). Les raisons les plus fréquemment évoquées sont le souhait de ne plus avoir de coupe rase sur sa propriété, de garder une couverture forestière permanente, de préserver l'environnement (biodiversité, faune et flore du sol, création de trames vertes, maintien de forêts matures, etc.), de lisser les recettes et dépenses et surtout d'adapter la forêt au changement climatique.

Depuis quelques années et à rebours de la planification des interventions humaines qu'incarnent le schéma coupe rase/plantation, des ONGE militent aussi pour le maintien des îlots de vieux bois et de sénescence, la préservation de forêts matures et la création de zones en libre évolution (Miko *et al*., 2022), autant d'espaces où coupe rase et plantation seraient absentes. Ces attentes participent de l'écologisation des regards et des pratiques de nature en vogue depuis au moins deux décennies. Pour autant, si les différents enquêtes d'opinions montrent une méfiance vis-à-vis de l'artificialisation des peuplements, elles montrent aussi une **certaine ambivalence vis-à-vis des itinéraires visant à laisser-faire la nature, les demandes allant plutôt vers des formes de naturalité « dosée », voire partiellement « contrôlée »** (Deuffic *et al*., 2021). **De même que tous les forestiers ne sont pas prêts**

[177] Selon une enquête de l'association Prosilva menés en 2015 auprès de 53 gestionnaires, les surfaces traitées en sylviculture irrégulière par ces gestionnaires atteignaient un peu moins de 200 000 ha : https://prosilva.fr/files/lettres/lettre63_Mai_2015.pdf

à abandonner les plantations monospécifiques équiennes, l'ensemble du public n'envisage pas non plus un retour du sauvage à n'importe quelles conditions.

4.6 Conclusion intermédiaire

Cette exploration des registres argumentatifs autour du diptyque coupe rase/renouvellement est loin d'être complète, en particulier sur le volet renouvellement que nous avons moins exploré faute de temps. Si notre analyse montre que la coupe rase incarne aussi une **figure de protestation**, elle laisse de côté d'autres points conflictuels qui n'entrent pas dans le cadre de l'expertise CRREF mais qui sont néanmoins présents dans les sphères de débat public. En effet, derrière l'inscription à l'agenda politique de ces questions apparemment très techniques sur les modes d'exploitation et de renouvellement des forêts, **les opposants à la coupe rase renouvellent le cadrage des enjeux forestiers traditionnellement centré sous l'angle du déficit de la balance commerciale ou de la structuration défaillante des acteurs de la filière**. En élargissant les « problèmes en forêt » à d'autres thématiques, **elles établissent un « pont entre problèmes »** – ce que les sociologues des problèmes publics appellent un « *frame bridging* » (Snow *et al*., 1986). Partant de mobilisations locales autour de quelques cas emblématiques, **ces nouveaux entrepreneurs de la cause forestière ouvrent le débat à des enjeux de plus grande envergure** tels que la question du bois énergie, du plan de relance, de la transition énergétique, des instruments de neutralité carbone mais aussi des modes de fonctionnement des processus participatifs en forêt, ou de l'efficacité des écolabels. Même si l'expertise CRREF n'avait pas pour objectif d'aborder ces différents aspects, notre analyse même partielle des registres argumentatifs mobilisés lors des conflits forestiers actuels montre que, **derrière les critiques sur les coupe rases et les reboisements, il existe au sein des territoires de véritables attentes autour du rôle des forêts et questions sur la façon dont elles sont gérées**. Si certaines de ces revendications peuvent paraître excessives sur la forme car faites pour interpeller les médias et les décideurs politiques forestiers, **elles ne méritent pas moins d'être prises au sérieux sur le fond.** Ces discours pointent en effet certaines limites aux orientations actuelles de la sylviculture et interrogent aussi de manière assez systématique la notion de progrès technique qui prévalait jusqu'à présent dans le domaine forestier. Nombre de solutions des années 1950-1960 apparaissent aujourd'hui problématiques pour les ONGE et les habitants des territoires. Les boisements FFN ont évité la friche mais fermé les paysages et la seule solution évoquée pour l'instant est le recours à la coupe rase ce qui n'est sans doute pas la réponse attendue par les habitants. La modernisation des pratiques sylvicoles a augmenté la productivité mais modifié les écosystèmes et leur fonctionnement. La mécanisation a certes allégé la pénibilité physique du travail mais mis les ETF sous une pression financière difficile à vivre au quotidien, etc. Face à ces remises en cause, les professionnels de la forêt ont d'abord mis en avant l'argument assez classique du fragile équilibre économique de la plupart des acteurs de la filière, du propriétaire et gestionnaire forestier au scieur en passant par les ETF. Mais cette mise sous tension a aussi conduit **des professionnels de la forêt à plus de réflexivité, à réexaminer certaines techniques sylvicoles**. Ils ont aussi **adapté leur registre argumentatif à la nouvelle donne environnementale et mis en avant leurs efforts en matière de protection de l'environnement** (écocertification, mise en place d'indicateurs de gestion durable, intégration partielle des attentes sociales et environnementales). Ils ne justifient plus la course à l'innovation par la notion de progrès mais avancent d'autres arguments comme celui de la durabilité et de l'adaptation au changement climatique. D'où le recours à de nouveaux termes qui visent à concilier l'idéal de développement, de croissance, et le souci de préserver l'environnement : intensification écologique, de forêts plantées, de mosaïque écologique, d'écoreboisement, etc. Dans ce paysage, la **coupe rase apparaît cependant comme une dissonance dans le récit soigné et ordonné sur les vertus écologiques des modes de sylviculture actuels et des produits bois promues par la filière.** Cet élargissement des termes du débat montre que les enjeux environnementaux sont devenus plus complexe et plus subtils.

Si, avec le débat sur les coupes rases, on reste encore sur un niveau d'opposition classique entre environnement et économie, on voit aussi poindre des questionnements plus fins sur les avantages et inconvénients environnementaux de certaines solutions alternatives vis-à-vis du changement climatique, de la biodiversité ou du paysage : hors coupes rases, les impacts écologiques des différents modes de récolte sont-ils tous équivalents ? À partir de quel seuil une coupe d'arbres ne relève-t-elle plus d'une sylviculture à couvert continu ? Comment mieux stocker le carbone dans et hors forêt ? Faut-il limiter la taille des matériels utilisés en forêt ? Comment coordonner des opérations de récolte et limiter leurs impacts au sein d'un même territoire mais dans des propriétés différentes, etc. ?

Nous voyons également que **la clôture de ces débats a peu de chances de se faire à la seule force du meilleur argument.** Si la confrontation rationnelle des arguments reste centrale pour dégager un horizon commun, les avancées vers des accords négociés reposera probablement sur un arbitrage entre ces différents registres de justifications. De fait, même sans attendre un accord cadre du type de ceux actuellement négociés dans le cadre de la révision des référentiel PEFC et FSC voire d'une loi comme proposée par certains partis politiques, des changements sont d'ores et déjà en train de s'opérer sur le terrain.

4.7 Références bibliographiques

1630 Conseil, 2021. Entreprises de travaux forestiers : quels profils à l'avenir ? Etat des lieux. Étude commandée par le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA), financée par le programme 215 du MAA et par la FNEDT et l'ONF, Paris.

Badré, L., 1956. Aménagements et mécanisation. Revue forestière française 445–448. https://doi.org/10.4267/2042/27210

Banos, V., Dehez, J., 2017. Le bois-énergie dans la tempête, entre innovation et captation ? Les nouvelles ressources de la forêt landaise. Natures Sciences Sociétés 25, 122–133. https://doi.org/10.1051/nss/2017024

Barthod, C., 2012. Aux origines des indicateurs de gestion durables des forêts. Revue Forestière Française LXIV, 551–560.

Barthod, C., Andrieu, J., 2011. Des regards croisés sur les enjeux de la biodiversité dans la gestion forestière. Revue forestière française LXIII, 503-508.

Barthod, C., Landmann, G., 2002. Pourquoi gérer la végétation forestière ? Revue Forestière Française 54, 617–631.

Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. Revue forestière française 51, 469–486. https://doi.org/10.4267/2042/5456

Bartoli, M., 2019. Réflexions critiques sur la migration assistée. La forêt privée 367, 68–74.

Beck, C., Vigreux, J., Sirugue, D., 2021. Les coupes à blanc. Une problématique d'actualité du massif du Morvan. Cahiers scientifiques du Parc naturel régional du Morvan, n°13.

Bensaude-Vincent, B., Dorthe, G., 2022. Le doute, méthode scientifique ou vertu citoyenne ? Raison présente 222, 19–28.

Bensaude-Vincent, B., Hoquet, T., 2022. Petites histoires de la nature. Critique 903–904, 699–710. https://doi.org/10.3917/criti.903.0699

Berger, A., 2022. Biodiversité et forêt : parcours d'un impensé écologique au sein d'une politique productive. Institut national du service public, Strasbourg.

Bouleau, G., Deuffic, P., 2016. Qu'y a-t-il de politique dans les indicateurs écologiques ? VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement 16, 1–21. https://doi.org/10.4000/vertigo.17581

Bouleau, G., Deuffic, P., Sergent, A., Paillet, Y., Gosselin, F., 2016. Entre logique de production et de préservation : l'évolution de l'information environnementale dans les domaines de l'eau et de la forêt. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 16 numéro 2 | septembre 2016, mis en ligne le 30 septembre 2016, consulté le 10 octobre 2016. https://doi.org/10.4000/vertigo.17592

Breman, P., 1997. Cahier de recommandations à l'usage des sylviculteurs pour une approche paysagère de la production en forêt morvandelle. Préfecture de la Région de Bourgogne, Dijon.

Breman, P., 1993. Approche paysagère des actions forestières, guide à l'attention des personnels techniques de l'Office National des Forêts. Cemagref Nogent/V et ONF-DTC, Fontainebleau.

Breman, P., 1981. Reboisement et paysage. Cemagref, Nogent-sur-Vernisson.

Brunet, R., 1969. Exploitation forestière, ombres et lumières. Revue Forestière Française XXI, 650–658.

Canopée Forêts Vivantes, 2022. Planté ! Le bilan caché du plan de relance forestier. Canopée Forêts Vivantes, Angers.

Canopée Forêts Vivantes, SOS Forêt France, 2020. Stop aux coupes rases [WWW Document]. URL [en ligne] : https://www.canopee-asso.org/wp-content/uploads/2020/07/DP-STOP-Coupes-rases-2020-2.pdf (accessed 1.1.undefinedAD).

Cardot, E., 1907. Manuel de l'arbre pour l'enseignement sylvopastoral dans les écoles : l'arbre, la forêt et les pâturages de montagne.

Cateau, E., King, L., Vallauri, D., 2018. Plantations d'arbres à croissance rapide. Réalités, risques et solutions. WWF France, Paris.

CEMAGREF, 1987. Paysage et aménagement forestier. Cemagref, Ministère de l'agriculture, Grenoble.

CGEDD, CGAAER, 2008. Le transport du bois et sa logistique. Paris.

Chateauraynaud, F., 2014. Les figures de l'acceptabilité en régime de critique radicale. Regard sociologique sur la dynamique des controverses technologiques et environnementales. Presented at the colloque ACFAS, « L'acceptabilité sociale des projets miniers : du Québec au reste du monde », 14 mai 2014, Montréal, Canada.

Chateauraynaud, F., 2011. Argumenter dans un champ de forces. Essai de balistique sociologique. Editions Pétra, Paris.

Corvol-Dessert, A., Arnould, P., Hotyat, M. (Eds.), 1997. La forêt. Perceptions et représentations, Alternatives rurales. L'Harmattan, Paris.

Crowe, S., 1966. Forestry in the landscape. Forestry commission, London.

CRPF Languedoc Roussillon, 2016. Sapinières du pays de Sault et dépérissements. CRPF Languedoc Roussillon, Montpellier.

CTGREF, 1976. Prise en compte des facteurs "paysage" et "récréation" dans l'aménagement forestier. CTGREF, Nogent-sur-Vernisson.

D'Allens, G., 2019. Main basse sur nos forêts. Seuil, Paris.

De Ravignan, F., Deconchat, M., Malafosse, F., Charru, M., 2021. Le bois énergie. Etat des lieux, lieux de controverses. Solagro-Afterterres 2050, Toulouse.

Deuffic, P., 2005. Les forestiers et la question du paysage. Des bois marmenteaux à la forêt "paysagée." Revue Forestière Française LVII, 349–362.

Deuffic, P., Banos, V., 2019. Éprouver et s'adapter au changement climatique. Les forestiers landais et pyrénéens entre prudence, résistance, et résilience. Ethnographiques.org 38, 1–20.

Deuffic, P., Brahic, E., Dusacre, E., 2021. La naturalité à petit pas. Evolution des regards et des pratiques sur une notion émergente. Revue forestière française 73, 253–270. https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5471

Deuffic, P., Candau, J., 2017. Quand la science construit des problèmes exemplaires Sociologies. Sociologies Mai 2017, 1–21.

Deuffic, P., Garms, M., He, J., Brahic, E., Yang, H., Mayer, M., 2020. Forest Dieback, a Tangible Proof of Climate Change? A Cross-Comparison of Forest Stakeholders' Perceptions and Strategies in the Mountain Forests of Europe and China. Environmental Management 66, 858–872. https://doi.org/10.1007/s00267-020-01363-9

Deuffic, P., Lewis, N., 2012. La forêt ré-enchantée. Deux siècles d'évolution sociale des loisirs en forêt, in: Dehez, J. (Ed.), L'ouverture des forêts au public. Un service récréatif. QUAE, Versailles, pp. 17–42.

du Bus de Warnaffe, G., Angerand, S., 2020. Gestion forestière et changement climatique. Une nouvelle approche de la stratégie nationale d'atténuation. Canopée Forêts Vivantes, Angers.

Entman, R.M., 1993. Framing: Toward Clarification of a Fractured Paradigm. Journal of Communication 43, 51–58. https://doi.org/10.1111/j.1460-2466.1993.tb01304.x

Fabiani, J.-L., 2017. Rural, environnement, sociologie, in: Hamman, P. (Ed.), Ruralité, Nature et Environnement. ERES « Poche - Sociétés urbaines et rurales », Paris, pp. 111–132.

Ferron, J.-L., 2014. Le Douglas, nouvelle ressource nationale. Revue Forestière Française LXVI, 289–300.

Frochot, B., 2012. Biodiversité et gestion forestière. RDV techniques 6, 17–27.

Gernigon, C., 2002. Un guide paysager pour la forêt limousine. Cellule Forêt-Paysage du Limousin, ONF, Limoges.

Ginelli, L., 2017. Jeux de nature, natures en jeu. Des loisirs aux prises avec l'écologisation des sociétés. Peter Lang, Bruxelles.

Ginter, Z., Hautdidier, B., 2022. The 'gift of the new world': Retelling the trajectories of black Locust in France. Journal of Historical Geography. https://doi.org/10.1016/j.jhg.2022.06.001

Gouju, A., 2021. Des friches au paysage : analyse d'un dispositif d'action publique environnementale dans des rapports sociaux localisés. Le cas des Côtes de Moselle. École Doctorale SLTC (Sociétés, Langages, Temps, Connaissances). Université de Lorraine, Nancy.

Gros, J., 2017. Une injonction à l'entrepreneuriat. La clôture par le haut d'un groupe professionnel du bas du monde du travail : les bûcherons indépendants. Revue française de sociologie 58, 577–609. https://doi.org/10.3917/rfs.584.0577

Habermas, J., 1986. Logique des sciences sociales et autres essais.

IGN, 2017. La forêt plantée en France : Etats des lieux. L'IF, La feuille de l'Inventaire Forestier National IGN 40.

Jessup, B., 2010. Plural and hybrid environmental values: a discourse analysis of the wind energy conflict in Australia and the United Kingdom. Environmental Politics 19, 21–44. https://doi.org/10.1080/09644010903396069

Kalaora, B., 1997. Du musée vert au musée écologique, illusion ou réalité ?, in: Corvol, A., Arnould, P., Hotyat, M. (Eds.), La Forêt: Perceptions et Représentations. L'Harmattan, Paris, pp. 219–227.

Kalaora, B., 1993. Le musée vert. Radiographie du loisir en forêt. L'Harmattan, Paris.

Kirsch, E., Denayer, D., 2020. Instauration et coexistence de deux communautés de pratiques sur le Plateau de Millevaches (France): une contribution à l'étude des forêts comme terrains de vies. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 20 numéro 3 | décembre 2020, mis en ligne le 01 février 2021, consulté le 10 juillet 2022. URL : http://journals.openedition.org/vertigo/29205 ; https://doi.org/10.4000/vertigo.29205

Klein, A., Léo, Collectif Z, 2022. Tronço, bouleau, dodo ?Les bûcherons ne se laissent pas abattre. Z : Revue itinérante d'enquête et de critique sociale 15, 94–99. https://doi.org/10.3917/rz.015.0094

Le Floch, S., 2002. Les "ramiers" : un espace riverain inacessible de la Garonne ? Ethnologie française XXXII, 719–726.

Lisberg Jensen, E., 2011. Modern clear-felling. From success story to negotiated solution, in: Antonson, H., Jansson, U. (Eds.), Agriculture and Forestry in Sweden since 1900. Geographical and Historical Studies. Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry., Stockholm, pp. 423–441.

Loconto, A., Desquilbet, M., Moreau, T., Couvet, D., Dorin, B., 2020. The land sparing – land sharing controversy: Tracing the politics of knowledge. Land Use Policy 96, 103610. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.014

Lucas, O.W.R., 1991. The design of the forest landscapes. Oxford University press.

Luginbühl, Y., 2020. La forêt et son imaginaire social : quels enjeux pour l'avenir ? Projets de paysage 22. https://doi.org/10.4000/paysage.7822

Luginbühl, Y., 2005. Programme de recherche "Politiques publiques et paysages" : Synthèse des résultats scientifiques, in: MEDD-Cemagref (Ed.), . Presented at the Politiques publiques et paysages, colloque final de restitituion, Saint-Malo, 19-21 octobre 2005, p. 22.

Mambie, S., 2013. Pénibilité(s) chez les opérateurs de travaux forestiers en France métroplolitaine. Analyse de la littérature et des données épidémiologiques de la MSA. Thèse de doctorat de la Faculté de médecine. Université de Lorraine, Nancy.

Marage, D., 2021. Regards sur le territoire , regards d'acteurs. Quelle gestion adapter aux enjeux paysagers portés et protégés par les PNR? un discours discordant, une rhétorique progressive. Cahier du GHFF Forêt, environnement et société 31, 157–162.

Marage, D., 2020. Vivre de paysage dans le Morvan ou l'impensé de la gestion forestière morvandelle. Projets de paysage 22.

Mayer, E., 2019. Il crée des alternatives sur le plateau de Millevaches. DARD/DARD 2, 133–138.

Miko, L., Aykroyd, T., Vallauri, D., Barthod, C., 2022. Une dynamique européenne de la wilderness. Revue forestière française 73, 313–322. https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5428

Moigneu, T., 2005. Gérer les forêts périurbaines. Office national des forêts, Paris.

Nageleisen, S., Hautdidier, B., Couderchet, L., Ginter, Z., 2020. Ce que les transitions forestières font à l'expérience paysagère. Projets de paysage 22.

Neveu, E., 2015. Sociologie politique des problèmes publics. Armand Colin.

Niedzwiedz, A., Montagné-Huck, C., 2015. Past, present, and future of forest accounting: an overview of the French experience. Annals of forest science 72, 1–7.

ONF, 2002. Un guide paysager pour la forêt limousine. Cellule Forêt-Paysage du Limousin, ONF, Limoges.

ONF, 1999. Guide des traitements des paysages. ONF, Paris.

Pâquet, J., Bélanger, L., 1997. Public acceptability thresholds of clearcutting to maintain visual quality of boreal balsam fir landscapes. Forest Science 43, 46–55.

Pellizzoni, L., 2001. The myth of the best argument: power, deliberation and reason1. The British Journal of Sociology 52, 59–86. https://doi.org/10.1080/00071310020023037

Perron, D., 2019. Accidents du travail et maladies professionnelles chez les forestiers : un risque fort dans un secteur en mutation. Santé Publique 31, 43–49. https://doi.org/10.3917/spub.190.0043

Petit-Berghem, Y., Servain, S., 2020. Forêt, territoire et paysage en action. Positionnement, actualités et perspectives – Introduction au numéro thématique [WWW Document]. Projets de paysage, vol. 22 | 2020. URL (accessed 7.21.20).

Pottier, A., 2010. Les ambiguïtés du paysage forestier des Landes de Gascogne [WWW Document]. Projets de Paysages. URL (accessed 7.18.10).

Préfecture de la Région de Bourgogne, 1997. Cahier de recommandations à l'usage des sylviculteurs pour une approche paysagère de la production en forêt morvandelle. Dijon.

Rérat, B., 2022. Agressionsen forêt. Chronique d'une nouvelle délinquance. Forêt de France, 656, 16–18.

Ribe, R.G., 2009. In-stand scenic beauty of variable retention harvests and mature forests in the US Pacific Northwest: The effects of basal area, density, retention pattern and down wood. Journal of Environmental Management 91, 245–260. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.08.014

Ribe, R.G., Ford, R.M., Williams, K.J.H., 2013. Clearfell controversies and alternative timber harvest designs: How acceptability perceptions vary between Tasmania and the U.S. Pacific Northwest. Journal of Environmental Management 114, 46–62. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.029

Richou, E., 2020. La filière forêt-bois française confrontée aux défis de l'écologisation : de l'arbre «sensible» à la malforestation. École doctorale Sciences Sociales et Humanité (ED 481). Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau.

Riou-Nivert, P., 2021. Forestiers et société : réflexions face aux critiques. Forêt-Entreprise 257, 24–42.

Riou-Nivert, P., 2002. Le pin maritime, seigneur d'Aquitaine. Forêt Entreprise 148, 47–51.

Sansilvestri, R., Frascaria-Lacoste, N., Fernández-Manjarrés, J.F., 2015. Reconstructing a deconstructed concept: Policy tools for implementing assisted migration for species and ecosystem management. Environmental Science & Policy 51, 192–201. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.005

Sargos, J., 1997. Histoire de la forêt landaise. Du désert à l'âge d'or. L'Horizon chimérique, Bordeaux.

Schepens, F., 2014. La mobilisation des associations catégorielles dans l'organisation des groupes professionnels des forestiers et des soignants de soins palliatifs. Terrains & travaux 25, 57–73.

Siiskonen, H., 2007. The conflict between traditional and scientific forest management in 20th century Finland. Forest Ecology and Management 249, 125–133. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.018

Snow, D., Burke Rochford, R.Jr., Worden, S.K., Benford, R., 1986. "Frame Alignment Processes, Micromobilization, and Movement Participation. American Sociological Review 51, 464–481.

Sotirov, M., Meier-Landsberg, E., Wippel, B., Deparnay-Grunenberg, A., Sirotti, I., Ott, S., 2022. Regulating clearcutting in European forests. Policy options and socio-economic analysis., The Greens/EFA Group in the European Parliament. ed. Brussels.

Yelle, V., Bélanger, L., Pâquet, J., 2008. Visual acceptability of black spruce forest logging: A comparison of traditional clearcutting and different types of vegetal retention among diverse interest groups of

forest resource region. Canadian Journal of Forest Research 38, 1983–1995. https://doi.org/10.1139/X08-033

Zhong Mengual, E., Morizot, B., 2018. L'illisibilité du paysage. Enquête sur la crisé écologique comme crise de la sensibilité. Nouvelle revue d'esthétique 22, 87–96.

Volet 1 | Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases

Question 5. Quelles voies de résolution des conflits autour des coupes rases sont mises en œuvre ?

Sommaire

5.1 Contexte et problématique 212
5.2 Réponses à la question posée 213
5.2.1 Entre doute et euphémisation 213
5.2.1.1 Au bénéfice du doute, une stratégie à double tranchant 213
5.2.1.2 « Récolte » et « impasse sylvicole », au risque de l'euphémisation 214
5.2.2 Éduquer pour convaincre, sensibiliser ou former l'esprit critique ? 215
5.2.3 Communiquer pour informer ou convaincre ? 219
5.2.3.1 Communiquer de manière balistique 219
5.2.3.2 Communiquer de manière symétrique 222
5.2.4 Participation, concertation pour répéter ou atténuer les asymétries de pouvoir ? 224
5.2.5 De la transition à la transformation des pratiques d'exploitation 228
5.3 Conclusions 230
5.4 Références bibliographiques 231

Rédacteurs

Philippe **Deuffic,** INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France
Damien **Marage,** Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France
Elsa **Richou**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France

5.1 Contexte et problématique

La résolution d'un conflit peut prendre de multiples formes. Elle peut porter sur la forme et/ou le fond, se faire à l'échelle de quelques parcelles ou à celle d'un territoire (une forêt domaniale, un Parc naturel régional), impliquer quelques individus ou un collectif (propriétaires forestiers ou groupements forestiers citoyens, collectivités locales), requérir l'arbitrage de l'État ou se régler entre acteurs locaux, déboucher sur la résolution ponctuelle par le compromis ou se traduire par un changement d'ordre institutionnel (adaptation des instruments de politiques publiques : code forestier ; SRGS) ou des référentiels privés (PEFC, FSC), ajustement des pratiques à la marge (seuils de 2, 5, 10 ou 25 ha) ou changements sociotechniques radicaux (pas de coupes rases, voir Volet 1, Thème 6, « Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? »), etc. De fait, les solutions envisagées et parfois mises en œuvre par les protagonistes du débat sont diversifiées et relèvent de registres d'action très différents : techniques, économiques, communicationnels, sociaux, politiques, voire institutionnels. **Nous explorerons ici trois voies de résolution des conflits actuellement discutées et parfois mises en œuvre par les protagonistes du débat, à savoir celle de la communication, de la concertation et des changements de pratiques**[178]. Ces trois types de solution sont rarement exclusives et coexistent souvent. Elles sont plus ou moins faciles à mettre en œuvre et ne prétendent pas à résoudre l'ensemble des questions soulevées par les protagonistes des débats sur les coupes rases. Nous verrons donc l'intérêt mais aussi les limites de ces

[178] Les autres voies possibles de résolution seront explorées dans les « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols », « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité » et « Thème 6. Aspects réglementaires et économiques de la pratique des coupes rases » du Volet 1.

différentes solutions et comment chacune d'entre elles contribuent à des transformations plus ou moins significatives.

5.2 Réponses à la question posée

5.2.1 Entre doute et euphémisation

Un des modes de résolution les plus fréquemment évoqués, notamment par les tenants de la coupe rase, part du postulat que l'opposition publique à ce type d'opération résulte d'un malentendu et que celui-ci peut être dissipé par une meilleure communication. Dans ce registre, différentes directions sont données à cette stratégie.

5.2.1.1 Au bénéfice du doute, une stratégie à double tranchant

Les débats argumentatifs sur les coupes rases montrent que certains acteurs défendent cette pratique quand d'autres la dénoncent. Le recours à la science est alors souvent invoqué pour arbitrer ces controverses. Or, pour le sociologue Beck (2001, p. 343 *sq*.), la science devient de plus en plus nécessaire mais de moins en moins suffisante à l'élaboration d'une définition socialement établie de la vérité. L'incertitude ainsi produite transforme les utilisateurs des résultats scientifiques en coproducteurs actifs dans le processus social de définition scientifique des solutions (*id*., p. 344). Dotés de nouvelles possibilités d'influence et d'action dans les processus de production et dans l'utilisation des résultats scientifiques (*id*., p. 345), ils intègrent à la fois les résultats scientifiques et une manière nouvelle d'assumer et d'organiser l'incertitude, toute entière tournée vers le souci de convaincre socialement.

Ainsi, pour les acteurs qui souhaitent continuer à pratiquer la coupe rase sans faire évoluer leurs modalités (en termes par exemple de surface ou de maintien de continuité écologique), un moyen de maintenir le *statu quo* consiste à s'appuyer sur les incertitudes inhérentes à la production et à la diffusion des connaissances scientifiques. Tout en proclamant leur attachement au « savoir » scientifique, ils peuvent alors remettre en cause les points les moins bien solidement démontrés dans la littérature scientifique. Profitant du doute raisonnablement permis sur un ou deux points majeurs du raisonnement des opposants, ils étendent parfois ce doute sur l'ensemble des résultats scientifiques. En l'absence de preuves formelles, cette instrumentalisation du doute permet d'en rester au *statu quo* des pratiques éprouvées par la « tradition » ou des pratiques déjà en place. Cette stratégie également utilisée dans le cadre d'autres controverses scientifiques (par exemple, tabac, nucléaire, pesticide) permet de retarder la régulation politique et l'inscription de sujétions environnementales pendant plusieurs années, voire décennies (Henry *et al*., 2021 ; Proctor *et* Schiebinger, 2008). Dans le cas des controverses sur les coupes rases, la stratégie du doute peut porter sur le manque ou l'imprécision des données, la généralisation ou au contraire la spécificité des résultats, le surcoût des mesures et/ou leur absence de bénéfices à court terme, etc. Afin de retarder la prise de décision, ils en appellent alors à la demande d'études au cas par cas avant d'agir, sachant que celles-ci ont peu de chances de trouver les financements nécessaires ou qu'elles requièrent des dispositifs d'observations très longs et très coûteux qui dépassent souvent les capacités des organismes de recherche. Démultiplier les variables à étudier (par exemple, les effets des coupes rases sur la plus grande diversité de taxons possible) plutôt que cibler les plus pertinentes (effets des coupes rases sur quelques espèces clés de voûte) permet ainsi de ralentir la prise de décision. Cette stratégie de diffusion du doute profite de la propension des scientifiques à communiquer plus facilement sur des faits établis que sur des faits en construction. Lorsqu'ils communiquent sur les incertitudes inhérentes à toute science en train de se faire, cela joue parfois en leur défaveur, les critiques insistant alors sur ce qui fait dissensus et sur les ignorances de la science plutôt que les résultats avérés. Un

autre argument consiste à clamer que la « question est politisée » et que les revendications – et leurs porte-paroles – seraient plus partisanes que fondées sur des arguments scientifiques et rationnels[179]. **Cette forme de déqualification et d'instillation du doute peut aussi retarder la prise en compte des savoirs** même partiels et incomplets, voire de certains acquis récents raisonnablement établis par des approches scientifiques, que cela soit sur le plan politique ou bien dans les multiples arènes de médiatisation.

Pour contrer cette instillation du doute, la partie adverse mobilise aussi les savoirs scientifiques toujours dans l'idée de convaincre socialement. Dans le cas où le problème n'est pas encore inscrit à l'agenda scientifique ou que les connaissances demandent à être réactualisées, elles publient des rapports qui visent à dresser un état de l'art des connaissances sur divers sujets sensibles de leur point de vue : la conservation des arbres morts (WWF, 2004), les arbres transgéniques (Vallauri *et* Thomas, 2008), l'adaptation au changement climatique (du Bus de Warnaffe *et* Angerand, 2020), les alternatives à la coupe rase (Canopée Forêts Vivantes, 2022), etc. Ces rapports, qui reprennent en partie les codes de la rédaction scientifique, ont pour objectif de fournir à la fois un état de l'art sur un sujet donné, de témoigner du sérieux de leurs démarches et de fournir une information vulgarisée aux médias et au public. Mais comme dans les cas de figure où la démonstration scientifique après maîtrise de tous les facteurs interférants est quasiment impossible, à tout le moins à un coût raisonnable, les preuves apportées par ces études sont forcément partielles. L'objectif final n'est pas tant d'apporter des preuves définitives que de susciter un débat, d'inviter la recherche scientifique à objectiver ce qui apparaît potentiellement comme un problème, et d'inscrire ce type de recherches à l'agenda scientifique et politique.

Si l'instrumentalisation du doute par les défenseurs de la coupe rase permet donc de requérir *le statu quo* auprès des décideurs politiques dans l'attente des résultats de la science, cette même instrumentalisation par les opposants à la coupe rase pousse au contraire à reconsidérer les pratiques routinisées et à interroger la recherche scientifique. Le bénéfice du doute apparait ainsi comme une arme à double tranchant, utilisé par les uns pour ajourner un problème de l'agenda de recherche ou d'expertise et par les autres pour, *a contrario*, l'y inscrire.

5.2.1.2 « Récolte » et « impasse sylvicole », au risque de l'euphémisation

Une autre voie de résolution des conflits consiste à admettre qu'il peut y avoir un problème avec les coupes rases mais de minimiser l'importance des controverses, de banaliser les pratiques contestées et de minimiser leur impact. Pour cela, **un certain nombre de termes vont être substitués, voire rejetés.** Ces substitutions ont pour objectif soit d'édulcorer les termes originaux du débat et de réduire leur charge émotionnelle en proposant d'autres moins directs et brutaux, soit au contraire de forcer le trait afin de reléguer les autres thématiques à l'arrière-plan. Elles permettent également **de diminuer la perception négative ou les risques induits par le phénomène en cause, d'augmenter la permissivité morale de mener une action controversée et de réduire la responsabilité publique des acteurs** vis-à-vis d'une pratique (Grolleau *et al.*, 2022). Dans le cas des coupes rases, cette stratégie consiste à recourir à des éléments de langage plus neutres ou plus techniques et moins connotés moralement afin de neutraliser l'engagement du public. Ces éléments de langage de substitution doivent donc être répétés afin que les interlocuteurs repèrent et identifient les cadres et chaînes de mots sans peine ni regards critiques et que cela provoque de leur part des réactions spontanées d'adhésion ou de rejet. Un courrier interne d'un syndicat de propriétaires forestiers en date du 09 juin 2020 propose ainsi de fournir à ses adhérents des éléments de langage et notamment « [d']*éviter l'emploi trop fréquent de cette expression « coupe rase » et* [de] *privilégier les termes de « coupe de*

[179] Source : https://www.zegreenweb.com/2022/12/29/forets-francaises-se-mefier-donneurs-lecons/

renouvellement » ou de « récolte ». Dans cet ordre d'idée, le stade mature est quasi synonyme de dépérissement. Ne pas couper ce type de peuplement est alors décrit comme contribuant indirectement au changement climatique : « *Arrivé à maturité l'arbre ne pousse plus, il dépérit. Il faut le récolter pour laisser la place aux plus jeunes, rajeunir le milieu, sécuriser le territoire, alimenter la filière bois et capter du CO2* » (*id*.). Si une partie de l'auditoire peut se laisser convaincre, cette stratégie qui tente de déporter le problème légitime vers les seuls enjeux climatiques, ne fonctionne en général que le temps d'être contrecarrée par la partie adverse, celle-ci ne se privant pas alors d'interroger alors le bilan carbone des coupes rases. Le risque est d'alors d'être accusé de jouer sur les mots, de minimiser le problème et même de créer de nouveaux sujets de controverses.

Si délégitimer les adversaires, distiller le doute ou édulcorer la réalité sont des stratégies d'opposition vis-à-vis de la partie adverse, une autre stratégie consiste à chercher son appui mais sans rien céder sur le fond. **Cette stratégie de diversion consiste à appeler à cesser les polémiques, à jouer l'apaisement et à construire une union sacrée contre un ennemi commun**. Dans notre cas, certaines organisations affirment ainsi que le « vrai » problème, celui qui devrait mériter l'attention de tous, ce n'est pas la coupe rase mais l'adaptation au changement climatique. Ces appels à l'action concertée face à un ennemi commun sont aussi utilisés par certains acteurs afin d'acquérir, de consolider ou de retrouver une position centrale dans les arènes de débats publics. En mettant en avant des enjeux globaux dépassant les intérêts locaux, ils revêtent le rôle de rassembleur et tentent ainsi d'augmenter leur prestige. L'inscription de sa cause au nom de la défense de l'intérêt général est un procédé assez classique dans les controverses sociopolitiques. Mais dans notre cas, les enjeux défendus par les uns et les autres – l'adaptation des forêts au changement climatique et l'évolution des pratiques d'exploitation des forêts – ne sont pas forcément exclusifs. Adapter la taille des coupes rases est ainsi préconisé dans les situations où le réchauffement climatique impacte négativement les taux de reprise (Volet 2, « Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers »).

5.2.2 Éduquer pour convaincre, sensibiliser ou former l'esprit critique ?

Dans le cas des sociétés traditionnelles du XIXe siècle, l'acteur de la communauté, ses pratiques et ses visions du monde étaient forgées et soumises à la collectivité et il avait peu l'occasion de s'en détacher. Ce mode de socialisation favorisait des représentations sociales partagées concernant les usages légitimes des espaces agropastoraux et forestiers. Avec la distanciation des modes de socialisation qui prévaut dans les sociétés contemporaines, l'individu acquiert plus d'autonomie, intègre de nouveaux cercles de réflexion et d'action qui peuvent l'amener à interroger les normes en vigueur (Deuffic *et* Banos, 2020). Les usages et les manières légitimes de gérer la forêt ne vont ainsi plus de soi et peuvent être plus facilement interrogés. Pour tenter de réduire les incompréhensions avec la société, les forestiers tentent donc périodiquement de partager leur savoir et d'expliquer leurs actions sylvicoles à travers des actions d'éducation destinées à différents publics. Une partie de ce travail de sensibilisation passe par l'éducation des scolaires *via* des partenariats entre professionnels de la forêt et enseignants du ministère de l'Éducation nationale. L'idée est que plus tôt le jeune public sera informé des actions des forestiers, mieux il les comprendra, une fois parvenu à l'âge adulte. Une autre idée sous-jacente est qu'en éduquant les enfants, ceux-ci vont à leur tour sensibiliser leurs parents.

Les premières actions d'éducation à la forêt remontent ainsi au début du XXe siècle avec la publication du « Manuel de l'arbre pour l'enseignement sylvopastoral dans les écoles » rédigé par l'inspecteur des Eaux et Forêts Emile Cardot et Lucien Daubrée, directeur de l'École forestière de Nancy (Cardot, 1907). Le livre[180] est publié à la demande du Touring Club de France dont Cardot est membre ; sa publication est soutenue par les ministères de l'Instruction publique et le ministère de l'Agriculture. Il s'agit pour

[180] Consultable et téléchargeable sur le site de la BnF : https://gallica.bnf.fr/ark:/12148/bpt6k6366971m.texteImage

les instituteurs et les forestiers « *auxquels incombe la tâche patriotique d'instruire la jeunesse et de préparer la mentalité des générations futures* » que « *des notions d'économie forestière et pastorale soient données aux élèves des écoles normales et primaires* ». Le manuel se veut donc un moyen de « *répandre parmi ces générations le Culte de l'arbre, d'éveiller de bonne heure l'attention de l'enfant sur les bienfaits de la forêt, par qui le climat se fait plus clément, le cours d'eau plus régulier, l'herbe elle-même plus fraîche et meilleure nourricière des troupeaux, la montagne plus pittoresque et la plaine plus riante* ». En phase avec son époque, l'ouvrage présente l'action du forestier comme rationnelle, mesurée et veillant à l'intérêt général *via* la notion de conservation des forêts. L'idée n'est pas tant de maximiser l'exploitation forestière que de veiller à une gestion de la ressource forestière équilibrée, voire conservatoire face aux demandes décrites comme exagérées des populations rurales. Cette prudence vis-à-vis des niveaux de récolte amène ainsi Cardot à préférer les coupes de régénération progressives aux coupes rases afin « *de maintenir dans ces bois des arbres de réserve, susceptibles de fournir du bois de travail et d'industrie et ainsi de donner de la valeur aux coupes par des coupes successives dites coupes de régénération, éclaircissant progressivement les massifs. Les coupes à blanc étoc – c'est-à-dire celles qui ne laissent debout aucun arbre – doivent au contraire être le plus souvent proscrites, car elles provoquent le dessèchement, le durcissement du sol ou son envahissement par de grandes herbes ou des broussailles* » (Cardot, 1907, p. 29). Le conseil est suffisamment important pour que Cardot y consacre une question à l'attention des élèves et dont le libellé trahit la réponse attendue : « *Question 12 : Pourquoi faut-il éviter les coupes à blanc étoc* ? *Comment la régénération naturelle peut-elle être complétée ? (Semis ou plantations artificielles)* ? » (*id.*, p. 36).

Figure 3.5-1 : De gauche à droite, le manuel de l'arbre de Cardot, (1907), de Bruneteau (1910), l'imagerie des travaux de la forêt (2021), les forêts par de Panafieu et Barman (2022) co-édité avec la fédération national des PNR, et la ressource en ligne Au cœur de la forêt co-édité par Teragir et le ministère de l'Agriculture (2021)

La façon dont les enjeux forestiers ont été traités dans les ouvrages soutenus par l'Éducation nationale ou par des organismes privés du secteur de l'édition ou du monde professionnel forestier constitue en soi une question de recherche que nous n'avons pu aborder dans cette expertise. Il y a fort à parier que ces questions sont revenues régulièrement dans « les leçons de choses » et les cours de sciences naturelles et qu'elles ont probablement beaucoup évolué entre l'époque de Cardot, celle de la modernisation des années 1960 et aujourd'hui. Toujours est-il qu'un siècle plus tard, ces actions d'éducation et de sensibilisation à l'attention du jeune public perdurent. La publication d'ouvrages à destination des enfants auxquels se sont ajoutés divers supports pédagogiques dont les sorties en forêt encadrées par des forestiers professionnels, restent un moyen privilège de socialiser les enfants à la forêt. Dans le cadre des actions de la Journée internationale des forêts, France Forêt Bois (FBF) a ainsi soutenu en 2021 la diffusion d'un livre pédagogique – « Au cœur de la forêt et du bois avec Astérix » – à destination des élèves de primaire, pour leur « *permettre de découvrir les différentes fonctions et*

la gestion durable de la forêt »[181] et d'une mallette pédagogique sur « *Les secrets de la forêt landaise* »[182] qui « *s'adresse aux jeunes écoliers et à leurs enseignants* [pour] *apporter à travers une démarche ludique, les éléments de lecture de la forêt landaise et de son fonctionnement* ». Si les références culturelles et l'univers sémantique ont évolué, le fond des messages change peu notamment dans les ouvrages publiés à l'initiative des professionnels de la filière. Dans un podcast de 2022 publié par l'ONF, destiné aux enfants et intitulé « Dis Clément, tu nous expliques la forêt ? »[183], la question est formulée en ces termes : « *Pourquoi couper les arbres si on a besoin d'eux ?* » La réponse ne donne de fait aucun détail sur le type de coupe pratiquée mais celle-ci est justifiée par le fait que le bois une fois coupé continue de stocker du carbone et contribue à atténuer le changement climatique. À l'inverse, d'autres acteurs abordent la question du type de coupe plus frontalement et plutôt sur le ton de la dénonciation. Ainsi dans un ouvrage publié chez Casterman et soutenu par la Fédération des Parcs naturels régionaux (de Panafieu *et* Barman, 2022), la coupe rase est décrite comme « *l'exploitation la plus simple mais mauvaise pour le sol et la biodiversité* », version moderne des explications déjà avancées par Cardot en son temps mais aussi plus directe et engagée. Les auteurs précisent également que « *c'est pour cela qu'aujourd'hui, de nombreux forestiers préfèrent exploiter les forêts de façon plus durable. Ils proposent d'éviter les coupes rases et de garder un couvert forestier permanent, en associant des arbres d'âge et d'espèces différentes* » (id., p. 33).

Cet exemple montre qu'à la différence de l'époque de Cardot, la diffusion des messages à destination des enfants ne relève plus aujourd'hui de la seule initiative des forestiers mais aussi d'organisations environnementales (associations, fédération des PNR, etc.). De plus, l'impact des actions éducatives à la forêt sur les enfants est très relatif. **Le postulat de base qui veut qu'éduquer les enfants à la forêt laissera forcément une empreinte dans la tête de ces adultes en devenir, n'est pas nécessairement faux, mais il est incomplet et sans doute surévalué**. L'éducation des jeunes enfants participe de leur socialisation primaire, c'est-à-dire de l'acquisition de valeurs fondamentales, de normes de conduite et de jugement et de représentations de base de ce que sont des catégories de pensée comme la forêt, la nature, la biodiversité ou le changement climatique. Mais l'acquisition de ces compétences de base nécessitent des répétitions pour être mémorisées et intégrées à long terme. Elles évoluent aussi au gré des référents rencontrés : sphère familiale plus ou moins sensible aux questions forestières et environnementales, sphère amicale, sociale puis professionnelle en interaction plus ou moins forte avec ces enjeux, etc. L'itinéraire éducatif et les choix de vie peuvent également tout autant rapprocher qu'éloigner ces jeunes publics de la forêt. Qui plus est, dans nos sociétés médiatiques actuelles, les jeunes sont ciblés et assaillis par de multiples messages stratégiques qui se disputent tour à tour leur attention et leur connaissance (Matagne, 2017, p. 494). Il en résulte, dans la représentation que les jeunes se font des forêts, de leurs enjeux et de leurs intervenants, une gamme de visions lacunaires et imprécises qui se contredisent et s'affrontent (*id*.). Enfin la socialisation est un double mouvement par lequel une société se dote d'acteurs capables de s'intégrer mais aussi de produire une action autonome (Dubet *et* Martuccelli, 1996). Dit autrement, les actions éducatives ont aussi pour vocation à former les futurs usagers de la forêt à l'esprit critique et pas seulement à les convaincre d'adhérer aux discours préétablis. Or en matière d'actions éducatives, les forestiers ont souvent cherché à persuader plutôt qu'à doter le jeune public, voire le public adulte, d'une autonomie cognitive et d'une pensée critique. La même remarque pourrait être faite à propos des actions de sensibilisation à la forêt menées par les associations de protection de l'environnement mais celles-ci partent souvent d'un point de vue critique

[181] France Bois Forêt, « Découvrez le livret pédagogique « Au cœur de la forêt et du bois avec Astérix », 6 novembre 2018, https://franceboisforet.fr/2018/11/06/decouvrez-le-livret-pedagogique-au-coeur-de-la-foret-et-du-bois-avec-asterix/ [consulté le 14 mars 2022]

[182] Mallette pédagogique financée par la Section Spécialisée Pin Maritime (SSPM) de France Bois Forêt, l'ONF et la région Nouvelle-Aquitaine., dont le lancement a eu lieu le 30 juin 2021.

[183] https://www.onf.fr/vivre-la-foret/special-jeune-public/dis-clement-tu-nous-expliques-la-foret

avant de développer leurs propres schémas argumentatifs. **Éduquer le jeune public et mieux encore le doter de compétences critiques en matière forestière et environnementale est une action ponctuelle mais ses effets restent limités si cette démarche n'est pas répétée et relayée par d'autres types d'action tout au long de la vie.**

Dans le cas des actions d'éducation à destination des adultes, la mise en place d'un volet de formation ou d'information institutionnalise la distinction entre groupes pensés comme distincts, ce qui rend légitime une politique de prise en charge visant l'amélioration de leurs relations. La formation est alors pensée comme un moyen de favoriser un « dialogue » entre groupes qui ne se comprennent pas, voire s'opposent (Keyhani, 2012). Mais ce type d'action – intéressante en soi – n'est pas à l'abri d'un dévoiement. La formation peut aussi constituer une opportunité pour le pouvoir politique et les professionnels d'un secteur donné d'investir le thème du savoir et du dialogue pour réguler les discours d'une frange de la société dont ils déplorent les « positions extrêmes ». Dans ce cas, **le recours au savoir devient un moyen de réguler une situation qualifiée de critique, la formation et la pédagogie étant mobilisées en vue d'apaiser les controverses**. Dans une configuration concurrentielle avec les associations de protection de la nature, revendiquer un rôle particulier par la promotion des « savoirs sur la forêt », constitue une ressource pour les forestiers. Cela leur permet de pallier les remises en cause qu'ils subissent et de défendre leur vision de la gestion forestière, sa connexion avec la filière, la fourniture d'un matériau écologique dont l'usage est peu sujet à controverse par le grand public, etc. En inscrivant leur argumentation dans une longue tradition forestière basée sur une rationalité technico-économique, soucieuse de l'environnement et pourvoyeuse d'emploi, **ils façonnent une vision dépolitisante des enjeux au sens où ils entendent l'extraire des débats publics** et l'inscrire dans le domaine de compétences des institutions porteuses de savoirs. Si cette représentation n'a pas d'effet sur la dimension conflictuelle de ces enjeux dans l'espace public, elle sert néanmoins d'appui à des organisations inquiètes de leur image dans l'espace public En reformulant les enjeux autour d'une articulation entre savoir et dialogue, l'objectif est de dépolitiser la question des coupes rases et de la placer en dehors du politique. Certains acteurs de la sphère professionnelle forestière insistent ainsi sur l'existence d'un problème culturel entre profanes et forestiers. Ils réifient l'altérité entre « eux et nous », les autres étant différents car socialisés dans un autre univers, souvent urbains et éloignés de la forêt, ce qui n'est pas forcément totalement inexact mais sans doute réducteur (Deuffic *et* Banos, 2020). **L'écart culturel avec les forestiers devient l'étalon de mesure** de la sensibilisation à mener auprès de ce public profane et non, par exemple, la condition d'usagers. C'est donc aux usagers de se former aux savoirs sylvicoles plutôt qu'aux forestiers de se sensibiliser aux modes d'appréhension de la forêt par le public, même si les forestiers ont fait beaucoup d'efforts en la matière par rapport aux années 1950-1960 (Barthod, 2020). Une partie des difficultés qu'éprouvent certains forestiers à intégrer des visions différentes de la norme dominante tient aussi au peu de temps qu'ils peuvent consacrer à ces actions de sensibilisation et d'explication, notamment dans un contexte de réduction des effectifs, à l'ONF comme dans les CRPF. Pour éviter ce dévoiement des actions de formation par la mise en situation d'infériorité/d'ignorance des publics en formation, **certaines organisations forestières favorisent la connaissance mutuelle par des contacts et des échanges directs sur le terrain lors de journées de sensibilisation** ou plus récemment par des démarches d'expérimentation participative au sein de zones ateliers (forêt de Chantilly) qui visent à pérenniser et institutionnaliser ces échanges sur plusieurs années. Cet objectif du dialogue et sa déclinaison administrative s'ordonne à l'idée qu'une meilleure connaissance réciproque peut assurer le développement harmonieux des relations entre forestiers et usagers et favoriser la reconnaissance des publics comme porteurs de cultures et de rapport spécifiques à la forêt au même titre que les forestiers.

Île-de-France & Oise, Hauts-de-Seine

Rueil-Malmaison : l'abattage des arbres expliqué aux promeneurs

L'office national des forêts a tenu un stand d'information ce dimanche pour calmer la grogne de certains riverains et promeneurs. Et expliquer pourquoi des centaines d'arbres atteints de maladie sont abattues.

Rueil-Malmaison, le 14 février 2021. Michel Bâtz, directeur régional de l'ONF et ses collègues répondent à la grogne des promeneurs en expliquant les raisons de l'abattage de centaines de châtaigniers.

Figure 3.5-2 : Opération d'accueil et de rencontre avec le public organisée par l'ONF dans 70 forêts domaniales en France le 28 septembre 2022[184] et journée d'explication des coupes rases en Île-de-France en février 2021[185].

5.2.3 Communiquer pour informer ou convaincre ?

5.2.3.1 Communiquer de manière balistique

Les professionnels de la forêt sont depuis longtemps convaincus que l'incompréhension entre les forestiers et les autres acteurs de la société vient d'un déficit de communication. Sur un site spécialisé, une élue à la Fédération régionale des entrepreneurs du territoire d'Occitanie (FNEDT) et à PEFC Occitanie déclare ainsi en mai 2022 que « *nous ne sommes malheureusement pas aussi efficaces que nos détracteurs au niveau de la communication et il est nécessaire de communiquer et d'expliquer notre métier pour une compréhension de tout à chacun. Nous ne pouvons pas réclamer des maisons en bois, matériau éco-responsable très plébiscité par les Français et être contre la coupe de bois. En France la forêt est gérée durablement, ainsi que sa ressource. Communiquer ! Communiquer ! Communiquer ! C'est ainsi que l'on pourra contrer cette défiance* »[186]. Cheval de bataille des organisations forestières depuis quelques années, la communication apparait comme un champ à conquérir pour rallier à soi une opinion publique qui se montrerait plus sensible aux messages portés par les associations de protection de la nature. Différentes stratégies de communication sont donc envisagées par les organisations professionnelles forestières.

Face aux contestations publiques, une partie des forestiers adhèrent au modèle du déficit de connaissances et misent donc sur des campagnes de communication censées éclairer le profane. Dans les années 1960, ce type de campagne était désigné par le terme de « *propagande forestière* » et visait à « *obtenir de l'opinion une orientation favorable à notre cause en lui faisant comprendre le double rôle de production et de protection de la forêt* » (Benda, 1959, p. 259). Dans une directive de 1972, l'ONF, tout en regrettant le temps où « *le forestier d'hier n'avait pas à catéchiser* son public », invitait à « *intensifier l'information du public sur les choses de la forêt* » (ONF, 1972, p. 25). Soixante ans plus tard, les objectifs de ces campagnes restent peu ou prou les mêmes c'est-à-dire « *expliquer à ceux qui ne connaissent pas la forêt que nos pratiques ne sont pas dangereuses pour l'environnement* » (D'Amécourt and Le Bouler, 2020, p. 26). Ce positionnement est à la fois défensif puisqu'il s'agit de légitimer l'action du forestier, et offensif puisque la contre-attaque consiste à semer le doute et disqualifier la partie adverse. Dans ce modèle de communication à sens unique (Rice *et* Atkin, 2013), un « émetteur » envoie « un message » à un « récepteur » *via* un « support de communication » ce

[184] Source : https://www.onf.fr/vivre-la-foret/+/16bb::tous-en-foret-les-forestiers-vous-rencontrent-le-28-septembre-2022.html

[185] Source : Journal le Parisien du 14 février 2021 : https://www.leparisien.fr/amp/hauts-de-seine-92/rueil-malmaison-l-abattage-des-arbres-explique-aux-promeneurs-14-02-2021-8424821.php

[186] Source : https://www.zegreenweb.com/2022/05/18/lutilisation-du-bois-francais-nest-pas-synonyme-de-deforestation/

qui déclenche théoriquement un « changement d'opinion ou de comportement ». Ce modèle qui vise à toucher, de façon répétée, un public – conçu comme une cible massive et passive réagissant de façon similaire aux messages – est toujours privilégié au sein du monde forestier qui « *semble rencontrer des difficultés à envisager une autre communication qu'une communication stratégique, calquée sur les techniques du marketing* » (Matagne, 2017, p. 14)**. Si ce type de communication peut améliorer les connaissances des publics cibles, il semble en revanche avoir peu d'effets en matière de changement de comportements et encore moins de valeurs** (Snyder *et* LaCroix, 2003). Il est aussi inadapté à l'appropriation, par le grand public, de thématiques sociétales complexes (Matagne, 2017, p. 500). Chacune des composantes de ce modèle a en effet ses limites. Les émetteurs peuvent avoir des objectifs différents, le message manquer sa cible, le récepteur être saturé d'informations ou n'avoir qu'une confiance relative dans l'émetteur, enfin les effets sont souvent difficilement évaluables.

FBF a choisi ce modèle de communication en 2016. Dotée d'un budget de 3 M€, cette « *offensive communicationnelle* » visait à « *prévenir les risques de protestation du public contre l'exploitation des forêts* » (CGAAER, 2017, p. 5), donnant l'impression de forestiers sur la défensive et inquiets de perdre la bataille de l'opinion. Cette stratégie de communication comportait trois phases (Richou, 2020) : le parrainage d'émissions de télévision de référence (La Maison France 5 et Silence, ça pousse !) « *dans l'univers de l'habitat et du jardin et la diffusion des spots génériques sur la forêt et le bois* »[187], un engagement « *dans le contenu éditorial à travers la production de 31 séquences intégrées dans les émissions* »[188] et enfin le « *lancement du programme court « Laisse entrer la nature » diffusé sur les chaînes du groupe France Télévision*»[189]. Les objectifs de FBF étaient « *d'illustrer les multiples usages du matériau bois à travers de vrais témoignages.* »[190] Si cet effort de communication visait à répondre à l'intérêt de la société civile pour la forêt, il ne pouvait répondre que partiellement aux enjeux auxquels la filière est confrontée. De l'avis d'un ancien responsable « forêt » d'une association nationale environnementale cité par Richou (Richou, 2020, p. 174), la campagne de communication initiée par FBF et basée sur plusieurs visuels présentant différents aspects de la filière n'était peut-être pas la plus adaptée à l'instar d'une affiche présentant un bûcheron plein d'empathie au pied d'un arbre prêt à être tronçonné, image assez éloignée des modes d'exploitation mécanisés d'aujourd'hui. À la décharge de FBF, il est difficile de communiquer de manière édulcorée sur les coupes rases. Dans un autre domaine, les chasseurs ont tenté de s'afficher comme les premiers écologistes de France ce qui n'a pas manqué de faire l'objet d'une contre campagne de communication de la part de la Ligue de protection des oiseaux (LPO). De fait, communiquer sur des processus ou des objets techniques controversés (nucléaire, chasse à courre, coupes rases) est une opération d'autant plus délicate qu'en matière informationnelle, des études (Michelson *et* DeMora, 2021) montrent que **formuler un message en termes dénonciateurs – par exemple « *Stop aux coupes rases* » – est souvent plus efficace pour capter une audience que de le formuler de manière positive** – « *un jour cet arbre se transformera* ». Cela ne veut pas dire que les messages positifs n'ont pas d'intérêt, notamment par l'information qualitative qu'ils peuvent apporter, mais leur impact peut être moindre en termes quantitatif et performatif.

[187] France Bois Forêt, « Bilan des actions de communication audiovisuelle 2018 – 2021 », *Lettre d'information*, n°5, automne 2021, p. 2 : https://franceboisforet.fr/wp-content/uploads/2021/08/Bilan-de-communication-lettre-info-N5-automne-2021_pdf-BD.pdf [consulté le 14 mars 2022]

[188] *Ibid.*

[189] *Ibid.,* p.3

[190] Diverses thématiques sont citées : « *le lien avec la nature, le bien-être ; le bois, une matière première renouvelable ; un matériau biosourcé géré durablement ; une production française dans nos régions ; vivre avec le bois en famille, entre amis, à l'école, au lycée, en EPHAD, en milieu professionnel...* », *Ibid.*

Figure 3.5-3 : Différentes affiches et contre-affiches interrogeant le rapport à l'environnement des forestiers et des chasseurs

Pour Matagne (2017, p. 502), les concepteurs de campagnes médiatiques forestières doivent ainsi sortir de la logique marketing qui veut toucher le plus grand nombre le plus rapidement possible. Il lui semble en effet très difficile pour un simple citoyen, de situer et articuler différents points de vue, ainsi que d'identifier leurs compatibilités ou leurs contradictions sur la base de ces seuls messages courts. Dans un monde médiatique où les citoyens ont de plus en plus d'opportunités d'être actifs dans les débats, il lui paraît donc plus adapté de développer des supports médiatiques permettant de s'inscrire dans une logique plus lente de construction progressive des savoirs dans une perspective à plus long terme. Toujours selon Matagne (*id*.), l'usage de messages courts et l'utilisation d'images pour susciter l'émotion du public ne doivent cependant pas être abandonnés. **Les formats courts peuvent servir d'accroche pour attirer l'attention des publics et augmenter la prise de conscience de l'existence d'une problématique forestière donnée. Mais celle-ci doit aussi être développée en parallèle dans des médias plus longs et plus complexes**.

Du côté des entrepreneurs de causes environnementales, la communication à sens unique et sur des formats courts existe aussi mais elle mobilise des registres différents. Les campagnes s'effectuent souvent dans l'espace public numérique, ce qui ouvre à de **nouvelles formes d'échanges qui « déformalisent » le débat public** traditionnel. Selon Cardon *et* Granjon (2010, p. 133), les codes de la viralité exigent alors que l'association s'efface au profit de la cause et que l'émotion, la surprise et l'humour prédominent sur les informations rationnelles explicatives du combat. Les communicants utilisent ainsi des parodies et codes de la culture populaire pour générer un buzz et ainsi porter son message au public le plus élargi possible. « *L'humour, la parodie et le remix constituent désormais*

autant de manières d'agir dans l'espace public pour y propulser des messages à forte visibilité, en essayant d'alerter et d'intervenir sur les représentations dominantes » (*id*.) Ils font appel à des formats spécifiques tels que la « story » qui permet un partage de contenus éphémères, plus spontanés car filmés en temps réel et de longueur variable. Ces formats de communication sont ainsi régulièrement utilisés pour évoquer les enjeux de la forêt française et en particulier des modes d'exploitation[191]. Pour Cardon *et* Granjon (2010), « *ce format instantané permet aux influenceurs de partager des moments de vie imprévus, et d'adopter une attitude qui peut être comparée à celle d'un reportage sur le vif* (…) » **L'objectif n'est donc pas tant d'apporter de la connaissance et d'expliquer sur la base d'un discours rationnel ou scientifique que de susciter l'adhésion, un sentiment d'appartenance à la lutte** et ainsi attiser la volonté de mobilisation de la part des auditeurs. Si ce registre émotionnel, engagé et incarné à travers des figures marquantes (humaines ou non humaines) est actuellement plutôt mobilisé par les ONGE, la sphère professionnelle forestière pourrait aussi s'approprier ces mêmes codes. Comme le souligne Barthod (2020, p. 158), les forestiers ont sans doute tout à gagner à montrer leurs émotions, leur vision de la beauté en forêt, sans renoncer à ce qu'ils sont, en misant sur leur capacité assumée à partager avec la société un regard diversifié et non exclusivement technico-rationnel sur la forêt.

5.2.3.2 Communiquer de manière symétrique

Un autre modèle de communication dit « à double sens » suggère une approche moins descendante et plus inclusive (Rice *et* Atkin, 2013). Il repose sur un principe de symétrie où la définition des objectifs de l'action bénéficie à tous les groupes en présence et où la construction des messages se fait ensemble, abandonnant la hiérarchie entre émetteur et récepteur. Dans cette optique, l'instigateur de la campagne cherche la médiation plutôt que la persuasion à tout prix. Il agit comme un négociateur qui communique et informe en vue de gérer le conflit et veille à ce que les protagonistes s'accordent sur les messages à diffuser. Ce modèle semble partiellement reconnu par le ministère en charge des forêts qui préconise désormais « *d'entreprendre un programme de communication co-construit avec les ONG environnementalistes et les associations d'usagers de forêt, permettant au ministère d'occuper plus sereinement le terrain médiatique* » (CGAAER, 2017, p. 6).

Ce type de communication suggère la construction d'arrangements institutionnels par la concertation et peut recouper en partie la notion d'acceptabilité. Encore faut-il s'entendre sur le sens de ce terme. En France, cette notion est souvent confondue avec celle de **« *l'art de faire avaler la pilule* »**, **voire comme une forme de « *manufacture du consentement* »** (Barbier *et* Nadaï, 2015). Sans le dire ouvertement, les représentants de certaines institutions forestières ont pourtant été tentés d'y recourir, voyant là un moyen de contrer les oppositions, désamorcer des contestations, forcer la décision, voire d'orienter de la recherche dans le sens d'une expertise unilatérale favorable aux projets. Jusqu'à un passé assez récent, la convocation des différents corps sociaux censés débattre du problème n'était réalisée qu'une fois le projet déjà bien avancé, voire en bout de course, et soutenu par des scénarios ne laissant ni de place à la discussion, ni la possibilité d'interroger la pertinence du projet lui-même (le scénario du laisser-faire souvent qualifié de négatif, la solution idéale mais utopique et le scénario médian, dit raisonnable, équilibré et pragmatique). Les chercheurs canadiens y ont plus facilement recours mais leur définition est aussi beaucoup plus rigoureuse et s'approche plutôt de la notion de concertation. Pour Fournis *et* Fortin (2015, p. 14) l'acceptabilité sociale doit être entendue comme un **« *processus d'évaluation politique d'un projet sociotechnique mettant en interaction une pluralité d'acteurs impliqués à diverses échelles et à partir duquel se construisent progressivement des arrangements et des règles institutionnels reconnus légitimes, car cohérents***

[191] Site « Partagez, c'est sympa » avec deux vidéos intitulés « La forêt française en danger » (https://www.youtube.com/watch?v=YgNfzRLGmCY) et « La bataille pour la forêt a commencé » (https://www.youtube.com/watch?v=YInrki9V88A) comptabilisant en octobre 2022 respectivement 92 000 et 90 000 vues

***avec la vision du territoire et le modèle de développement privilégiés par les acteurs concernés* »**. Cette notion peut alors être plus qu'une boîte à outils prête à l'emploi à condition d'en appliquer quelques principes (Batelier, 2016) : ne pas chercher à éviter à tout prix le conflit car il peut être porteur de solutions novatrices, veiller à ce que le processus de prise de décision ne soit pas pré-cadré mais public, rigoureux et juste afin d'éviter l'instrumentalisation de la participation, ne pas non plus considérer les opposants comme souffrant d'un déficit de connaissances, d'autant qu'ils sont capables aujourd'hui de s'informer rapidement via les réseaux sociaux.

Tableau 3.5-1 : Déconstruction/reconstruction de quelques postulats sur l'acceptabilité sociale (Batelier, 2016)

Déconstruire	Reconstruire
Le conflit est un échec social. Il faut réduire, éviter, voire étouffer le conflit	Le conflit peut être porteur de messages clefs, de signaux, de dynamisme social et de solutions novatrices. Il est un des « moteurs de l'histoire ».
Emotions et idéologies nuisent à la rigueur des débats	Les émotions sont des aspects essentiels de l'action et de la décision individuelle et collective. La rationalité est loin d'être le seul critère de décision.
L'absence de contestation est un bon indicateur de l'absence de conflits	Qui ne dit mot ne consent pas toujours. Le seuil de tolérance peut être franchi après une succession d'opérations controversées. Ce seuil est contextualisé et objet de constantes négociations et révisions.
Le conflit est lié à un déficit de connaissance : Les opposants sont ignorants/ mal informés	Les citoyens sont souvent informés et capables de s'informer rapidement via les réseaux sociaux. Leur avis sont aussi fondés sur de l'expérience, des intuitions, et/ou une confiance envers les porteurs du projet.
La contestation vient d'un déficit de confiance envers les porteurs du projet	La confiance est une alternative à l'information complexe et incertaine. Elle offre une heuristique de la décision. A défaut de pouvoir évaluer le projet, les protagonistes évaluent le porteur du projet.
La participation publique est une bonne chose en soi et favorise les projets	La participation peut être instrumentalisée. C'est un processus global de construction de la **décision non instrumentalisé**, non pré-cadré, continu, rigoureux et juste.

Plutôt que d'ignorer ou de disqualifier la critique, une forme plus aboutie de l'acceptabilité consiste donc à partager l'information et les savoirs et à faire des concessions de part et d'autre. La structure institutionnelle du partenariat importe peu, il s'agit surtout de veiller à un équilibre entre les rapports de force des différentes parties prenantes et d'éviter ainsi de marginaliser les groupes les moins pourvus de ressources lors des discussions. Le risque demeure tout de même selon Jacob *et* Collectif Z (2022) que les dispositifs de concertation soient formatés de façon à **sélectionner les « acteurs responsables » c'est-à-dire ceux qui se plient aux règles institutionnelles et d'ignorer ceux dont les revendications seraient jugées inacceptables**. Dans une tribune publiée en septembre 2021, le président d'un syndicat départemental forestier et élu dans une délégation régionale du CNPF témoigne ainsi à la fois de sa méfiance vis-à-vis du principe même de la négociation et de son souhait de sélectionner ses interlocuteurs : « *la négociation se fera avec les organisations environnementales dont les positions sont connues (…). « Négociation » est sans doute un terme inapproprié, puisque les interlocuteurs associatifs n'apportent rien de concret, alors que les propriétaires apportent leurs biens forestiers et les problèmes afférents, c'est-à-dire : tout* ! »[192] Une volonté de relancer les processus de concertation et de débattre plus sereinement a été exprimée récemment par deux importantes organisations forestières et environnementales françaises (D'Amécourt *et* Le Bouler, 2020). Mais ce rapprochement par modification du régime d'alliance peut aussi être vu comme un moyen de ne pas

[192] Article publié dans Forestopic et intitulé : « Forêt privée et société civile : la concertation est-elle possible ? », Forestopic, l'agora : point de vue, 13 septembre 2021, https://www.forestopic.com/fr/agora/points-vue/1308-foret-privee-societe-civile-concertation-est-elle-possible

être débordé par des acteurs plus virulents. Certains conflits nécessitent enfin plus de temps, en particulier lorsque qu'ils portent sur des valeurs éthiques ou morales. Ce type de conflit est plus complexe à résoudre car il touche au fondement même des sociétés et des groupes qui les composent.

5.2.4 Participation, concertation pour répéter ou atténuer les asymétries de pouvoir ?

Aux conflits alimentés par « l'ignorance », « les discours univoques et monopolistiques » et « le manque de concertation », répondraient des pistes de résolution des conflits relevant d'un univers sémantique opposé et basé sur le « savoir », les « connaissances », le « dialogue », la « participation ». Pour Keyhani (2012, p. 106), la thématique du conflit est ainsi liée à celle du « dialogue » comme deux faces d'une même pièce. **Les acteurs politiques et administratifs voient donc souvent dans le dialogue un objectif souhaitable et mode privilégié de résolution des conflits sociaux.** Les problèmes de coupes rases ne seraient ainsi qu'une affaire d'acteurs qui ne se connaîtraient pas et qui ne dialogueraient pas assez. À quelques semaines de l'ouverture des Assises de la forêt et du bois Barbara Pompili, ministre de la Transition écologique, constate ainsi que « *c'est peu de dire que la situation de nos forêts inquiète nos concitoyens. Depuis plusieurs années, et à plus forte raison ces derniers mois, les associations ou mobilisations de défense des forêts se multiplient et font entendre leur voix. L'élément déclencheur visible est toujours la coupe d'arbres. Mais en réalité, c'est bien une confrontation entre des visions différentes de la forêt, de sa gestion et de sa finalité à laquelle on assiste* » (Pompili, 2021, p. 18). Face à ce constat, elle propose de traiter « *ce divorce très préoccupant (…) par la concertation et une réforme de la gouvernance à tous les étages de la politique forestière* » (*id.*, p. 19). L'idée sous-jacente est que l'institutionnalisation d'espaces de « débats apaisés » permettrait de transformer les « protagonistes du conflit » en « partenaires du dialogue social ». Le dialogue est alors présenté comme une réponse souhaitable aux situations conflictuelles – réelles ou supposées – et qui permet à l'institution qui le promeut d'entretenir une image d'apaisement, de responsabilité, voire de neutralité. À son niveau, c'est aussi le choix affiché par le président de Fransylva dans une tribune publiée en 2020, et qui invite ainsi à créer un « *vrai dialogue* », égratignant au passage les « *mouvements extrémistes en recherche de « causes à défendre » menant malheureusement à de « faux combats ». D'abord sur le fond en prônant pour les forêts publiques comme privées des mesures radicales déconnectées des enjeux de gestion sur le terrain (interdiction des coupes rases, interdiction de certaines essences, volonté d'ingérence dans les choix des sylviculteurs…). Ensuite sur la méthode en faisant croire que la forêt est un bien commun – ce qui viole ostensiblement le droit de propriété pourtant inscrit dans la Constitution – et en menant des actions illégales (incendies de machines, arrachages de plants, blocages, etc.) Cette écologie punitive et violente n'est pas la solution ! Elle doit être condamnée* »[193]. Outre le fait d'assurer ses arrières en pré-cadrant les termes du débat et en sélectionnant les protagonistes invités à la table des discussions, **ces appels à la concertation peuvent aussi chercher à dépolitiser les enjeux** (Anshelm *et al*., 2018). **La substitution souhaitée du dialogue à une réalité conflictuelle contribue alors à déplacer et focaliser les débats sur l'amélioration des pratiques existantes plutôt que sur la revendication de changements radicaux de pratiques, voire de réglementations notamment** quand ces débats ont lieu au niveau national**.** De même que la participation locale devient un nouveau leitmotiv de l'administration et des organisations professionnelles, celles-ci mettent en avant la notion de gouvernance, une notion censée décrire des modes d'organisation de l'action publique où les entreprises, les collectivités territoriales et les citoyens prendraient des décisions sur un pied d'égalité. Mais pour Jacob *et* Collectif Z (2022, p. 45), ce peut-être aussi une manière de lisser les rapports de

[193] Fransylva, *tribune*, mise en ligne le 25 juin 2020 : https://franceboisforet.fr/2020/07/12/ecoutons-aussi-ceux-qui-font-la-foret-foret-ecologie-societe-stop-au-monologue-creons-un-dialogue/ [consulté le 16 mars 2022]

force, « *car une entreprise, qui met dans la balance des emplois, une association écologiste ou un collectif d'habitant·es n'ont pas les mêmes armes pour influer sur les décisions* ». **L'injonction à la gouvernance peut ainsi être dévoyée en vue d'atténuer les risques de contestation avec l'idée de *« dominer moins, pour dominer mieux »*** (*id.*, p. 45). Selon Sergent (2017), les instances de participation rassemblent un nombre limité d'acteurs influents (forestières et environnementales), de personnalités bien identifiées, qui monopolisent le discours de représentation des intérêts et reproduisent des postures défensives autour desquelles se cristallisent des tensions. Le problème du secteur vient en effet d'un déficit d'institutionnalisation des arènes de médiation mais aussi et surtout d'une faible capacité d'articulation entre les structures représentatives des différents intérêts, notamment des organisations environnementales et sociales au niveau régional (*id.*, p. 106). L'analyse exploratoire que nous avons menée de la composition de neuf arènes ou dispositifs de débat ou de consultation institutionnelles sur ces cinq dernières années montrent ainsi une forte représentation et polarisation des acteurs de la filière forêt bois (voir Figure 3.5-4). À l'inverse, les ONGE sont moins présentes au niveau national et participent plus facilement à des arènes de discussion qui leur sont propres. Seules quelques organisations – forestières ou environnementales – sont à l'interface de ces deux mondes et jouent le rôle de passeur entre ces deux univers.

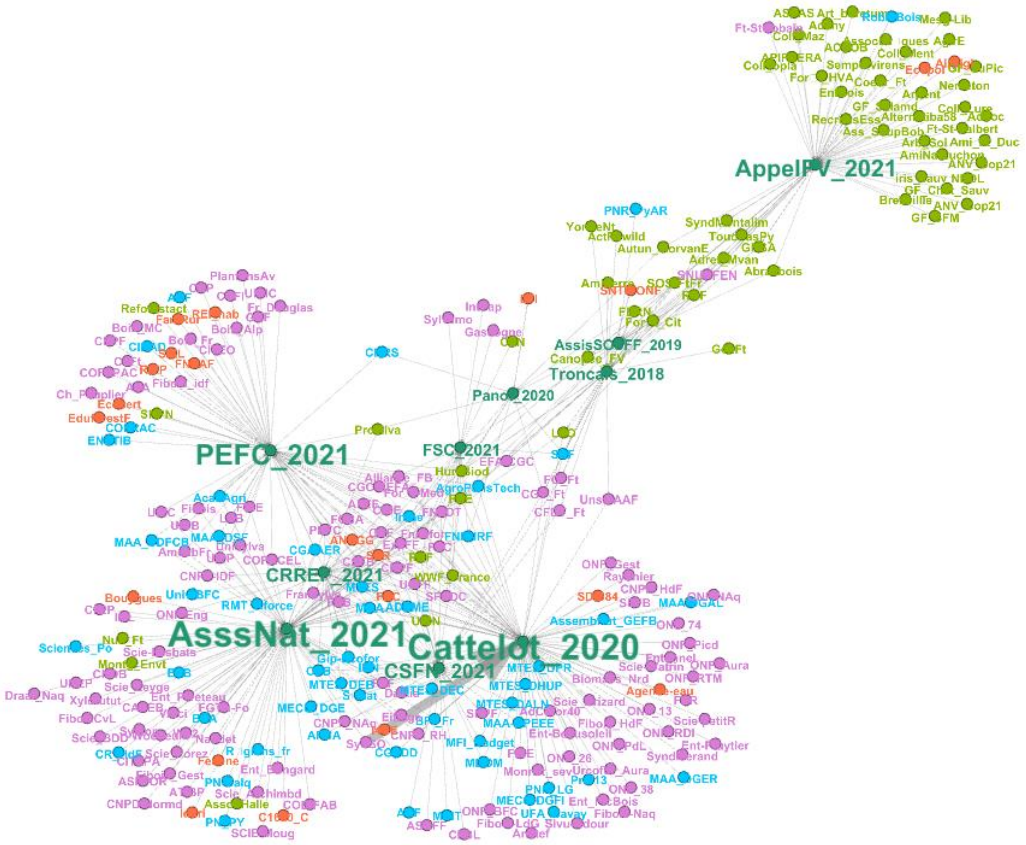


Figure 3.5-4 : Cartographie des participations de différents types d'acteurs à neuf dispositifs de discussion/consultation sur la période 2018-2021. Vert foncé : les dispositifs de discussion/consultation : Manifeste de Tronçais (2018, liste des signataires), Appel pour des forêt vivantes (listes des organisations signataires, 2021), Expertise CRREF (2021, membres du comité des utilisateurs), Assises de la forêt – Canopée FV (liste des participants, 2021), Commission Cattelot (liste des audités, 2020), Commission Panot (liste des audités, 2021), Assises nationale de la forêt (liste des participants), Révision du référentiel PEFC (liste des participants aux collèges, 2021), Révision du référentiel FSC (liste des participants aux chambres, 2021). Mauve : les organisations professionnelles représentatives de la filière forêt bois. Vert clair : les ONGE. Bleu : les administrations publiques et les centres de recherche. Orange : les autres organisations.

Ces configurations très marquées amènent certains acteurs à un rejet social des dispositifs de concertation, considérant que ceux-ci sont dévoyés et ne cherchent qu'à fabriquer du consentement ou de la renonciation. Plutôt que d'entrer dans un processus de négociation où seraient discutées des modalités de coupe ou d'aménagement forestier, certains collectifs préfèrent s'en éloigner et créer leur propre structure de gestion via l'acquisition de forêts au sein de groupement forestier citoyen (Morizot, 2020 ; Nahapétian, 2020).

Kirsch *et* Denayer (2020) témoignent de cette difficulté à passer du conflit au dialogue à travers l'expérience d'un débat public houleux entre partisans et opposants à un projet de développement bois énergie en Limousin. La méfiance et le dénigrement réciproque pousse ainsi un acteur forestier à qualifier les critiques contre le projet comme « *le fruit d'une minorité bruyante, ayant une méconnaissance des enjeux territoriaux autour de la valorisation d'une ressource essentielle à la vie économique du plateau. Les « écolos rigolos », sous-entendu les gestionnaires pratiquant une sylviculture douce, sont catégorisés comme ayant recours à une gestion pour les rêveurs se leurrant face à la « réalité » économique et sociale de la montagne* » (*id*., p. 21). Pour un membre d'une association environnementale locale, prétendre instaurer un dialogue dans ces conditions est impossible et contre-productif : « *La moitié de la salle, c'était les Bugeacois locaux qui sont plutôt des gens qui ne voient pas plus loin que le bout de leur nez. On leur promet 15 emplois donc c'était bien. Puis il y avait 60 % du reste de la salle de gens qui ne sont pas de Bugeat, mais d'autour et plutôt des néos, mais pas que, il y avait aussi quelques locaux, un peu plus éclairés, qui étaient farouchement contre. Donc on avait les farouchement pour et les farouchement contre et dans la salle* [il souffle], *c'était horrible quoi* ». Ces tentatives de dialogue avortées sont courantes car elles opposent des protagonistes aux conceptions et valeurs diamétralement opposées, le dialogue étant lui-même compliqué par une dichotomie entre « néo-ruraux » (ou « néo-résidents ») et « locaux », les uns rejetant les attentes des autres en considérant leurs avis comme non légitimes sur le territoire. Pour Kirsch *et* Denayer (2020, p. 22), **si ces dissonances mettent les acteurs en opposition, elles ne doivent pas non plus dissimuler les points communs, les trajectoires en partie communes et les zones d'influence entre les deux communautés qui coexistent sur le territoire**. Une fois dépassée la stigmatisation de la partie adverse, les processus participatifs peuvent permettre de retisser les liens. Les concertations publiques menées par l'ONF en forêt de Chantilly (Oise)[194] ou de la Coubre (Charente-Maritime) connaissent à cet égard un certain succès. Elles témoignent de l'intérêt des usagers, constitués en collectif citoyen à Chantilly, ou plus souvent affiliés à une association de protection de la nature et de l'environnement pour ce type de démarche. Mais cela exige une réelle volonté de modifier les pratiques existantes à l'instar par exemple de ce que l'ONF a consenti en forêt de Villecartier (Ille-et-Vilaine) : « *l'ONF a changé quelque peu ses plans et modifié les aménagements prévus et appliqués depuis 2009. Désormais, plus aucune nouvelle parcelle ne sera coupée jusqu'en 2028. Le but : que les arbres déjà replantés atteignent trois mètres de haut, « pour éviter la sensation violente de coupes rases » précise Benoît Chevalier* [garde forestier]. *À l'issue de la réunion, les participants se sont déplacés sur deux parcelles pour en choisir l'aménagement précis.* »[195]. Aujourd'hui l'ONF semble vouloir généraliser ces démarches participatives en s'appuyant sur les 14 ans d'expérimentation autour du label Forêt d'Exception (ONF *et* Gernigon, 2019). En 2019, Jean-Marie Aurand, directeur de l'ONF par intérim, avançait ainsi le souhait « *que ces enseignements issus des*

[194] Article en ligne « *Chantilly. Les forêts ne se sauveront pas toutes seules* », publié sur le site Zegreenweb, le 6 octobre 2021, https://www.zegreenweb.com/2021/10/06/chantilly-les-forets-ne-se-sauveront-pas-toutes-seules/

[195] « À la base de ces échanges, une pétition signée aujourd'hui par plus de 1 200 personnes et lancée par le collectif il y a plusieurs mois. Ces derniers s'inquiétaient de constater l'abattage de nombreux arbres dans la forêt de Villecartier, à Bazouges-la-Pérouse, (Ille-et-Vilaine), poumon vert du département, de 979 hectares. » *Ouest-France*, « Bazouges-la-Pérouse. L'ONF revoit sa copie concernant la gestion de la forêt de Villecartier » publié le 25 octobre 2021

travaux du réseau Forêt d'Exception® puissent inspirer d'autres forêts, l'ensemble des équipes de l'ONF et leurs partenaires, en réponse aux besoins de la société. »[196].

Pour Blondiaux *et* Fourniau (2011), la participation peut donc être vue comme un instrument de modernisation de la gestion publique et de sa gouvernance ou, au contraire, comme **une forme de critique sociale dotée d'un potentiel d'émancipation et de transformation sociale et politique**. **L'enjeu prioritaire des dispositifs participatifs réside donc dans leur capacité à légitimer la décision d'une part et à améliorer l'ordre social en le démocratisant d'autre part**. Que les processus de participation soient plus ouverts constitue une amélioration notable, encore faut-il que le fruit de ces discussions ne soit pas ignoré par les arènes de décision. Le risque serait alors de voir un sujet dépolitisé par des formes de concertation dévoyée se repolitiser plus durement quelques années plus tard. À titre d'illustration, on peut s'interroger sur la qualité du processus de concertation qui a prévalu dans le cadre du plan national forêt bois en 2016, vu le besoin de tenir des Assises de la forêt et du bois à peine 5 ans plus tard. Mermet *et al*. (2004, p. 15, sq.) rappelle à cet égard que de nombreuses propositions en matière de concertation reposent sur l'hypothèse qu'il faut organiser la rencontre des parties prenantes dans le cadre d'une procédure qui « **mette tout le monde autour d'une table** ». Or ce type d'initiatives procédurales lui paraît insuffisant notamment si certains participants peuvent obtenir davantage par des voies d'action extérieures à la négociation ainsi instituée, vidant alors celle-ci de son contenu. Pour éviter cette situation, il propose de mettre en lisibilité les rôles et les intérêts des parties prenantes, discuter et approfondir les expertises, et resituer la situation décisionnelle réelle (voir Figure 3.5-5).

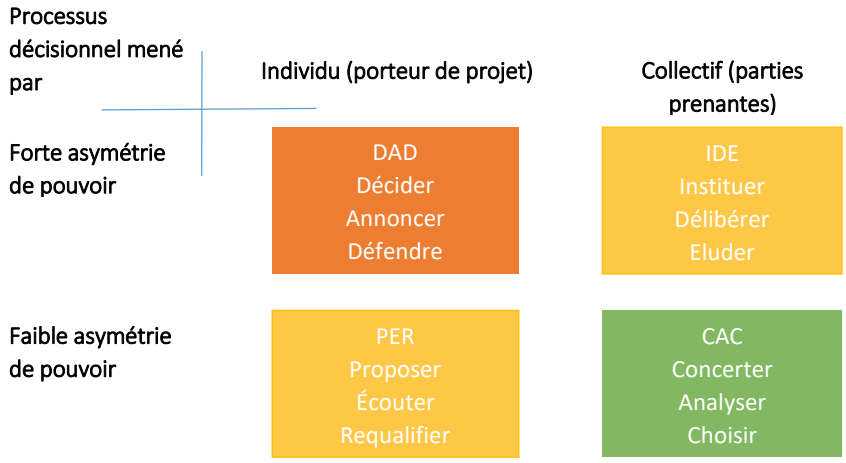


Figure 3.5-5 : Quatre modèles de processus décisionnel **(Mermet et al., 2004)**

Enfin Péan (2020) rappelle **qu'il ne faut jamais considérer que l'accord obtenu un temps est gravé dans le marbre, figé une fois pour toutes. À tout moment, la contestation peut rebondir**, avec la disparition des acteurs initiaux à l'origine de l'accord, l'arrivée de nouveaux acteurs aux vues différentes, l'acquisition continue de connaissances et de capacités qui font évoluer les diagnostics initiaux, l'irruption d'un argument inédit, l'écho d'autres mobilisations qui entrent en résonnance, l'évolution des représentations, etc. La réactivation de conflits dans certaines forêts d'Île-de-France ou du Limousin témoignent ainsi de cette remise en cause toujours possible des accords passés d'autant que ceux-ci étant souvent tacites et donc plus faciles à contester.

[196] ONF, *Les enseignements de forêt d'exception – Concertation et dialogue territorial en forêt*, p.1 : https://www.onf.fr/onf/recherche/+/286::les-enseignements-de-foret-dexception-concertation-et-dialogue-territorial-en-foret.html [consulté le 16 mars 2022]

5.2.5 De la transition à la transformation des pratiques d'exploitation

Si la résolution des conflits sur les coupes rases peut passer par une communication et des instances de concertation et de décision plus ouvertes, certains acteurs concrétisent ce souhait de changement en faisant évoluer leurs pratiques sur le terrain. Cela peut aller de l'adaptation, voire la limitation – choisie ou imposée – des surfaces en coupes rases (voir Volet1, Thème 6, « Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? ») à la renonciation totale à ce type de technique.

À cet égard, un des changements les plus significatifs concerne le passage à la futaie irrégulière et donc la fin des coupes rases dans les forêts publiques d'Île-de-France décrétée officiellement et unilatéralement par l'ONF en 2017. Ce changement de doctrine peut être vu comme une forme de renoncement opéré sous la pression des associations, une mesure exceptionnelle et localisée qui n'aura pas forcément vocation à être étendue à d'autres forêt domaniales en France, ou au contraire comme une forme d'innovation sociale où la prise en compte des aspirations sociétales entraîne des innovations sylvicoles.

D'autres enquêtes (Deuffic *et al*., 2021 ; Kirsch *et* Denayer, 2020) montrent également que des changements s'opèrent sur le terrain sans que les référentiels normatifs officiels ne l'imposent vraiment, qu'il s'agisse de la moindre utilisation de produits phytosanitaires, de la conservation d'éléments de biodiversité (arbres morts ou à cavités, espèces secondaires, habitats pour la faune locale, etc.) ou de la limitation de surfaces de coupes d'un seul tenant et de leur espacement dans le temps. Certaines organisations professionnelles revendiquent ces changements, à l'instar de la Coopérative Forestière Bourgogne Limousin (CFBL), qui, outre une révision des techniques de coupes, met en avant la notion de sylviculture de précision et d'écoreboisement[197]. Pour Lionel Say, directeur général de la CFBL, la « sylviculture de précision » « *consiste à intervenir uniquement lorsque cela est nécessaire, et de la manière la plus légère possible* », grâce à l'emploi *« de micro-pelleteuses qui terrassent* [*sic*] *les sols beaucoup moins qu'avant* » ». Si la proportion de chantiers réalisés selon ce type de sylviculture n'est pas précisée et reste probablement minoritaire, elle témoigne néanmoins d'une certaine prise de conscience, voire de débats internes à la structure. D'autres forestiers privés opèrent des changements de pratiques plus radicaux en ne recourant plus à la coupe rase et en passant à la sylviculture à couvert continu et inscrivent ces changements dans le cadre de documents de gestion comme le PSG. Leur objectif n'est pas de compléter la gamme des itinéraires techniques possibles mais de « *montrer qu'une autre sylviculture est possible* » à l'image de ce représentant de l'association Les Tisserands qui a acheté en 2019, 10 ha de forêts près du village de Saint-Moreil, dans la Creuse : *« Les coupes rases et les plantations, c'est le mode de gestion d'une grande partie des forêts privées du département, (…). Nous, on considère que quand on plante, c'est qu'on s'est planté*. […] *L'objectif est de pratiquer des éclaircies douces, en dosant avec précaution la lumière et en favorisant la régénération naturelle, de conserver toutes les essences, tous les diamètres* »[198]. Localement, ces changements de pratiques, tant qu'ils restent volontaires, s'opèrent sans créer de remous, y compris chez les professionnels forestiers. Kirsch *et* Denayer (2020, p. 23) témoignent ainsi que les forestiers du Plateau de Millevaches – propriétaires, techniciens de coopératives, gestionnaires forestiers professionnels, adeptes de la sylviculture à haut rendement ou de la sylviculture à couvert continu – se sentent d'abord membres d'une communauté de pratiques, celle-ci n'étant pas profondément

[197] Article publié le 13 novembre 2021, dans la Montagne et intitulé « *En Corrèze, les forestiers adaptent leurs pratiques face au changement* climatique » : https://www.lamontagne.fr/ussel-19200/agriculture/en-correze-les-forestiers-adaptent-leurs-pratiques-face-au-changement-climatique_14043947/

[198] *Le Monde,* « Vincent Magnet, engagé pour la protection des forêts : « Faire, ça aide à supporter ce qui est insupportable » », publié le 07 septembre 2021

structurée par un système de valeurs institutionnelles et pouvant varier beaucoup d'un acteur à l'autre. De fait les relations entre ces professionnels de la forêt ne sont pas tranchées car, pour eux, « *il n'existe pas de modèle de gestion idéal, chaque situation, chaque forêt, chaque individu étant singulier et suivant une trajectoire d'existence qui lui est propre. Ainsi parler de communauté n'est pas entrepris dans une logique d'opposition entre des gestionnaires irréguliers « plus écologistes » et des gestionnaires réguliers « plus productivistes », des rencontres, des glissements et beaucoup de nuances sont perceptibles* » (*ibid*.) **Le regard porté sur les modes de gestion des pairs se dote aussi d'une part prudence voire d'humilité car l'idéal technique se heurte parfois à réalité et matérialité du terrain** : « *des gestionnaires de futaie irrégulière admettent que le temps d'irrégularisation des peuplements est long, qu'ils peuvent avoir recours à des coupes rases dans des cas d'impasses sanitaires et que le recours à la mécanisation des opérations de récoltes est un gain en termes de pénibilité* ». Pour ces gestionnaires, il n'est pas question de diaboliser une technique ou une pratique, mais plutôt de comprendre l'ensemble des facteurs qui ont poussé à sa réalisation, et le cas échéant, d'en limiter les conséquences (*ibid*.) De fait, **les frontières entre les communautés de pratiques sont perméables et il y a des écarts entre l'identification à une communauté telles une « école de pensée » qui bannirait ou promouvrait la coupe rase et les pratiques réelles déployées par les individus ou collectivement**. Plutôt que d'être interprétés comme une défaillance des acteurs à se conformer à leurs propres normes, ces écarts peuvent être analysés à la lumière de la complexité des expériences de terrain (*id*., p. 24). Quels que soient les objectifs poursuivis, le cœur du métier de ces gestionnaires les rapproche. Il n'est pas question de laisser la nature à elle-même, mais bien de piloter et « bricoler » avec le vivant (*ibid*.) Qu'elles soient « récoltées » par coupe rase ou « jardinées », les forêts portent la marque d'une « artificialisation » effective, qui n'est pas toujours mesurable à ce qui est visible. Pour Kirsch *et* Denayer (*id*., p. 25), la pluralité des pratiques de gestion est facteur d'apprentissages d'autant plus que leur coexistence pousse les protagonistes à se révéler, expliciter leurs choix, mais également à s'enrichir mutuellement dans leur confrontation. Toutefois, **en mettant en exergue des pratiques controversées comme la coupe rase, les protagonistes du débat insistent d'abord sur ce qui divise la communauté forestière en interne et la société locale en externe. Il y a sans doute aussi intérêt à mettre aussi en avant ce qui réunit les forestiers et les usagers et pas seulement ce qui les sépare**. Cela doit néanmoins se faire sans minorer ni invisibiliser les points de désaccords, ni déporter la critique sur un autre sujet – l'urgence de l'adaptation au changement climatique, voire un autre bouc émissaire.

Si une partie des forestiers adaptent leurs itinéraires de gestion de façon à limiter l'impact des coupes rases, leurs motivations sont diverses. Ils le font parfois sous la contrainte sociale et la crainte de la sanction sociale encourue – dénigrement par les pairs ou les usagers de la forêt, report ou suspension des travaux d'exploitation, difficulté d'accès à un marché écocertifié, crainte de la confrontation verbale, voire physique, etc. Ce changement sous contrainte explique en partie la décision de l'ONF ne plus faire de coupe rase dans les forêts d'Île-de-France, ou de propriétaires et gestionnaires forestiers de revoir à la baisse les surfaces de coupes rases sous pression des associations de protection de la nature et de l'environnement locales comme cela a été le cas récemment sur le site du Mont Touleur dans le Morvan[199]. À l'inverse, les forestiers peuvent aussi opérer ces changements au vu de la récompense espérée (transition vers un nouveau modèle sylvicole plus durable, résilient, moins coûteux, etc.) ou pour des raisons éthiques, (primauté de considérations environnementales sur l'économie, altruisme vis-à-vis de la communauté locale humaine et non humaine, etc.) à l'image de ce que revendiquent les responsables de groupements forestiers citoyens. **Une partie des forestiers**

[199] « *À Larochemillay, le Mont Touleur sauvé des coupes rases* », article publié dans le Le Journal du Centre, mis en ligne le 15 mai 2022 : https://www.lejdc.fr/larochemillay-58370/actualites/a-larochemillay-le-mont-touleur-sauve-des-coupes-rases_14131015/

internalisent donc d'eux-mêmes les nouvelles règles du jeu qui, même tacites, définissent ce qui est raisonnable, tolérable, et admis collectivement. **En faisant ainsi preuve de perspicacité et d'une capacité à adopter les codes sociaux des autres acteurs territoriaux, ils se protègent d'éventuels conflits et évitent le stigmate social de la « négligence environnementale »** (Deuffic *et al*., 2021, p. 267). Pour peu qu'ils atteignent leurs objectifs économiques et environnementaux, **ils peuvent même apparaître comme une nouvelle élite forestière à l'avant-garde d'une sylviculture « en transition »**. Si de tels ajustements tacites, informels, sont possibles au niveau local, certaines propositions demeurent cependant des lignes rouges au niveau institutionnel national pour certaines organisations forestières, comme la limitation de la superficie des coupes rases ou de la régénération par plantation, etc. C'est finalement à un niveau territorial intermédiaire et notamment celui des PNR, qu'opère cette rencontre parfois conflictuelle mais aussi innovante en matière d'expérimentation entre une volonté locale de faire évoluer les pratiques et une opposition à ces changements.

Comme Kirsch *et* Denayer (2020) le proposent, une voie de résolution des conflits actuels autour des coupes rases consisterait à opérer une transition qui, en s'éloignant d'une opposition entre modèles, mettrait l'accent sur les apprentissages plutôt que la rupture, et révèlerait ainsi la capacité des acteurs à s'adapter, à innover. Faute d'accord sur un mode de gestion et un projet territorial partagés, les rapports conflictuels risquent de perdurer. Une autre option s'observe également chez certains collectifs environnementaux consistant non pas à négocier une solution partagée au prix de concessions réciproques, mais **à résoudre directement le problème en interne, sans rien attendre des pouvoirs publics.** Pour cela, ils se constituent en « groupement forestier écologique et citoyen » et acquièrent des forêts afin de les gérer selon leurs principes, passant du statut d'observateur critique extérieur à celui de gestionnaire direct et engagé de la forêt (Nahapétian, 2020). Dans ce type de groupement, la coupe rase est généralement proscrite, sauf cas d'impasse sanitaire avérée.

5.3 Conclusions

Pour faire face aux conflits autour des coupes rases, les protagonistes du débat mobilisent différents types de solutions de façon combinée, sachant qu'aucune d'entre elles ne résout ces conflits à elle seule et que la juxtaposition de certaines solutions est parfois incompatible ou contradictoire. Si l'éducation du jeune public et la communication de masse auprès des adultes restent des outils assez classiques de sensibilisation, ils montrent aussi leur limite. Depuis quelques années, le recours à une participation élargie et la mise en place et l'ouverture d'arènes de négociation à tous les niveaux territoriaux et à une pluralité d'organisations apparaît comme une nouvelle façon de renouer le dialogue entre les acteurs du débat et un moyen d'apaiser les tensions. Le succès de ces dispositifs dépend en revanche beaucoup des conditions dans lesquels ils sont instaurés et de la façon dont les acteurs s'en servent. Un des écueils est en effet d'éviter d'en faire de simples chambres d'enregistrement de décisions déjà prises ou prises ailleurs, ou des lieux de réactivation des polémiques et de blocage des prises de décision. Moins visibles mais peut être plus pragmatiques et à portée transformative non négligeable au moins au niveau local, les changements de pratiques opérés par les acteurs des conflits eux-mêmes suggèrent une autre façon de résoudre les conflits. Certains forestiers diminuent ainsi d'eux-mêmes les surfaces de coupes, limitent les impacts des engins au moment des coupes (cloisonnements, kit de franchissement des cours d'eau, d'absorption des huiles, etc.), voire, dans certains cas, transforment leurs forêts de façon à ne plus avoir à pratiquer de coupe rase pour exploiter les bois. Ces changements auraient sans doute eu lieu à un moment donné ou un autre, sous la contrainte technique, économique, sociale ou climatique. Les mobilisations actuelles contre les coupes rases accélèrent probablement ces adaptations des modes d'exploitation mais elles ouvrent aussi d'autres champs de questionnement sur les modes de gestion et de renouvellement des forêts, la transformation du tissu industriel forestier, sa contribution au développement territorial, sur

les modes de gouvernance forestière, etc. Les questions sur les coupes rases apparaissent ainsi souvent comme les prémices d'autres sujets de discussion. Le caractère conflictuel ou non de ces futurs sujets de débat dépendra sans doute pour partie de la façon dont les dispositifs de discussion seront organisés et de la volonté des différents protagonistes d'aboutir à des accords justes et équitables pour tous.

5.4 Références bibliographiques

Anshelm, J., Haikola, S., Wallsten, B., 2018. Politicizing environmental governance – A case study of heterogeneous alliances and juridical struggles around the Ojnare Forest, Sweden. Geoforum 91, 206–215. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2018.03.003

Barbier, R., Nadaï, A., 2015. Acceptabilité sociale : partager l'embarras. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.

Barthod, C., 2020. Les attentes sociétales vis à vis des forestiers. Revue Forestière Française LXXII, 157–165.

Batelier, P., 2016. Acceptabilité sociale des grands projets à fort impact socio-environnemental au Québec : définitions et postulats. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 16 Numéro 1 | mai 2016, mis en ligne le 09 mai 2016, consulté le 12 février 2019. URL : http://journals.openedition.org/vertigo/16920; DOI : 10.4000/vertigo.16920.

Beck, U., 2001. La société du risque. Sur la voie d'une autre modernité. Éditions Flammarion (1ère édition 1986), Paris.

Benda, P., 1959. La propagande en matière forestière. Revue Forestière Française 259–262.

Blondiaux, L., Fourniau, J.-M., 2011. Un bilan des recherches sur la participation du public en démocratie : beaucoup de bruit pour rien ? Participations 1, 10–35.

Bruneteau, A., 1910. L'enseignement forestier à l'école. Armand Colin, Paris.

Canopée Forêts Vivantes, 2022. Quelles alternatives à la coupe rase pour les peuplements dégradés. Canopée Forêts Vivantes, Angers.

Cardon, D., Granjon, F., 2010. Médiactivistes. Presse de Sciences Po, Paris.

Cardot, E., 1907. Manuel de l'arbre pour l'enseignement sylvopastoral dans les écoles : l'arbre, la forêt et les pâturages de montagne.

CGAAER, 2017. Plan de communication pour le secteur de la forêt et du bois. CGAAER, Paris.

D'Amécourt, A., Le Bouler, H., 2020. D'évidentes passerelles avec l'environnement. Forêt de France Octobre 2020, 23–26.

de Panafieu, J.-B., Barman, A., 2022. Les forêts. un monde fabuleux à découvrir, Les scienecs en BD. Casterman, Bruxelles.

Deuffic, P., Banos, V., 2020. Permanences et renouveaux des conflits dans les forêts françaises : une contribution interprétative. Cahiers de Géographie du Québec 65, 229–243.

Deuffic, P., Brahic, E., Dusacre, E., 2021. La naturalité à petit pas. Evolution des regards et des pratiques sur une notion émergente. Revue forestière française 73, 253–270. https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.5471

du Bus de Warnaffe, G., Angerand, S., 2020. Gestion forestière et changement climatique. Une nouvelle approche de la stratégie nationale d'atténuation. Canopée Forêts Vivantes, Angers.

Dubet, F., Martuccelli, D., 1996. Théories de la socialisation et définitions sociologiques de l'école. Revue française de sociologie 37, 511–535.

Fournis, Y., Fortin, M.-J., 2015. Une définition territoriale de l'acceptabilité sociale : pièges et défis conceptuels [WWW Document]. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement. URL (accessed 6.15.15).

Grolleau, G., Mzoughi, N., Peterson, D., Tendero, M., 2022. Changing the world with words? Euphemisms in climate change issues. Ecological Economics 193, 107307.

Henry, E., Thomas, V., Aguiton, S.A., Déplaude, M.-O., Jas, N., 2021. Introduction: Beyond the Production of Ignorance: The Pervasiveness of Industry Influence through the Tools of Chemical Regulation. Science, Technology, & Human Values 46, 911–924. https://doi.org/10.1177/01622439211026749

Jacob, T., Collectif Z, 2022. Des forêts participatives et des colonies. Quand le « dominer moins pour dominer mieux » colonial annonce le « faire mieux avec moins » néolibéral. Z : Revue itinérante d'enquête et de critique sociale 15, 42–45. https://doi.org/10.3917/rz.015.0042

Keyhani, N., 2012. Former pour dépolitiser. L'administration des immigrés comme cible de l'action publique. Gouvernement et action publique VOL. 1, 91–114. https://doi.org/10.3917/gap.124.0091

Kirsch, E., Denayer, D., 2020. Instauration et coexistence de deux communautés de pratiques sur le Plateau de Millevaches (France): une contribution à l'étude des forêts comme terrains de vies. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne], Volume 20 numéro 3 | décembre 2020, mis en ligne le 01 février 2021, consulté le 10 juillet 2022. URL : http://journals.openedition.org/vertigo/29205 ; https://doi.org/10.4000/vertigo.29205

Matagne, J., 2017. Littératie médiatique et environnement. Évaluation de l'autonomie cognitive des jeunes envers les médias traitant des forêts. Faculté des sciences économiques, sociales et politiques et de communication Institut Langage & Communication – Pôle Communication. Université catholique de Louvain, Louvain.

Mermet, L., Dubien, I., Emerit, A., Laurans, Y., 2004. Les porteurs de projets face à leurs opposants : six critères pour évaluer la concertation en aménagement. Politiques et management public 22, 1–22. https://doi.org/10.3406/pomap.2004.2829

Michelson, M.R., DeMora, S.L., 2021. Making activists out of environmentalists: new experimental evidence. Environmental Politics 1–9. https://doi.org/10.1080/09644016.2021.1915013

Morizot, B., 2020. Raviver les braises du vivant. Un front commun. Actes Sud, Arles.

Nahapétian, N., 2020. Quand les citoyens s'emparent de la forêt. Alternatives économiques 397, 97–99.

ONF, 1972. Sylviculture et paysage. Directive de gestion et instruction générale. ONF, Paris.

ONF, Gernigon, C., 2019. Les enseignements de Forêt d'Exception®. Concertation et dialogue territorial en forêt. ONF, Direction forêts et risques naturels, Paris.

Péan, V., 2020. Acceptabilité sociale. N'est-ce pas trop tard ? Sésame.

Pompili, B., 2021. Refonder une politique forestière au service du climat, de la biodiversité, et du bien-être de nos concitoyens. Terra Nova, Série Horizons, 1er septembre 2021, https://tnova.fr/site/assets/files/12126/terra-nova_cycle-horizons_barbara-pompili_refonder-une-politique-forestiere-au-service-du-climat_010921.pdf?10y0k, Paris.

Proctor, R.N., Schiebinger, L., 2008. Agnotology: The making and unmaking of ignorance. Standford University Press, Standford.

Rice, R.E., Atkin, C.K., 2013. Public Communication Campaigns. Sage, Thousand Oaks (CA).

Richou, E., 2020. La filière forêt-bois française confrontée aux défis de l'écologisation : de l'arbre «sensible» à la malforestation. École doctorale Sciences Sociales et Humanité (ED 481). Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau.

Sergent, A., 2017. Pourquoi la politique forestière ne veut pas du territoire. Revue Forestière Française LXIX, 99–109.

Snyder, L.-B., LaCroix, J.-M., 2003. How Effective Are Mediated Health Campaigns? A Synthesis of Meta-Analyses., in: Rice, R.E., Atkin, C.K. (Eds.), Public Communication Campaigns. Sage publications, Thousand Oaks (CA), pp. 209–235.

Teragir, 2021. Au cœur de la forêt. Nathan, Paris.

Vallauri, D., Thomas, E., 2008. Les arbres forestiers transgéniques. Etat des lieux. WWF France, Marseille.

WWF, 2004. Deadwood. Living forests. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity.

Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

De toutes les interventions sylvicoles, la coupe rase a la particularité d'exporter beaucoup de biomasse en une fois et en créant soudainement de grandes ouvertures dans le parcellaire forestier. Cette activité, souvent accompagnée de circulation d'engins lourds, va favoriser l'érosion des sols et modifier leur structure, le microclimat et les cycles biogéochimiques.

L'idée de cette expertise était d'avoir une vision à la fois globale et approfondie de l'impact des pratiques sur l'ensemble des facteurs caractérisant le milieu physique, et si possible de dépasser la seule coupe rase, pour y inclure également le mode de renouvellement associé. Nous avons donc décliné ce Thème en six questions, chacune des questions traitant d'un aspect précis du milieu physique : (1) le microclimat proche du sol, (2) le régime hydrique, à l'échelle de la parcelle forestière et du bassin versant, (3) l'érosion des sols, (4) la fertilité des sols et la qualité des cours d'eau adjacents, (5) le carbone dans le sol et (6) l'intégrité physique du sol.

Quand c'était possible, nous avons essayé d'apporter des précisions concernant (i) l'impact des modalités, pendant la coupe et avant reboisement, (ii) l'impact du changement climatique en cours, de la géométrie de la coupe (sa taille, sa forme, leurs distributions dans le paysage) et (iii) par rapport à d'autres types de coupes ou de renouvellement.

Pour ce faire, nous avons effectué une recherche bibliographique exhaustive de la littérature scientifique. Parmi ce corpus d'études scientifiques (plus de 500 articles), deux-tiers environ s'intéressent aux zones tempérées, dont un tiers en Europe, avec de faibles variations selon la question. Il s'agit donc d'un corpus d'études scientifiques plutôt bien adapté au cas de la France métropolitaine, même si peu d'études sont spécifiquement dédiées aux forêts métropolitaines.

Parmi les différents facteurs d'interaction associés à la coupe rase, l'impact des modalités pendant et après la coupe (circulation des engins, andainage, préparation du sol, etc.) est le plus largement documenté. L'impact de la géométrie des coupes (taille, forme, distribution dans le paysage) est souvent aussi abordé, en lien avec le microclimat, l'hydrologie, l'érosion ou la fertilité chimique. En revanche, l'impact de la coupe rase dans un contexte de changement climatique, ou en comparaison avec d'autres types de coupes, semble moins étudié et documenté, et plutôt en lien avec les extrêmes microclimatiques ou hydrologiques (pour le changement climatique) ou la fertilité et le carbone du sol (pour la typologie des coupes). Ces autres types de coupes sont étudiés, mais rarement en comparaison de la coupe rase.

Les acteurs forestiers sont sensibilisés depuis longtemps à l'impact des pratiques en général, et des coupes rases en particulier, sur le milieu physique. Plusieurs guides récents de bonnes pratiques à l'intention des gestionnaires sont disponibles : (1) le guide PraticSols (2017), est un guide sur la praticabilité des parcelles forestières et notamment l'impact de la circulation des engins forestiers sur l'intégrité physique des sols ; (2) le guide Gerboise (2019), s'intéresse notamment à l'impact de la récolte des menus bois et des souches sur l'intégrité physique et la fertilité des sols dans le contexte de demande accrue de bois-énergie ; (3) le guide PluriFor, paru en janvier 2021, documente et propose des solutions pour minimiser l'impact des coupes rases sur les risques de chablis dans le contexte néo-aquitain. Les résultats de notre expertise peuvent conduire à réviser à l'avenir ces guides.

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 235
1.2 Glossaire 237
1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 238
1.4 Réponses à la question posée 239
1.4.1 Incidence des coupes forestières sur le microclimat forestier 239
1.4.1.1 Incidence des coupes rases et de la quantité de rémanents 239
1.4.1.2 De la trouée à la coupe rase : incidence de la taille 240
1.4.1.3 Incidence de la densité des peuplements 240
1.4.1.4 Incidence de la distance à la lisière 240
1.4.1.5 Cas des ripisylves : effet d'une réduction en largeur ou d'une discontinuité 241
1.4.2 Conséquences d'une modification du microclimat 242
1.4.2.1 Sur la respiration et le stockage de carbone des sols 242
1.4.2.2 Sur le renouvellement forestier 243
1.4.2.3 Sur les risques de chablis liés aux tempêtes 244
1.4.2.4 Sur les effets climatiques à plus grande échelle 244
1.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations 245
1.5.1 Besoins de recherche 246
1.5.2 Pistes de recommandations 247
1.6 Références bibliographiques 247

Rédacteurs

Jérôme **Ogée,** INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Klara **Bouwen**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Yves **Brunet**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Barry **Gardiner**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France

1.1 Contexte et problématique

Importance du microclimat en foresterie : Les coupes forestières, en créant des ouvertures plus ou moins grandes dans la canopée, augmentent les échanges radiatifs et thermiques au voisinage du sol et modifient ainsi fortement le microclimat forestier. Cet impact des coupes forestières sur le microclimat[200] est connu depuis de nombreuses années car il joue sur le développement des semis et jeunes arbres, selon leur tolérance à l'ombrage, aux températures gélives, à la canicule, à la sécheresse ou aux vents forts. La coupe rase est notamment pratiquée pour la plantation d'essences héliophiles à croissance rapide peu susceptibles au gel, quand la disponibilité en eau n'est pas trop limitante comme en zone boréale (par exemple, Aussenac, 2000 ; Högberg *et* Högberg, 2022). L'augmentation des sécheresses et des canicules accompagnant le changement climatique en cours questionnent la pérennité de ces pratiques.

Une forte hétérogénéité du microclimat : Les variations du microclimat s'observent à de multiples échelles spatiales et temporelles (Chen *et al.*, 1999; Dobrowski, 2011; Lenoir *et al.*, 2017). La pente ou l'exposition d'un lieu donné ou son indice de convergence topographique (qui mesure la tendance de l'eau ou de l'air froid à s'accumuler en un point) sont autant de facteurs physiques qui vont influencer

[200] Les mots soulignés sont définis dans le glossaire ci-dessous.

le topoclimat (Dobrowski, 2011). La présence d'une lisière crée des variations de microclimat sur des distances souvent égales ou supérieures à la cime des arbres dominants, d'autant plus marquées que le couvert est peu dense (Meeussen *et al.*, 2021a). La surface de la coupe et son orientation, la couverture herbacée, etc., sont autant de facteurs qui permettent alors de jouer sur ces variations du microclimat pour minimiser les risques abiotiques et donc favoriser la survie et la croissance juvénile des jeunes plants. Ainsi un paysage forestier, même peu fragmenté, est le siège d'une très forte hétérogénéité du microclimat.

Des processus biophysiques connus : Les processus biophysiques responsables de cette hétérogénéité sont connus depuis longtemps et bien caractérisés (par exemple, Geiger, Aron *et* Todhunter, 1995). Ils permettent de comprendre, au moins qualitativement, pourquoi les couverts forestiers tamponnent plus ou moins bien les extrêmes climatiques dans le sous-bois par rapport à un milieu ouvert adjacent, avec notamment des températures maximales généralement plus fraîches en été et en journée, et des minimales plus douces en hiver et la nuit.

Le microclimat influence la régénération (naturelle ou artificielle) mais aussi la biodiversité et les processus biogéochimiques : Dans un contexte de changement climatique et d'érosion de la biodiversité de plus en plus prégnants, l'étude du microclimat forestier bénéficie d'un regain d'intérêt (Frenne *et al.*, 2021). Cette atténuation des extrêmes climatiques dans le sous-bois impacte non seulement la dynamique de régénération (par exemple, Aussenac, 2000), mais aussi la biodiversité forestière (par exemple, Zellweger *et al.*, 2020) et les processus biogéochimiques, notamment ceux impliqués dans le stockage de carbone dans les sols via la décomposition de la matière organique (par exemple, Meeussen, Govaert, Vanneste, Haesen, *et al.*, 2021). À ce titre, il est important de noter que, même si une modification des extrêmes climatiques par le couvert forestier ne s'accompagne pas toujours d'une modification des valeurs microclimatiques moyennes, elle peut avoir des répercussions importantes sur les processus biologiques et écologiques, qui répondent aux variations du microclimat selon des seuils physiologiques (par exemple, gel des bourgeons) ou de façon non linéaire (par exemple, respiration, photosynthèse) (voir Figure 4-1-1). Il faut donc bien vérifier sur quelle statistique microclimatique (moyenne, extrême, différentiel, etc.) l'incidence de la coupe est considérée, car cela aide à comprendre pourquoi certaines études ne trouvent qu'un effet modéré d'une coupe rase sur les valeurs moyennes journalières ou annuelles, quand d'autres reportent des effets beaucoup plus marqués, mais sur les extrêmes climatiques.

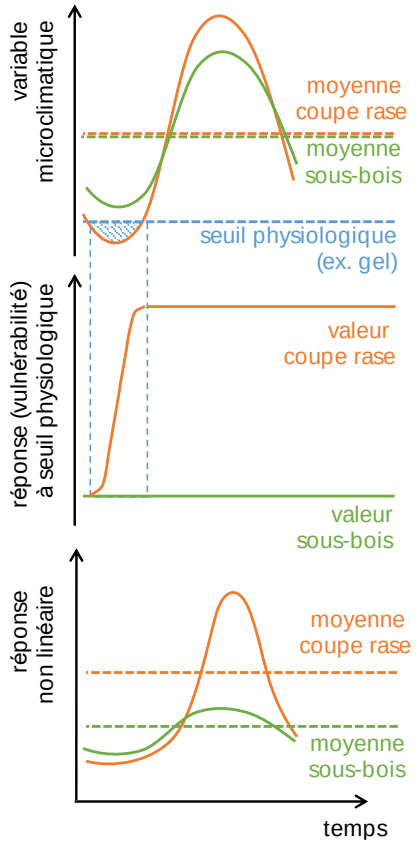


Figure 4-1-1 : Évolution temporelle du microclimat dans un milieu non tamponné (coupe rase) et plus tamponné (sous-bois). Bien que la moyenne temporelle du microclimat soit la même, les différences de minima et extrema ont un fort impact sur les processus biologiques, qu'ils répondent aux variations du microclimat selon des seuils physiologiques (par exemple, gel) ou de manière non linéaire.

Objectifs de cette contribution : Parmi les nombreuses revues de la littérature scientifique sur le microclimat forestier publiées ces dernières années (notamment Ehbrecht *et al.*, 2019; Frenne *et al.*, 2019; Schmidt *et al.*, 2017; Vanneste *et al.*, 2020), aucune, à notre connaissance, ne s'intéresse particulièrement à la problématique du renouvellement forestier après la coupe. La dernière revue de ce type date de plus de 20 ans (Aussenac, 2000) et n'aborde pas cette problématique dans un contexte de changement climatique accéléré, où augmentent les risques de dépérissement liés au gel tardif (Bigler *et* Bugmann, 2018 ; Liu *et al.*, 2018 ; Ma *et al.*, 2019 ; Zohner *et al.*, 2020), aux tempêtes et ouragans (Gardiner, 2021), à des épisodes de sécheresses ou de canicules plus longs et intenses (Hartmann *et al.*, 2022; McDowell *et al.*, 2022), et aux attaques sanitaires associées (Jactel *et al.*, 2019). Il nous semblait donc nécessaire de faire une mise à jour sur l'impact des coupes forestières (au sens large, y compris les trouées de régénération) sur le microclimat.

1.2 Glossaire

Microclimat : En écologie, le microclimat désigne le climat au voisinage immédiat d'un organisme vivant ou de son micro-habitat, comme un terrier ou une tanière. Ici, nous parlerons de microclimat pour désigner les conditions climatiques sous le couvert forestier, et dans tous les cas, proches (< 1-2m) de la surface du sol. Si *H* désigne la hauteur de la végétation, les conditions microclimatiques varient horizontalement sur des distances de quelques *H* depuis la lisière (décamétriques), et verticalement sur des distances de quelques fractions de *H* (centimétriques). On se réfère souvent à la

notion (mal définie) d'ambiance forestière qui peut être considérée comme synonyme de microclimat, même si certains auteurs lui donnent une acception plus large.

Macroclimat : Climat d'une grande région géographique relativement homogène, c'est-à-dire influencée par les grands systèmes climatiques (anticyclone des Açores, etc.)

Topoclimat : Conditions climatiques à des échelles intermédiaires entre macroclimat et microclimat. Appelé ainsi car lié à une région topographique réduite (en gros visible à l'œil nu, soit quelques dizaines de kilomètres en plaine, quelques centaines de mètres en montagne). Parfois aussi appelé climat "local".

1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

Nous avons cherché dans un premier temps à dresser un état des lieux récent et le plus exhaustif possible (à l'aide de mots-clés en plusieurs langues européennes) de l'impact des coupes forestières (au sens large) sur le microclimat. Pour cela, une recherche bibliographique a été réalisée à l'aide du Web of Science le 8 décembre 2021 avec la requête suivante :

*"**TOPIC** ((forest* OR forêt* OR wald*) AND (clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "Patch cut*" OR "Strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR "Kahlschlag" OR "Saumhieb" OR "Saumschlag" OR "shelterwood, progressive cut" OR "Extended shelterwood" OR "Extended irregular shelterwood" OR "Slow or delayed regeneration" OR "Reserved shelterwood" OR "Deferment cutting" OR "coupe* progressive" OR "coupe d'ensemencement" OR "coupe secondaire" OR "coupe finale" OR "Coupe progressive irrégulière à régénération lente" OR "CPI-RL" OR "Selection fell*" OR "selection management" OR "selection cut*" OR "Uneven-Aged forestry" OR "continuous cover forestry" OR "group selection cut*" OR "gap fell*" OR "Single tree selection cut*" OR "Single tree selection fell*" OR "irregular shelterwood" OR "delayed shelterwood" OR "reserved shelterwood" OR "extended shelterwood" OR "Femelschlag" OR "Expending-gap irregular shelterwood" OR "Irregular group shelterwood" OR "Bavarian shelterwood" OR "Continuous cover irregular shelterwood" OR "Swiss or Baden Shelterwood" OR "coupe progressive irrégulière" OR "coupe jardinatoire" OR "coupe par trouée*" OR "Plenterwald" OR "Dauerwald" OR "Plenterung" OR "coppice" OR "coppice with standard*" OR "coppice-with-standard*" OR "taillis" OR "TSF" OR "taillis-sous-futaie" OR "recépage" OR "rajeunissement" OR "Undergrowth cutting" OR "coupe* d'abri" OR "Seed tree system" OR "Seed cutting" OR "Reserve cutting" OR "deferment harvest" OR "Coupe avec semenciers" OR "coupe rase avec semenciers" OR "coupe rase avec retention")) AND **TITLE** (microclimate OR microclimatic* OR micrometeorology OR heatwave OR frost OR temperature OR "relative humidity" OR windspeed OR light OR radiation OR microclimate OR "canicule" OR gel OR "humidité de l'air" OR "vent" OR "lumière" OR "rayonnement") ".*

Cette requête a donné 265 études, presque toutes en anglais, dont seulement 128 correspondent réellement à la recherche. En effet, parmi ces 265 études, certaines sont sans conteste hors-sujet (39 études) ou sans mesures de microclimat (18 études) ou sans focus précis sur les coupes forestières (34 études). D'autres ont un microclimat manipulé artificiellement in situ (lampes chauffantes, irrigation, etc.) (quatre études) ou ne s'intéressent qu'à la température de brillance à grande échelle (mesurée par satellite) en lien avec la déforestation (trois études) ou au microclimat aquatique le long des cours d'eau (36 études). Nous avons néanmoins conservé les études sur les ripisylves s'intéressant au microclimat en sous-bois adjacent au cours d'eau.

Parmi les 128 études retenues, un tiers environ porte sur des forêts européennes, et près de trois quarts sur des forêts tempérées de plaine ou de montagne. L'examen des 128 résumés retenus a permis de classer les études en cinq grandes catégories selon qu'elles s'intéressent aux variations du microclimat près du sol induites par : (1) la coupe rase et ses modes opératoires associés (quantité de rémanents, tassement du sol, etc.) (24 articles) ; (2) les tailles, orientations et géométries des coupes rases (18 articles) ; (3) les niveaux de densité d'arbres (souvent jusqu'à la coupe rase) (42 articles) ; (4) la distance à une lisière (30 articles) ; (5) une réduction ou discontinuité de ripisylve (14 articles). Pour chacune de ces catégories, nous avons synthétisé, dans un premier temps, les résultats des différentes

études concernant l'effet (en direction et amplitude) lié à la coupe sur le microclimat près du sol (lumière, température du sol et de l'air, humidité de l'air, contenu en eau du sol, rayonnement, vent).

Du fait des réponses seuils ou non linéaires décrites plus haut, il est souvent difficile de tirer des conclusions sur l'impact de tel ou tel type de coupe sur les processus biologiques au sens large à partir des effets rapportés sur le microclimat seul. Dans un second temps, nous avons donc essayé de synthétiser les conséquences d'une modification du microclimat (à la suite de coupes forestières) sur (1) le stockage de carbone dans les sols et (2) le renouvellement forestier, deux thèmes émergeant des 128 études retenues dans notre analyse. Cette synthèse n'ayant été menée qu'à partir des seules conclusions de ces dernières, elle ne prétend pas à être exhaustive, mais plutôt illustrative. Des synthèses plus exhaustives et directes sont également disponibles dans cette expertise (voir « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? » et « Volet 2 : Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique »).

En outre, il nous a semblé pertinent de compléter notre analyse par une mise en lumière de l'impact des coupes forestières sur (3) les risques de chablis, fortement liés aux modifications du microclimat à la suite des coupes et impactant autant les parcelles non coupées que celles en renouvellement ; et (4) le climat régional, qui peut être affecté lorsque l'ensemble des coupes occupe une fraction importante du territoire considéré. Concernant ces deux points, qu'il nous paraissait important de traiter de manière la plus exhaustive possible car pouvant générer des boucles de rétroactions sur le microclimat et donc le renouvellement forestier, nous avons étendu notre recherche bibliographique au-delà des 128 études précitées.

Enfin, il aurait été justifié d'aborder ici les conséquences des variations du microclimat sur la biodiversité, récemment reconnues dans de nombreuses études (par exemple, De Pauw *et al.*, 2022 ; Zellweger *et al.*, 2020). Néanmoins, même si l'effet de la gestion forestière y est parfois évoqué, ces études ne traitent généralement pas directement du cas des coupes forestières. Nous préférons donc renvoyer le lecteur à la partie de l'expertise traitant spécifiquement de l'incidence des coupes sur la biodiversité (voir Volet 1 « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité »), même si le microclimat n'y est pas spécifiquement abordé.

1.4 Réponses à la question posée

1.4.1 Incidence des coupes forestières sur le microclimat forestier

1.4.1.1 Incidence des coupes rases et de la quantité de rémanents

D'une manière générale, la coupe rase augmente non seulement le rayonnement solaire au sol pendant la journée, mais aussi les pertes radiatives pendant la nuit, ce qui accroît les amplitudes quotidiennes et saisonnières des températures de l'air proche du sol, et du sol en surface (Aytekin *et* Gokbulak, 2020 ; Devine *et* Harrington, 2007 ; Fontaine *et al.*, 2010 ; Frenne *et al.*, 2019 ; Hashimoto *et* Suzuki, 2004 ; McCaughey, 1985, 1981 ; Moroni *et al.*, 2009 ; Okada *et al.*, 2019 ; O'Neal *et al.*, 2010). La coupe rase augmente également l'humidité du sol (Aytekin *et* Gokbulak, 2020 ; Moroni *et al.*, 2009 ; Stoffel *et al.*, 2010), sauf à la surface du sol qui a tendance à sécher plus rapidement (Moroni *et al.*, 2009). L'effet de la coupe sur la température et l'humidité à la surface du sol s'atténue avec la reprise de la végétation spontanée, et est également moins prononcé dans les microsites contenant des résidus d'exploitation forestière (Devine *et* Harrington, 2007 ; Moroni *et al.*, 2009). L'effet de la compaction du sol seule (sans exploitation forestière) reste marginal (Stoffel *et al.*, 2010). Après un incendie, la récolte des arbres morts favorise également le refroidissement radiatif nocturne, mais l'impact sur le rayonnement solaire et les températures diurnes près du sol reste beaucoup plus modéré (Fontaine *et al.*, 2010).

1.4.1.2 De la trouée à la coupe rase : incidence de la taille

Quand la taille des coupes rases est inférieure à une ou deux fois la hauteur des arbres restés sur pied, on parle plutôt de trouée. Toutes les tailles et formes de trouées affectent le microclimat à l'intérieur de ces trouées, mais aussi sous couvert dans leur proximité immédiate (Champlin *et al.*, 2009 ; Chen *et al.*, 1999 ; Gray *et al.*, 2002). L'amplitude du changement augmente avec la taille de la trouée, mais peut aussi varier avec sa forme et son orientation (Aussenac, 2000 ; Franklin *et al.*, 2021 ; Gray *et al.*, 2002 ; Groot *et* Carlson, 1996). D'une manière générale, les trouées dans la canopée entraînent en été ou le jour une augmentation locale du rayonnement solaire, de la vitesse du vent, des températures de l'air et du sol et de l'humidité du sol (Gray *et al.*, 2002 ; Kovács *et al.*, 2020). En hiver ou la nuit, c'est une diminution de la température de l'air qui est généralement observée. La taille des trouées est souvent exprimée comme le rapport entre le diamètre (trouées circulaires) ou la largeur (trouées par bandes) de la trouée (D) et la hauteur moyenne de la végétation alentour (H). L'augmentation de la taille de la trouée (jusqu'à D/H = 2) accroît rapidement la quantité de lumière (Aussenac, 2000 ; Gray *et al.*, 2002), un changement qui peut durer jusqu'à plusieurs années (Beaudet *et al.*, 2004 ; Beaudet *et* Messier, 2002), et modifie également la qualité de cette lumière (Aussenac, 2000 ; Prévost *et* Raymond, 2012), définie comme le rapport entre la lumière photosynthétiquement active et le rayonnement solaire total. L'effet d'une trouée sur les autres variables microclimatiques (température et humidité de l'air et du sol) est généralement moins marqué et nécessite une taille de trouée minimale (D/H ≥ 1) (Aussenac, 2000 ; Gray *et al.*, 2002 ; Groot *et* Carlson, 1996 ; Kovács *et al.*, 2020 ; Promis *et al.*, 2010) ; il peut alors durer plusieurs années également (Kovács *et al.*, 2020). Pour les petites trouées (D/H ≤ 1), l'effet sur le microclimat est marqué surtout sur les valeurs extrêmes de température ou d'humidité, et n'augmente pas toujours avec la taille des trouées ; ainsi, dans des petites trouées (D/H ~ 0.5), l'humidité du sol à la fin de l'été est plus élevée que dans des zones non coupées mais plus faible que dans des grandes trouées (Gray *et al.*, 2002).

1.4.1.3 Incidence de la densité des peuplements

Les coupes d'éclaircie ou les coupes sélectives ou d'abri, en réduisant la densité d'arbres, ont une influence sur le microclimat en forêt au même titre que les coupes rases : une diminution de la densité d'arbres sur pied provoque une ouverture brutale du couvert arboré qui induit une augmentation de la disponibilité et de l'intensité de la lumière (Heithecker *et* Halpern, 2006 ; C. Meyer *et al.*, 2001 ; Sharma *et al.*, 2012), de la vitesse moyenne du vent (par exemple, Brunet, 2020), de la température maximale journalière de l'air (Anderson *et al.*, 2007 ; Devine *et* Harrington, 2007b ; Rambo *et* North, 2009) et du sol (Devine *et* Harrington, 2007b ; Heithecker *et* Halpern, 2006 ; Londo *et al.*, 1999), et une diminution de l'humidité relative de l'air (Kermavnar *et al*., 2020 ; Rambo *et* North, 2009) et de la température de l'air et du sol la nuit (Langvall *et* Orlander, 2001 ; RZ Man *et* Lieffers, 1999). Les effets sur les variables microclimatiques varient bien entendu en fonction du niveau de rétention post-récolte, mais sont globalement moins extrêmes que ceux observés après une coupe rase (Lajzerowicz *et al*., 2004 ; RZ Man *et* Lieffers, 1999 ; Potter *et al*., 2001). De plus, les changements de niveaux de rayonnement dans le sous-bois (et du microclimat en général) ne dépendent pas seulement des volumes sur pied après récolte, mais aussi de la structure verticale du peuplement restant (par exemple, (Frey *et al*., 2016 ; Greiser *et al*., 2018). Pour une diminution identique de la surface terrière, la disponibilité et la variabilité de la lumière sont également influencées par les modes de récolte, par exemple, selon que la rétention est agrégée ou dispersée (Beaudet *et al*., 2011 ; Sharma *et al*., 2012).

1.4.1.4 Incidence de la distance à la lisière

Les transitions entre les forêts et les zones ouvertes (qu'il s'agisse d'une coupe forestière rase, d'une prairie ou d'une terre cultivée) créent des variations rapides du microclimat près du sol des deux côtés

de la lisière (Schmidt *et al.*, 2017). Sur les 30 études qui rapportent de telles variations, 15 s'intéressent aux gradients microclimatiques au sein de la forêt, 10 s'intéressent aux gradients au sein de la zone ouverte et cinq s'intéressent aux deux zones à la fois, de chaque côté de la lisière.

Du côté de la forêt (Chen *et al.*, 1995 ; Davies-Colley *et al.*, 2000 ; Dignan *et* Bren, 2003a ; Hennenberg *et al.*, 2008 ; Hofmeister *et al.*, 2019 ; Schmidt *et al.*, 2017 ; Wright *et al.*, 2010), les effets de lisière sont plus prononcés sur les lisières sud (ou, plus généralement, face à l'équateur). Ils s'étendent sur des distances variables selon le facteur considéré. Le rayonnement visible décroît rapidement (parfois sur 10 m seulement) et la vitesse du vent décroît de façon exponentielle, en fonction de l'orientation de la lisière par rapport à la direction du vent. L'humidité du sol varie elle aussi sur des distances plutôt faibles (20-40 m). La température de l'air et le déficit de pression de vapeur décroissent pendant la journée (de quelques dixièmes de degrés et 100-300 Pa, typiquement, en ce qui concerne les valeurs moyennes journalières ; de quelques degrés et plusieurs centaines de Pa pour les valeurs instantanées) sur des distances plus grandes : au moins 40-50 m, parfois plus de 100 m en conditions estivales sèches et vent fort. La zone affectée est d'autant plus grande que la lisière est plus ouverte (après un feu ou une défoliation par exemple) ou la forêt moins dense (voir aussi Meeussen *et al.*, 2021a).

Du côté de la trouée (Baker *et al.*, 2016 ; Raymond *et al.*, 2006 ; Ritter *et al.*, 2005 ; Voicu *et* Comeau, 2006), l'ombre des arbres en lisière sud de la trouée s'avère être un facteur microclimatique important. En dehors des jours couverts, on observe naturellement plus de rayonnement dans la partie nord d'une trouée (près de la lisière forestière faisant face à l'équateur) que dans la partie sud, où l'on a généralement des sols plus humides avec des températures plus fraîches, mais néanmoins un peu plus élevées que dans la forêt. La présence, dans la zone ouverte, de groupes d'arbres ou de résidus de récolte tempère fortement les variations microclimatiques.

1.4.1.5 Cas des ripisylves : effet d'une réduction en largeur ou d'une discontinuité

Les ripisylves sont des bandes boisées situées le long de cours d'eau. De par la présence d'une masse d'eau plus ou moins importante et circulante, les conditions microclimatiques y sont généralement plus tamponnées. Les ripisylves sont aussi souvent d'importants réservoirs de biodiversité aquatique et terrestre. Les coupes rases peuvent avoir un impact sur le microclimat de la ripisylve, en en réduisant la largeur, voire en la supprimant localement, créant ainsi une discontinuité le long du cours d'eau. La plupart des études sur le microclimat des ripisylves se concentrent sur le microclimat du cours d'eau. Moins d'études rapportent des observations du microclimat dans le sous-étage de la forêt au voisinage immédiat du cours d'eau, et nous avons résumé les résultats de ces études ici.

Comme pour tout autre couvert forestier, il existe des preuves cohérentes que la présence d'une bande de forêt le long d'un cours d'eau réduit non seulement la quantité de rayonnement arrivant au sol (et dans l'eau), mais réduit aussi les températures maximales journalières de l'air, du sol (et du cours d'eau), ainsi que le déficit de pression de vapeur, et augmente les températures minimales journalières (Dong *et al.*, 1998 ; Garner *et al.*, 2015 ; Kaylor *et al.*, 2017 ; Klos *et* Link, 2018 ; Meleason *et* Quinn, 2004 ; Olden *et al.*, 2019 ; Rykken *et al.*, 2007 ; Stewart *et* Mallik, 2006). Il en résulte une atténuation de la variabilité saisonnière du microclimat et des bilans radiatif et d'énergie associés, par rapport à une zone ouverte adjacente (Garner *et al.*, 2015). La présence d'un ruisseau ou d'une rivière contribue généralement à atténuer les effets des zones non boisées alentour (Eskelson *et al.*, 2013 ; Rykken *et al.*, 2007). Néanmoins, le microclimat dans le sous-bois de la ripisylve reste affecté sur des distances d'au moins 10 m à l'intérieur de la lisière (Stewart *et* Mallik, 2006) mais parfois aussi beaucoup plus grandes (Brosofske *et al.*, 1997 ; Dignan *et* Bren, 2003b). Plusieurs études suggèrent qu'une largeur de ripisylve de 30 m est suffisante pour maintenir un microclimat proche de l'eau similaire à celui d'une forêt non coupée (Meleason *et* Quinn, 2004 ; Olden *et al.*, 2019 ; Rykken *et al.*,

2007), mais dans d'autres cas, des largeurs plus importantes (30-100 m) sont nécessaires pour maintenir des conditions microclimatiques comparables (Brosofske *et al.*, 1997 ; Dignan *et* Bren, 2003b ; Dong *et al.*, 1998 ; Olden *et al.*, 2019). En outre, à mesure que la ripisylve vieillit, que la hauteur des arbres augmente et que la structure de la végétation se complexifie, la variation spatiale de la quantité de lumière (Dignan *et* Bren, 2003b), et plus généralement du microclimat (Dong *et al.*, 1998 ; Kaylor *et al.*, 2017 ; Warren *et al.*, 2013), augmente au sein de la ripisylve. La quantité de lumière élevée dans les trouées qui émergent diminue l'influence modératrice de la ripisylve sur le microclimat dans le sous-bois, bien que la température du sol reste en moyenne plutôt bien tamponnée (Kluber *et al.*, 2009). Cependant, le bilan radiatif de la ripisylve peut être restauré relativement rapidement (< 5 ans) si la croissance ou la régénération du sous-étage est suffisante dans ces trouées (Klos *et* Link, 2018).

1.4.2 Conséquences d'une modification du microclimat

1.4.2.1 Sur la respiration et le stockage de carbone des sols

Autant la coupe rase modifie le microclimat près du sol de manière toujours claire et cohérente entre les différentes études, autant ses effets sur la respiration du sol sont moins marqués (Stoffel *et al.*, 2010) et dépendent aussi de la fraction de la surface qui est recouverte de résidus d'exploitation forestière (Moroni *et al.*, 2009).

De même, bien que la taille des trouées influence le microclimat, l'activité biologique du sol (respiration et minéralisation) varie peu entre trouées de différentes tailles, une fois cette activité intégrée à l'échelle saisonnière ou annuelle (Barg *et* Edmonds, 1999 ; Pang *et al.*, 2013). Ce dernier point s'explique par le fait que les modifications de la température et de l'humidité du sol liées aux trouées agissent en sens opposé sur cette activité biologique.

Les taux de respiration et de minéralisation du sol semblent également peu affectés par les coupes d'abri et de régénération. Au cours de la première année de récolte, on peut observer une augmentation des taux printaniers et automnaux par rapport aux témoins non récoltés en raison de la décomposition des débris ligneux après la récolte, combinée à des températures du sol plus chaudes, mais on observe également une diminution des taux estivaux en raison d'une humidité du sol et d'exsudats racinaires plus faibles (Shabaga *et al.*, 2015). Comme pour les autres types de coupes, ces effets opposés tendent à se compenser sur une base annuelle, réduisant la différence des taux de minéralisation du sol entre les zones exploitées et non exploitées (Darenova *et al.*, 2021).

En résumé, la présente analyse bibliographique semble indiquer que, quel que soit le type de coupes, l'impact sur la respiration du sol semble modéré du fait d'effets opposés entre une augmentation des températures (qui accroît l'activité biologique du sol) et une diminution du contenu en eau du sol (qui réduit cette activité). Ainsi, les coupes, qui rendent le sol plus chaud et plus sec en été et en automne et plus froid et plus humide en hiver et au printemps, ne modifieraient que marginalement l'activité biologique cumulée à l'échelle annuelle.

Ces conclusions relatives à l'impact des coupes sur la respiration du sol ne sont pas en contradiction avec celles apportées dans la réponse à la « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? », indiquant une tendance à la diminution des stocks de carbone du sol à la suite de la coupe. Tout d'abord, il faut noter que notre analyse ne porte ici que sur des articles documentant prioritairement l'impact des coupes sur le microclimat et la respiration du sol, et non sur les stocks de carbone du sol eux-mêmes. La respiration du sol n'est qu'une des composantes du bilan de carbone du sol. Les pertes de carbone du sol observées après une coupe sont en partie liées au lessivage du sol ou à l'export direct des résidus de coupes et de souches lors de la récolte (Achat *et al.*, 2015). De plus, la respiration du sol est composée de la respiration hétérotrophe

(des microorganismes du sol et des litières) et de la respiration autotrophe (des racines des plantes vivantes). Cette dernière, qui représente environ 30 % de la respiration totale du sol dans une forêt mature (Bond-Lamberty *et al.*, 2004), est brutalement supprimée par la coupe rase. Si le taux de respiration du sol est maintenu après la coupe, cela signifie que la respiration hétérotrophe doit avoir augmenté fortement, induisant inévitablement une baisse du stock de carbone, exacerbée par la réduction d'apports de matière organique au sol par les litières et les exsudats racinaires.

1.4.2.2 Sur le renouvellement forestier

Les modalités de récolte, en agissant sur le microclimat près du sol, influencent la dynamique de régénération des espèces d'arbres présentes (par exemple, Ligot *et al.*, 2014 ; Meeussen *et al.*, 2022). Ainsi, en fonction des espèces recherchées et de leurs niveaux de tolérance à certains extrêmes climatiques, il est opportun d'adapter l'intensité et l'étendue des coupes, et les méthodes de récolte associées.

Les études comparant différentes tailles de trouées ont montré que les trouées de petites tailles (D/H ≤ 2), sans préparation du sol (Aussenac, 2000 ; Petritan *et al.*, 2011) ou uniquement en surface (de Chantal *et al.*, 2007), sont généralement plus propices aux espèces sensibles au gel tardif (comme le douglas ou le hêtre) ou à la sécheresse et au stress thermique. Des trouées plus grandes sont toutefois nécessaires pour assurer la réussite de la régénération d'espèces de lumière, notamment lorsque la concurrence avec la strate herbacée (Aussenac, 2000 ; Groot *et* Carlson, 1996 ; Petritan *et al.*, 2011) ou la pression herbivore (Walters *et al.*, 2016) sont élevées. La taille des trouées semble avoir peu d'influence sur les dates de débourrement des bourgeons (Groot *et* Carlson, 1996), ce qui suggère que si les trouées de petites tailles minimisent les risques de gel, c'est principalement dû à l'atténuation des températures minimales liée à des pertes radiatives moindres. Plus la trouée est grande, plus la disponibilité en lumière est élevée : la strate herbacée est alors plus développée, ce qui entraîne une concurrence plus forte sur les semis d'arbres. Il existe donc un optimum de taille de trouée permettant à la fois de limiter le développement de la strate herbacée et de favoriser celui des semis (Gaudio *et al.*, 2011 ; Walters *et al.*, 2016).

De même que pour la taille des trouées, les études s'intéressant à la régénération sous abri ont signalé l'existence d'un optimum de rétention pour amortir les extrêmes climatiques dans le sous-étage et réduire la mortalité des jeunes arbres, aussi bien en climat tempéré (C. L. Meyer et al., 2001 ; von Arx et al., 2013) que boréal (Langvall *et* Örlander, 2001 ; Man *et* Lieffers, 1999). Si cet optimum de rétention dépend généralement des conditions climatiques, édaphiques et nutritionnelles locales, son existence peut s'expliquer par les différents extrêmes auxquels les jeunes arbres sont exposés. Par exemple, en ce qui concerne les dommages liés au gel tardif, les coupes d'abri, par rapport aux coupes rases, permettent de maintenir des températures nocturnes sous abri plus douces tout en réduisant aussi le rayonnement solaire post-gel et donc la saturation de l'appareil photosynthétique, ce qui réduit le stress et la mortalité des plantules (Langvall *et* Örlander, 2001 ; Man *et* Lieffers, 1999). Une meilleure croissance dans des conditions de lumière plus faibles qu'en milieu ouvert peut aussi s'expliquer par l'amélioration générale des conditions hydriques estivales ; en règle générale, plus les conditions hydriques du site sont favorables, plus la période d'ombrage optimale pour le développement des jeunes arbres sera courte (Aussenac, 2000). Néanmoins, ces propos sont à nuancer : dans des conditions de contraintes hydriques ou nutritionnelles fortes, plusieurs études montrent que la transition de l'état de semis à celui de jeune arbre s'opère préférentiellement à distance des arbres adultes (Wada *et* Ribbens, 1997), et plus particulièrement de leur appareil racinaire (Coomes *et* Grubb, 2000 ; Högberg *et* Högberg, 2022) ; en effet, les arbres adultes ne jouent pas qu'un rôle d'ombrage réduisant la demande évaporatoire, mais aussi de compétiteur vis-à-vis des ressources souterraines.

Les variations microclimatiques le long des lisières, bien qu'opérant parfois sur quelques mètres seulement, affectent l'abondance et la diversité de la flore locale, de certains parasites, d'arthropodes, d'insectes et de leurs prédateurs (Bernaschini *et al.*, 2020 ; Van Wilgenburg *et al.*, 2001), mais également la survie et la croissance des jeunes plants, aussi bien du côté de la trouée (Dovčiak *et* Brown, 2014) qu'à l'intérieur de la forêt (Meza-Elizalde *et* Armenteras-Pascual, 2021), et de manière différenciée selon la complexité de la structure de la canopée (Meeussen *et al.*, 2022). Les variations observées au sein des trouées, avec ou sans résidus de récolte, ont un impact sur la composition des communautés végétales (Dynesius *et al.*, 2008 ; Godefroid *et al.*, 2006). Elles sont favorables à l'établissement des nouvelles plantations dans la partie sud, mais les plants poussent ensuite plus vite dans la partie nord (Raymond *et al.*, 2006).

1.4.2.3 Sur les risques de chablis liés aux tempêtes

Toute création de trouée dans la forêt, que ce soit par éclaircie ou coupe rase, augmente le risque de dégâts causés par le vent jusqu'à ce que les arbres nouvellement exposés soient acclimatés à leur nouvel environnement (Gardiner, 2021). Par conséquent, tout plan de gestion forestière visant à créer des espaces pour la germination des graines ou la croissance des plants devrait tenir compte des conséquences potentielles sur le risque de dommages causés par le vent. Pour les espèces intolérantes à l'ombre, il est souvent recommandé que le rapport entre la taille des trouées et la hauteur des arbres (D/H) soit supérieur à 2 (Malcolm *et al.*, 2001 ; Stokes *et al.*, 2021). Cependant, lorsque la taille d'une trouée (dans le sens du vent) est supérieure à 2 à 3 fois la hauteur de l'arbre, la charge du vent sur la lisière exposée augmente considérablement, d'un facteur 3 environ (Gardiner *et al.*, 1997), et la propagation des dommages à travers le peuplement peut être initiée (Dupont *et al.*, 2015). Par conséquent, il faudra trouver un compromis entre la nécessité de fournir suffisamment de lumière aux semis émergents et le risque croissant de dommages causés par le vent aux arbres restants, en particulier dans les régions au climat venteux. Une fois que la longueur de l'espace créé dépasse environ 3 à 5 fois la hauteur des arbres, la charge du vent atteint une asymptote et ne continue pas à augmenter. Cependant, si le plan de gestion crée de nombreuses trouées de taille modérée (3 à 5 hauteurs d'arbre), il générera ainsi une grande longueur de lisières nouvelles, donc vulnérables ; en climat venteux, il serait donc préférable de combiner ces multiples coupes rases en une unique zone de coupe afin de réduire la longueur de la lisière exposée par unité de surface de coupe (Lanquaye-Opoku *et* Mitchell, 2005 ; Zeng *et al.*, 2010). En outre, tout abattage doit cibler en premier lieu les peuplements les plus fragiles ; il doit éviter d'exposer des peuplements vulnérables au vent dominant à la suite de l'élimination de peuplements situés immédiatement en amont ; ou il doit être effectué jusqu'à des lisières stables (route, ligne électrique, etc.) (Gardiner *et al.*, 2020 ; Mason *et* Valinger, 2013).

1.4.2.4 Sur les effets climatiques à plus grande échelle

Les résultats précédents sur le microclimat concernent essentiellement l'échelle intra-parcellaire et le sous-bois. La multiplication de coupes rases dans un paysage ou la réalisation de très grandes coupes peuvent cependant avoir un impact non seulement local, mais également régional sur l'atmosphère, affectant par exemple l'ennuagement, voire les précipitations. Ce type d'effet a fait l'objet de nombreuses études, concernant, entre autres, les effets de la déforestation en Amazonie. Les résultats obtenus montrent deux grandes tendances.

On constate parfois, notamment en zone tropicale, que dans des paysages caractérisés par la juxtaposition de grandes surfaces boisées et déforestées, se mettent en place des circulations atmosphériques de méso-échelle provoquant au-dessus des zones non forestières des ascendances pouvant y générer un ennuagement plus fort et une augmentation de la pluviométrie (par exemple,

Garcia-Carreras *et al.*, 2010). À l'échelle régionale, cependant, les simulations montrent une réduction des pluies consécutive à la déforestation (Lawrence *et* Vandecar, 2015 ; Spracklen *et* Garcia-Carreras, 2015).

Dans d'autres cas, souvent en régions tempérées, on observe plutôt, au contraire, des ascendances au-dessus des forêts. C'est ainsi que Teuling *et al.* (2017) ont observé un surplus d'ennuagement estival au-dessus des massifs des Landes et de la Sologne, par rapport aux régions alentour ; et ils ont mis en évidence une baisse significative de cet ennuagement estival au-dessus du massif landais, pendant plusieurs années après le passage de la tempête Klaus qui a mis à terre de nombreuses parcelles de pins.

Cette différence de comportement a pu être attribuée par Xu *et al.* (2022), sur la base d'une analyse de cas à l'échelle globale, à la différence de flux de chaleur sensible entre forêt et surfaces déforestées, les nuages ayant tendance à se former au-dessus des zones émettant le plus fort flux. Les mécanismes responsables de cette différence mettent en jeu un ensemble de processus interactifs liés aux écarts d'indice foliaire, d'albédo, de rugosité et de disponibilité en eau notamment (Bosman *et al.*, 2019), dont la combinaison peut conduire au passage d'une situation à une autre pour des variations relativement faibles des paramètres.

Dans tous les cas, de tels effets ne peuvent se manifester qu'à une échelle suffisamment grande : d'après les simulations de Avissar et Schmidt (1998), ainsi que Patton *et al.* (2005), il faut une taille élémentaire d'hétérogénéité de surface d'au moins 5 à 10 km pour que les conséquences de cette hétérogénéité soient perceptibles à l'échelle de la couche limite (au sommet de laquelle se forment les nuages dont il est question ici). Et pour que des hétérogénéités de surface donnent naissance à des précipitations significatives, il faut des dimensions plus grandes encore (Lynn *et al.*, 2001).

1.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

Parmi les 128 articles retenus dans notre analyse, seulement cinq d'entre eux sont identifiés comme des synthèses de la littérature par le Web of Science (Aussenac, 2000 ; Ehbrecht *et al.*, 2019 ; Frenne *et al.*, 2019 ; Schmidt *et al.*, 2017 ; Vanneste *et al.*, 2020). Sur ces cinq études de synthèse, seulement une (Aussenac, 2000) porte plus spécifiquement sur les coupes rases (ou par bandes) et le renouvellement forestier. Dans cet article datant de plus de 20 ans déjà, l'auteur écrivait : "*Incontestablement la prise en compte des interactions couvert forestier - climat et potentialités écophysiologiques des essences est à la base d'une gestion durable des forêts.*" Et il concluait : "*L'effet des modifications microclimatiques induites par [les coupes forestières] et en conséquence la réaction des arbres (...) sont maintenant bien précisés*." Près de 20 ans plus tard, cette vision des avancées de la connaissance pour une "gestion durable des forêts" apparaît quelque peu optimiste ; en témoignent les forts questionnements des gestionnaires quant à l'adaptation de leurs modes de gestion face au changement climatique en cours, qui ont motivé en partie cette expertise collective. En effet, quel que soit le contexte géographique et les modes de gestion, plusieurs retours d'expériences montrent que les bonnes pratiques de renouvellement forestier suivies hier ne sont pas les mieux adaptées à un climat avec des hivers plus doux, des étés chauds et arides plus fréquents, des tempêtes et ouragans vraisemblablement plus violents, et une concentration en CO_2 plus élevée. Si les connaissances acquises (et résumées ici) sur l'impact des coupes sur le microclimat et la physiologie des semis peuvent aider à maximiser les chances de succès du renouvellement forestier, les recommandations et pratiques de coupes forestières d'hier ne sont pas forcément adaptées au climat de demain. Une mise à jour de ces recommandations, éclairée par les connaissances actuelles et de nouvelles recherches, s'impose.

1.5.1 Besoins de recherche

Le corpus actuel des recherches sur l'adaptation des forêts au changement climatique s'inscrit dans une approche systémique prenant en considération l'ensemble des services associés, comme le maintien d'une forte biodiversité. Ainsi, parmi les études les plus récentes sur lesquelles notre analyse bibliographique a été conduite, nombreuses sont celles qui abordent l'impact du changement climatique moins sous l'angle du renouvellement forestier que sous celui de l'évolution des micro-habitats et de la biodiversité. C'est le cas des quatre autres revues identifiées par le Web of Science : Frenne *et al.* (2019) cherchent à identifier les facteurs favorisant l'atténuation des extrêmes de température de l'air en milieu forestier sur différents continents et biomes, dans l'objectif d'expliquer les taux observés de thermophilisation des communautés végétales du sous-bois (Zellweger *et al.*, 2020) ; Vanneste *et al.* (2020) s'intéressent à la quantification de l'atténuation des extrêmes de température dans les haies paysagères en Europe et son rôle dans la persistance et la migration des espèces ; Schmidt *et al.* (2017) effectuent une synthèse de la littérature sur les variations spatiales du microclimat dans les zones de transition (lisières) forêt-agriculture et leur rôle dans les cycles biogéochimiques. Le quatrième article (Ehbrecht *et al.*, 2019) s'intéresse à l'impact de la structure et diversité de la canopée sur la température de l'air dans le sous-bois, dans des forêts d'Europe centrale réparties le long d'un gradient de gestion à couvert continu (donc sans coupe rase).

Malgré cette accumulation d'études documentant comment la structure et la composition des canopées forestières influencent le microclimat, la question du devenir du pouvoir tampon des extrêmes climatiques par les canopées végétales reste ouverte (De Lombaerde *et al.*, 2022 ; Frenne *et al.*, 2021), car les outils actuels permettant d'anticiper son évolution sous climat futur sont limités, en particulier dans des canopées végétales complexes d'un point de vue structurel (plusieurs classes d'âge) et fonctionnel (plusieurs espèces). Les besoins de recherche dans ce domaine sont donc forts, mais bénéficient heureusement de développements récents en matière de micro-capteurs environnementaux à bas coût (Maclean *et al.*, 2021) et de bases de données collaboratives géoréférencées (Lembrechts *et al.*, 2020).

De même, de nombreuses questions persistent concernant la survie et la dynamique de croissance des jeunes arbres sous climat futur, qu'ils soient plantés ou en semis naturel, sous abri ou pas. Plusieurs études ont montré qu'un doublement de CO_2 favorise la croissance des semis sous abri, en particulier pour les espèces ligneuses à croissance lente et tolérantes à l'ombrage (par exemple, Hättenschwiler *et* Körner, 2000 ; Mohan *et al.*, 2007). Ces résultats sont cohérents avec des études théoriques (Lloyd *et* Farquhar, 1996) montrant que, plus les coûts respiratoires sont élevés et la disponibilité en nutriments est faible, plus la croissance des plantes répond à une augmentation du CO_2 (toute proportion gardée). Cette augmentation stimule aussi la croissance de la canopée, et donc sa surface foliaire, ce qui réduit les niveaux de lumière atteignant le sous-étage, parfois au point d'annuler l'effet attendu du CO_2 sur la productivité du sous-étage (Dohyoung *et al.*, 2016). Le changement climatique en cours s'accompagne également de sécheresses estivales plus fréquentes et intenses, de nature à générer de plus forts taux de mortalité des semis et jeunes arbres, y compris sous couvert forestier (par exemple, Beloiu *et al.*, 2022). L'augmentation prévue des épisodes de canicules, dont les conséquences sur le renouvellement forestier sont moins connues, pourrait encourager un recours plus fréquent à des coupes d'abri, facilitant l'ombrage des jeunes plants, ce qui réduit leur transpiration ainsi que les températures subies. Il est également urgent de mieux comprendre comment la canopée forestière influence les températures nocturnes et printanières dans le sous-bois, de l'air mais aussi des bourgeons, afin de mieux anticiper la saison de croissance des jeunes plants et les risques climatiques liés au gel.

Enfin, notre analyse a soulevé l'importance de prendre en compte l'agencement des parcelles et des zones de lisières nouvellement créées à l'échelle du paysage, notamment pour anticiper les risques liés aux tempêtes. Les résultats sur l'impact d'une déforestation massive sur l'ennuagement estival et les précipitations, contrastés entre régions tempérées et tropicales, ont également montré que les besoins de recherche aux échelles supérieures (régionale et continentale), importantes en matière de gestion du territoire, restent forts, et que des études au cas par cas s'avèrent nécessaires. Ces besoins de recherche sont d'autant plus urgents que plusieurs projets de conversion de forêt en fermes solaires sur de grandes étendues sont en cours (par exemple, le projet Horizeo en Gironde, s'étendant sur 1000 ha), soulevant des problématiques similaires.

1.5.2 Pistes de recommandations

Comme le notait déjà Aussenac (2000), il n'y a pas nécessairement une relation directe entre la quantité de lumière (qui augmente avec la surface des coupes) et la croissance des jeunes plants : des coupes de tailles intermédiaires sont parfois préférables pour des essences susceptibles à la sécheresse (ou des stations où la contrainte hydrique est importante). Des coupes de petites tailles (D/H < 2, soit inférieures à 0.25 ha), non orientées dans le sens des vents dominants et éloignées des cuvettes topographiques, ont déjà été préconisées dans les situations où le gel tardif est un risque important, y compris des climats humides et même méditerranéens (Aussenac, 2000). Des trouées de petites tailles, dispersées ou proches de lisières stables, sont aussi recommandées pour limiter les risques de chablis (Gardiner *et al.*, 2020; Mason *et* Valinger, 2013). Avec l'augmentation attendue de la contrainte hydrique mais également des risques de gels et de tempêtes (en intensité, pas forcément en fréquence), il est clair que les coupes de petites tailles (D/H < 2) semblent plus adaptées pour accompagner le renouvellement forestier sous climat futur. Néanmoins, là où les coupes de régénération naturelle ou d'abri sont pratiquées, celles-ci mériteraient d'être conservées et sans doute développées car elles semblent mieux adaptées au changement climatique, du fait d'une meilleure atténuation des extrêmes climatiques, et avec des effets négatifs bien moindres sur le stock de carbone dans le sol et la biodiversité (voir « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? »).

1.6 Références bibliographiques

Achat, D., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348, 124–141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042

Anderson, P., Larson, D., Chan, S., 2007. Riparian buffer and density management influences on microclimate of young headwater forests of western Oregon. Forest Science 53, 254–269.

Aussenac, G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. Annals of Forest Science 57, 287–301. https://doi.org/10/fhzx6k

Avissar, R., Schmidt, T., 1998. An Evaluation of the Scale at which Ground-Surface Heat Flux Patchiness Affects the Convective Boundary Layer Using Large-Eddy Simulations. J. Atmos. Sci. 55, 2666–2689. https://doi.org/10.1175/1520-0469(1998)055<2666:AEOTSA>2.0.CO;2

Aytekin, M., Gokbulak, F., 2020. Effect of coppice forest clearance on soil moisture, temperature and certain selected soil characteristics. Forestist 70, 116–121. https://doi.org/10.5152/forestist.2020.20004

Baker, T.P., Jordan, G.J., Baker, S.C., 2016. Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? Forest Ecology and Management 365, 128–136. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.022

Barg, A.K., Edmonds, R.L., 1999. Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington. Can. J. For. Res. 29, 705–713. https://doi.org/10/c3f9zv

Beaudet, M., Harvey, B.D., Messier, C., Coates, K.D., Poulin, J., Kneeshaw, D.D., Brais, S., Bergeron, Y., 2011. Managing understory light conditions in boreal mixedwoods through variation in the intensity and spatial pattern of harvest: A modelling approach. Forest Ecology and Management 261, 84–94. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.033

Beaudet, M., Messier, C., 2002. Variation in canopy openness and light transmission following selection cutting in northern hardwood stands: an assessment based on hemispherical photographs. Agricultural and Forest Meteorology 110, 217–228. https://doi.org/10/dv36k8

Beaudet, M., Messier, C., Leduc, A., 2004. Understorey light profiles in temperate deciduous forests: recovery process following selection cutting. J Ecology 92, 328–338. https://doi.org/10/bk2mzd

Beloiu, M., Stahlmann, R., Beierkuhnlein, C., 2022. Drought impacts in forest canopy and deciduous tree saplings in Central European forests. Forest Ecology and Management 509, 120075. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120075

Bernaschini, M.L., Valladares, G., Salvo, A., 2020. Edge effects on insect–plant food webs: assessing the influence of geographical orientation and microclimatic conditions. Ecol Entomol 45, 806–820. https://doi.org/10.1111/een.12854

Bigler, C., Bugmann, H., 2018. Climate-induced shifts in leaf unfolding and frost risk of European trees and shrubs. Sci Rep 8, 9865. https://doi.org/10.1038/s41598-018-27893-1

Bond-Lamberty, B., Wang, C., Gower, S.T., 2004. A global relationship between the heterotrophic and autotrophic components of soil respiration? Global Change Biology 10, 1756–1766. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00816.x

Bosman, P.J.M., van Heerwaarden, C.C., Teuling, A.J., 2019. Sensible heating as a potential mechanism for enhanced cloud formation over temperate forest. Q.J.R. Meteorol. Soc. 145, 450–468. https://doi.org/10.1002/qj.3441

Brosofske, K., Chen, J., Naiman, R., Franklin, J., 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. Ecological Applications 7, 1188–1200. https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[1188:heomgf]2.0.co;2

Champlin, T.B., Kilgo, J.C., Gurmpertz, M.L., Moorman, C.E., 2009. Avian response to microclimate in canopy gaps in a bottomland hardwood forest. Southeastern Naturalist 8, 107–120. https://doi.org/10/d79ztn

Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1995. Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges into Old-Growth Douglas-Fir Forests. Ecological Applications 5, 74–86. https://doi.org/10.2307/1942053

Chen, J.Q., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Brosofske, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L., Franklin, J.F., 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology - Variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. Bioscience 49, 288–297. https://doi.org/10/cvsdkg

Coomes, D.A., Grubb, P.J., 2000. Impacts of Root Competition in Forests and Woodlands: A Theoretical Framework and Review of Experiments. Ecological Monographs 70, 171–207. https://doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0171:IORCIF]2.0.CO;2

Darenova, E., Kadavý, J., Knott, R., Kokrda, L., Novotný, J., 2021. Effect of tree harvest, silvopastoral practices, and microclimate conditions on forest floor CO2 efflux in a sessile oak (Quercus petraea

agg [Matt.] Liebl.) forest. Annals of Forest Science 78, 80. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01101-z

Davies-Colley, R.J., Payne, G.W., van Elswijk, M., 2000. Microclimate gradients across a forest edge. New Zealand Journal of Ecology 24, 111–121.

de Chantal, M., Holt Hanssen, K., Granhus, A., Bergsten, U., Ottosson Löfvenius, M., Grip, H., 2007. Frost-heaving damage to one-year-old *Picea abies* seedlings increases with soil horizon depth and canopy gap size. Can. J. For. Res. 37, 1236–1243. https://doi.org/10/dt3nfp

De Lombaerde, E., Vangansbeke, P., Lenoir, J., Meerbeek, K., Lembrechts, J., Rodríguez-Sánchez, F., Luoto, M., Scheffers, B., Haesen, S., Aalto, J., Christiansen, D.M., Pauw, K., Depauw, L., Govaert, S., Hampe, A., Hampe, A., Klinges, D., Koelemeijer, I., Meeussen, C., Ogée, J., Sanczuk, P., Vanneste, T., Zellweger, F., Baeten, L., Frenne, P., 2022. Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change. Science of The Total Environment 810, 151338. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151338

De Pauw, K., Sanczuk, P., Meeussen, C., Depauw, L., De Lombaerde, E., Govaert, S., Vanneste, T., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Gasperini, C., Hedwall, P., Iacopetti, G., Lenoir, J., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Uria-Diez, J., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2022. Forest understorey communities respond strongly to light in interaction with forest structure, but not to microclimate warming. New Phytologist 233, 219–235. https://doi.org/10.1111/nph.17803

Devine, W.D., Harrington, C.A., 2007a. Influence of harvest residues and vegetation on microsite soil and air temperatures in a young conifer plantation. Agricultural and Forest Meteorology 145, 125–138. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.04.009

Devine, W.D., Harrington, C.A., 2007b. Release of Oregon White Oak from Overtopping Douglas-fir: Effects on Soil Water and Microclimate. Northwest Science 81, 112–124. https://doi.org/10.3955/0029-344X-81.2.112

Dignan, P., Bren, L., 2003a. Modelling light penetration edge effects for stream buffer design in mountain ash forest in southeastern Australia. Forest Ecology and Management 179, 95–106. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00491-7

Dignan, P., Bren, L., 2003b. A study of the effect of logging on the understorey light environment in riparian buffer strips in a south-east Australian forest. Forest Ecology and Management 172, 161–172. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00810-6

Dobrowski, S.Z., 2011. A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. Global Change Biol 17, 1022–1035. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02263.x

Dohyoung, K., Oren, R., Qian, S.S., 2016. Response to CO2 enrichment of understory vegetation in the shade of forests. Global Change Biology 22, 944–956.

Dong, J., Chen, J., Brosofske, K.D., Naiman, R.J., 1998. Modelling air temperature gradients across managed small streams in western Washington. Journal of Environmental Management 53, 309–321. https://doi.org/10.1006/jema.1998.0217

Dovčiak, M., Brown, J., 2014. Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. New Forests 45, 733–744. https://doi.org/10.1007/s11056-014-9419-7

Dupont, S., Pivato, D., Brunet, Y., 2015. Wind damage propagation in forests. Agricultural and Forest Meteorology 214-215, 243–251. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.07.010

Dynesius, M., Åström, M., Nilsson, C., 2008. Microclimatic buffering by logging residues and forest edges reduces clear-cutting impacts on forest bryophytes. Applied Vegetation Science 11, 345–354. https://doi.org/10.3170/2008-7-18457

Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., Fischer, M., Seidel, D., 2019. Effects of structural heterogeneity on the diurnal temperature range in temperate forest ecosystems. Forest Ecology and Management 432, 860–867. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.008

Eskelson, B., Anderson, P., Temesgen, H., 2013. Modeling Relative Humidity in Headwater Forests Using Correlation with Air Temperature. Northwest Science 87, 40–58. https://doi.org/10.3955/046.087.0104

Fontaine, J.B., Donato, D.C., Campbell, J.L., Martin, J.G., Law, B.E., 2010. Effects of post-fire logging on forest surface air temperatures in the Siskiyou Mountains, Oregon, USA. Forestry 83, 477–482. https://doi.org/10.1093/forestry/cpq030

Franklin, C.M.A., Filicetti, A.T., Nielsen, S.E., 2021. Seismic line width and orientation influence microclimatic forest edge gradients and tree regeneration. Forest Ecology and Management 492, 119216. https://doi.org/10/gpdk2g

Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B.R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M.B., Christiansen, D.M., Decocq, G., Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klinges, D.H., Koelemeijer, I.A., Lembrechts, J.J., Marrec, R., Meeussen, C., Ogée, J., Tyystjärvi, V., Vangansbeke, P., Hylander, K., 2021. Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. Global Change Biology 27, 2279–2297. https://doi.org/10.1111/gcb.15569

Frenne, P., Zellweger, F., Rodríguez-Sánchez, F., Scheffers, B.R., Hylander, K., Luoto, M., Vellend, M., Verheyen, K., Lenoir, J., 2019. Global buffering of temperatures under forest canopies. Nat Ecol Evol 3, 744–749. https://doi.org/10.1038/s41559-019-0842-1

Garcia-Carreras, L., Parker, D.J., Taylor, C.M., Reeves, C.E., Murphy, J.G., 2010. Impact of mesoscale vegetation heterogeneities on the dynamical and thermodynamic properties of the planetary boundary layer. J. Geophys. Res. 115, 03102. https://doi.org/10.1029/2009JD012811

Gardiner, B., 2021. Wind damage to forests and trees: a review with an emphasis on planted and managed forests. Journal of Forest Research 26, 248–266. https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665

Gardiner, B.A., Orazio, C., Cablat, D., Yoga, S., 2020. Gestion du risque tempête en Nouvelle Aquitaine: Guide technique pour les aménageurs du territoire et les aménagistes forestiers (Rapport du projet PLURIFOR). European Forest Institute, Cestas.

Gardiner, B.A., Stacey, G.R., Belcher, R.E., Wood, C.J., 1997. Field and wind tunnel assessments of the implications of respacing and thinning for tree stability. Forestry 70, 233–252. https://doi.org/10.1093/forestry/70.3.233

Garner, G., Malcolm, I., Sadler, J., Millar, C., Hannah, D., 2015. Inter-annual variability in the effects of riparian woodland on micro-climate, energy exchanges and water temperature of an upland Scottish stream. Hydrological Processes 29, 1080–1095. https://doi.org/10.1002/hyp.10223

Gaudio, N., Balandier, P., Perret, S., Ginisty, C., 2011. Growth of understorey Scots pine (Pinus sylvestris L.) saplings in response to light in mixed temperate forest. Forestry 84, 187–195. https://doi.org/10.1093/forestry/cpr005

Geiger, R., Aron, R.H., Todhunter, P., 1995. The Climate Near the Ground. Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden. https://doi.org/10.1007/978-3-322-86582-3

Godefroid, S., Rucquoij, S., Koedam, N., 2006. Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. Plant Ecol 185, 107–121. https://doi.org/10.1007/s11258-005-9088-x

Gray, A.N., Spies, T.A., Easter, M.J., 2002. Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. Can. J. For. Res. 32, 332–343. https://doi.org/10/dczrcx

Greiser, C., Meineri, E., Luoto, M., Ehrlén, J., Hylander, K., 2018. Monthly microclimate models in a managed boreal forest landscape. Agricultural and Forest Meteorology 250–251, 147–158. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.12.252

Groot, A., Carlson, D.W., 1996. Influence of shelter on night temperatures, frost damage, and bud break of white spruce seedlings. Can. J. For. Res. 26, 1531–1538. https://doi.org/10/fcr9wc

Hartmann, H., Bastos, A., Das, A.J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W.M., Martínez-Vilalta, J., McDowell, N.G., Powers, J.S., Pugh, T.A.M., Ruthrof, K.X., Allen, C.D., 2022. Climate Change Risks to Global Forest Health: Emergence of Unexpected Events of Elevated Tree Mortality Worldwide. Annu. Rev. Plant Biol. 73, annurev-arplant-102820-012804. https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102820-012804

Hashimoto, S., Suzuki, M., 2004. The impact of forest clear-cutting on soil temperature: a comparison between before and after cutting, and between clear-cut and control sites. Journal of Forest Research 9, 125–132. https://doi.org/10.1007/s10310-003-0063-x

Hättenschwiler, S., Körner, C., 2000. Tree seedling responses to *in situ* CO_2-enrichment differ among species and depend on understorey light availability. Global Change Biology 6, 213–226. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00301.x

Heithecker, T.D., Halpern, C.B., 2006. Variation in microclimate associated with dispersed-retention harvests in coniferous forests of western Washington. Forest Ecology and Management 226, 60–71. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.024

Hennenberg, K.J., Goetze, D., Szarzynski, J., Orthmann, B., Reineking, B., Steinke, I., Porembski, S., 2008. Detection of seasonal variability in microclimatic borders and ecotones between forest and savanna. Basic and Applied Ecology 9, 275–285. https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.02.004

Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Střalková, R., Mýlová, P., Bouda, M., Pettit, J.L., Rydval, M., Svoboda, M., 2019. Microclimate edge effect in small fragments of temperate forests in the context of climate change. Forest Ecology and Management 448, 48–56. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.069

Högberg, P., Högberg, M.N., 2022. Does successful forest regeneration require the nursing of seedlings by nurse trees through mycorrhizal interconnections? Forest Ecology and Management 516, 120252. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120252

Jactel, H., Koricheva, J., Castagneyrol, B., 2019. Responses of forest insect pests to climate change: not so simple. Current Opinion in Insect Science 35, 103–108. https://doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.010

Kaylor, M.J., Warren, D.R., Kiffney, P.M., 2017. Long-term effects of riparian forest harvest on light in Pacific Northwest (USA) streams. Freshwater Science 36, 1–13. https://doi.org/10.1086/690624

Kermavnar, J., Ferlan, M., Marinšek, A., Eler, K., Kobler, A., Kutnar, L., 2020. Effects of various cutting treatments and topographic factors on microclimatic conditions in Dinaric fir-beech forests. Agricultural and Forest Meteorology 295, 108–186.

Klos, P.Z., Link, T.E., 2018. Quantifying shortwave and longwave radiation inputs to headwater streams under differing canopy structures. Forest Ecology and Management 407, 116–124. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.046

Kluber, M., Olson, D., Puettmann, K., 2009. Downed Wood Microclimates and Their Potential Impact on Plethodontid Salamander Habitat in the Oregon Coast Range. Northwest Science 83, 25–34. https://doi.org/10.3955/046.083.0103

Kovács, B., Tinya, F., Németh, C., Ódor, P., 2020. Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment. Ecol Appl 30, 2. https://doi.org/10/ggth6g

Lajzerowicz, C.C., M.B., W., Krasowski, M., Massicotte, H.B., 2004. Light and temperature differentially colimit subalpine fir and Engelmann spruce seedling growth in partial-cut subalpine forests. Canadian Journal of Forest Research 34, 249–260.

Langvall, O., Orlander, G., 2001. Effects of pine shelterwoods on microclimate and frost damage to Norway spruce seedlings. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 31, 155–164. https://doi.org/10.1139/cjfr-31-1-155

Langvall, O., Örlander, G., 2001. Effects of pine shelterwoods on microclimate and frost damage to Norway spruce seedlings. Can. J. For. Res. 31, 155–164. https://doi.org/10.1139/x00-149

Lanquaye-Opoku, N., Mitchell, S.J., 2005. Portability of stand-level empirical windthrow risk models. Forest Ecology and Management 216, 134–148. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.032

Lawrence, D., Vandecar, K., 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. Nature Climate Change 5, 27–36. https://doi.org/10.1038/nclimate2430

Lembrechts, J.J., Aalto, J., Ashcroft, M.B., De Frenne, P., Kopecký, M., Lenoir, J., Luoto, M., Maclean, I.M.D., Roupsard, O., Fuentes Lillo, E., García, R.A., Pellissier, L., Pitteloud, C., Alatalo, J.M., Smith, S.W., Björk, R.G., Muffler, L., Ratier Backes, A., Cesarz, S., Gottschall, F., Okello, J., Urban, J., Plichta, R., Svátek, M., Phartyal, S.S., Wipf, S., Eisenhauer, N., Puşcaş, M., Turtureanu, P.D., Varlagin, A., Dimarco, R.D., Jump, A.S., Randall, K., Dorrepaal, E., Larson, K., Walz, J., Vitale, L., Svoboda, M., Finger Higgens, R., Halbritter, A.H., Curasi, S.R., Klupar, I., Koontz, A., Pearse, W.D., Simpson, E., Stemkovski, M., Jessen Graae, B., Vedel Sørensen, M., Høye, T.T., Fernández Calzado, M.R., Lorite, J., Carbognani, M., Tomaselli, M., Forte, T.G.W., Petraglia, A., Haesen, S., Somers, B., Van Meerbeek, K., Björkman, M.P., Hylander, K., Merinero, S., Gharun, M., Buchmann, N., Dolezal, J., Matula, R., Thomas, A.D., Bailey, J.J., Ghosn, D., Kazakis, G., Pablo, M.A., Kemppinen, J., Niittynen, P., Rew, L., Seipel, T., Larson, C., Speed, J.D.M., Ardö, J., Cannone, N., Guglielmin, M., Malfasi, F., Bader, M.Y., Canessa, R., Stanisci, A., Kreyling, J., Schmeddes, J., Teuber, L., Aschero, V., Čiliak, M., Máliš, F., De Smedt, P., Govaert, S., Meeussen, C., Vangansbeke, P., Gigauri, K., Lamprecht, A., Pauli, H., Steinbauer, K., Winkler, M., Ueyama, M., Nuñez, M.A., Ursu, T.M., Haider, S., Wedegärtner, R.E.M., Smiljanic, M., Trouillier, M., Wilmking, M., Altman, J., Brůna, J., Hederová, L., Macek, M., Man, M., Wild, J., Vittoz, P., Pärtel, M., Barančok, P., Kanka, R., Kollár, J., Palaj, A., Barros, A., Mazzolari, A.C., Bauters, M., Boeckx, P., Benito Alonso, J.L., Zong, S., Di Cecco, V., Sitková, Z., Tielbörger, K., Brink, L., Weigel, R., Homeier, J., Dahlberg, C.J., Medinets, S., Medinets, V., De Boeck, H.J., Portillo Estrada, M., Verryckt, L.T., Milbau, A., Daskalova, G.N., Thomas, H.J.D., Myers Smith, I.H., Blonder, B., Stephan, J.G., Descombes, P., Zellweger, F., Frei, E.R., Heinesch, B., Andrews, C., Dick, J., Siebicke, L., Rocha, A., Senior, R.A., Rixen, C., Jimenez, J.J., Boike, J., Pauchard, A., Scholten, T., Scheffers, B., Klinges, D., Basham, E.W., Zhang, J., Zhang, Z., Géron, C., Fazlioglu, F., Candan, O., Sallo Bravo, J., Hrbacek, F., Laska, K., Cremonese, E., Haase, P., Moyano, F.E., Rossi, C., Nijs, I., 2020. SoilTemp: A global database of near-surface temperature. Global Change Biol 7, 138. https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2007.07.001

Lenoir, J., Hattab, T., Pierre, G., 2017. Climatic microrefugia under anthropogenic climate change: implications for species redistribution. Ecography 40, 253–266. https://doi.org/10.3354/cr008209

Ligot, G., Balandier, P., Courbaud, B., Jonard, M., Kneeshaw, D., Claessens, H., 2014. Managing understory light to maintain a mixture of species with different shade tolerance. Forest Ecology and Management 327, 189–200. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.010

Liu, Q., Piao, S., Janssens, I.A., Fu, Y., Peng, S., Lian, X., Ciais, P., Myneni, R.B., Peñuelas, J., Wang, T., 2018. Extension of the growing season increases vegetation exposure to frost. Nat Commun 9, 426. https://doi.org/10.1038/s41467-017-02690-y

Lloyd, J., Farquhar, G.D., 1996. The CO2 Dependence of Photosynthesis, Plant Growth Responses to Elevated Atmospheric CO2 Concentrations and Their Interaction with Soil Nutrient Status. I. General Principles and Forest Ecosystems. Functional Ecology 10, 4. https://doi.org/10.2307/2390258

Londo, A.J., Messina, M.G., Schoenholtz, S.H., 1999. Forest Harvesting Effects on Soil Temperature, Moisture, and Respiration in a Bottomland Hardwood Forest. Soil Science Society of America Journal 63, 637–644. https://doi.org/10.2136/sssaj1999.03615995006300030029x

Lynn, B.H., Tao, W.-K., Abramopoulos, F., 2001. A Parameterization for the Triggering of Landscape-Generated Moist Convection. Part I: Analysis of High-Resolution Model Results. J. Atmos. Sci. 58, 575–592. https://doi.org/10.1175/1520-0469(2001)058<0575:APFTTO>2.0.CO;2

Ma, Q., Huang, J., Hänninen, H., Berninger, F., 2019. Divergent trends in the risk of spring frost damage to trees in Europe with recent warming. Glob Change Biol 25, 351–360. https://doi.org/10.1111/gcb.14479

Maclean, I.M.D., Duffy, J.P., Haesen, S., Govaert, S., De Frenne, P., Vanneste, T., Lenoir, J., Lembrechts, J.J., Rhodes, M.W., Van Meerbeek, K., 2021. On the measurement of microclimate. Methods in Ecology and Evolution 2041–210X.13627. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13627

Malcolm, D.C., Mason, W.L., Clarke, G.C., 2001. The transformation of conifer forests in Britain — regeneration, gap size and silvicultural systems. Forest Ecology and Management 151, 7–23. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00692-7

Man, RZ, Lieffers, V., 1999. Effects of shelterwood and site preparation on microclimate and establishment of white spruce seedlings in a boreal mixedwood forest. Forestry Chronicle 75, 837–844. https://doi.org/10.5558/tfc75837-5

Man, Rongzhou, Lieffers, V.J., 1999. Effects of shelterwood and site preparation on microclimate and establishment of white spruce seedlings in a boreal mixedwood forest. The Forestry Chronicle 75, 837–844. https://doi.org/10.5558/tfc75837-5

Mason, B., Valinger, E., 2013. Managing forests to reduce storm damage, in: Gardiner, B.A., Schuck, A., Schelhaas, M.J., Orazio, C., Blennow, K., Nicoll, B. (Eds.), Living with Storm Damage to Forests: What Science Can Tell Us. European Forest Institute, pp. 89–98.

McCaughey, J.H., 1985. A radiation and energy balance study of mature forest and clear-cut sites. Boundary-Layer Meteorol 32, 1–24. https://doi.org/10.1007/BF00120711

McCaughey, J.H., 1981. Impact of Clearcutting of Coniferous Forest on the Surface Radiation Balance. The Journal of Applied Ecology 18, 815. https://doi.org/10.2307/2402372

McDowell, N.G., Sapes, G., Pivovaroff, A., Adams, H.D., Allen, C.D., Anderegg, W.R.L., Arend, M., Breshears, D.D., Brodribb, T., Choat, B., Cochard, H., Cáceres, M., Kauwe, M.G., Grossiord, C., Hammond, W.M., Hartmann, H., Hoch, G., Kahmen, A., Klein, T., Mackay, D.S., Mantova, M., Martínez-Vilalta, J., Medlyn, B.E., Mencuccini, M., Nardini, A., Oliveira, R.S., Sala, A., Tissue, D.T., Torres-Ruiz, J.M., Trowbridge, A.M., Trugman, A.T., Wiley, E., Xu, C., 2022. Mechanisms of woody-plant mortality under rising drought, CO2 and vapour pressure deficit. Nat Rev Earth Environ 1–15. https://doi.org/10.1038/s43017-022-00272-1

Meeussen, C., De Pauw, K., Sanczuk, P., Brunet, J., Cousins, S.A.O., Gasperini, C., Hedwall, P. -O., Iacopetti, G., Lenoir, J., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Uria Diez, J., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2022. Initial oak regeneration responses to experimental warming along microclimatic and macroclimatic gradients. Plant Biol J 24, 745–757. https://doi.org/10.1111/plb.13412

Meeussen, C., Govaert, S., Vanneste, T., Bollmann, K., Brunet, J., Calders, K., Cousins, S.A.O., De Pauw, K., Diekmann, M., Gasperini, C., Hedwall, P.-O., Hylander, K., Iacopetti, G., Lenoir, J., Lindmo, S., Orczewska, A., Ponette, Q., Plue, J., Sanczuk, P., Selvi, F., Spicher, F., Verbeeck, H., Zellweger, F., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2021a. Microclimatic edge-to-interior gradients of

European deciduous forests. Agricultural and Forest Meteorology 311, 108699. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2021.108699

Meeussen, C., Govaert, S., Vanneste, T., Haesen, S., Van Meerbeek, K., Bollmann, K., Brunet, J., Calders, K., Cousins, S.A.O., Diekmann, M., Graae, B.J., Iacopetti, G., Lenoir, J., Orczewska, A., Ponette, Q., Plue, J., Selvi, F., Spicher, F., Sørensen, M.V., Verbeeck, H., Vermeir, P., Verheyen, K., Vangansbeke, P., De Frenne, P., 2021b. Drivers of carbon stocks in forest edges across Europe. Science of The Total Environment 759, 143497. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143497

Meleason, M., Quinn, J., 2004. Influence of riparian buffer width on air temperature at Whangapoua Forest, Coromandel Peninsula, New Zealand. Forest Ecology and Management 191, 365–371. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.016

Meyer, C., Sisk, T., Covington, W., 2001. Microclimatic changes induced by ecological restoration of ponderosa pine forests in northern Arizona. Restoration Ecology 9, 443–452. https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.94013.x

Meza-Elizalde, M.C., Armenteras-Pascual, D., 2021. Edge influence on the microclimate and vegetation of fragments of a north Amazonian forest. Forest Ecology and Management 498, 119546. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119546

Mohan, J.E., Clark, J.S., Schlesinger, W.H., 2007. Long-term CO2 enrichment of a forest ecosystem: implications for forest regeneration and succession. Ecol Appl 17, 1198–1212. https://doi.org/10.1890/05-1690

Moroni, M.T., Carter, P.Q., Ryan, D.A.J., 2009. Harvesting and slash piling affects soil respiration, soil temperature, and soil moisture regimes in Newfoundland boreal forests. Can. J. Soil. Sci. 89, 343–355. https://doi.org/10.4141/CJSS08027

Okada, K., Takagi, K., Nishida, Y., 2019. Effects of forestry management and environmental factors on water and light use efficiencies in a cool-temperate mixed forest in northern Japan. J. Agric. Meteorol. 75, 183–192. https://doi.org/10.2480/agrmet.D-19-00006

Olden, A., Peura, M., Saine, S., Kotiaho, J., Halme, P., 2019. The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. Forest Ecology and Management 453. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117623

O'Neal, M.A., Roth, L.B., Hanson, B., Leathers, D.J., 2010. A Field-Based Model of the Effects of Landcover Changes on Daytime Summer Temperatures in the North Cascades. Physical Geography 31, 137–155. https://doi.org/10.2747/0272-3646.31.2.137

Pang, X., Bao, W., Zhu, B., Cheng, W., 2013. Responses of soil respiration and its temperature sensitivity to thinning in a pine plantation. Agricultural and Forest Meteorology 171-172, 57–64. https://doi.org/10/gbcqh5

Patton, E.G., Sullivan, P.P., Moeng, C.-H., 2005. The Influence of Idealized Heterogeneity on Wet and Dry Planetary Boundary Layers Coupled to the Land Surface. Journal of the Atmospheric Sciences 62, 2078–2097. https://doi.org/10.1175/JAS3465.1

Petritan, I.C., von Lüpke, B., Petritan, A.M., 2011. Influence of Shelterwood and Ground Vegetation on Late Spring Frost Damages of Planted Beech (Fagus sylvatica) and Douglas-Fir (Pseudotsuga menziesii) Saplings. Baltic Forestry 17, 227–234.

Potter, B.E., Teclaw, R.M., J.C, Z., 2001. The impact of forest structure on near-ground temperatures during two years of contrasting temperature extremes. Agricultural and Forest Meteorology 106, 331–336.

Prévost, M., Raymond, P., 2012. Effect of gap size, aspect and slope on available light and soil temperature after patch-selection cutting in yellow birch–conifer stands, Quebec, Canada. Forest Ecology and Management 274, 210–221. https://doi.org/10/gpdm38

Promis, A., Caldentey, J., Ibarra, M., 2010. Microclima en el interior de un bosque de Nothofagus pumilio y el efecto de una corta de regeneración. Bosque (Valdivia) 31, 2. https://doi.org/10/c3ctqr

Rambo, T.R., North, M.P., 2009. Canopy microclimate response to pattern and density of thinning in a Sierra Nevada forest. Forest Ecology and Management 257, 435–442. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.029

Raymond, P., Munson, A.D., Ruel, J.-C., Coates, K.D., 2006. Spatial patterns of soil microclimate, light, regeneration, and growth within silvicultural gaps of mixed tolerant hardwood-white pine stands. Can. J. For. Res. 36, 639–651. https://doi.org/10.1139/x05-269

Ritter, E., Dalsgaard, L., Einhorn, K.S., 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. Forest Ecology and Management 206, 15–33. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011

Rykken, J., Chan, S., Moldenke, A., 2007. Headwater riparian microclimate patterns under alternative forest management treatments. Forest Science 53, 270–280.

Schmidt, M., Jochheim, H., Kersebaum, K.-C., Lischeid, G., Nendel, C., 2017. Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. Agricultural and Forest Meteorology 232, 659–671. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.10.022

Shabaga, J.A., Basiliko, N., Caspersen, J.P., Jones, T.A., 2015. Seasonal controls on patterns of soil respiration and temperature sensitivity in a northern mixed deciduous forest following partial-harvesting. Forest Ecology and Management 348, 208–219. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.022

Sharma, A., Jose, S., Bohn, K.K., Andreu, M.G., 2012. Effects of reproduction methods and overstory species composition on understory light availability in longleaf pine–slash pine ecosystems. Forest Ecology and Management 284, 23–33. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.023

Spracklen, D.V., Garcia-Carreras, L., 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. Geophysical Research Letters 42, 9546–9552. https://doi.org/10.1002/2015GL066063

Stewart, K., Mallik, A., 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. Ecological Applications 16, 1474–1486. https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1474:BRTMEE]2.0.CO;2

Stoffel, J.L., Gower, S.T., Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., 2010. Effects of winter selective tree harvest on soil microclimate and surface CO2 flux of a northern hardwood forest. Forest Ecology and Management 259, 257–265. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.004

Stokes, V., Kerr, G., Connolly, T., 2021. Underplanting is a practical silvicultural method for regenerating and diversifying conifer stands in Britain. Forestry: An International Journal of Forest Research 94, 219–231. https://doi.org/10.1093/forestry/cpaa027

Teuling, A.J., Taylor, C.M., Meirink, J.F., Melsen, L.A., Miralles, D.G., Heerwaarden, C.C., Vautard, R., Stegehuis, A.I., Nabuurs, G.-J., Vilà-Guerau, A.J., 2017. Observational evidence for cloud cover enhancement over western European forests. Nature Communications 8, 1–7. https://doi.org/10.1038/ncomms14065

Van Wilgenburg, S.L., Mazerolle, D.F., Hobson, K.A., 2001. Patterns of arthropod abundance, vegetation, and microclimate at boreal forest edge and interior in two landscapes: Implications for forest birds. Écoscience 8, 454–461. https://doi.org/10.1080/11956860.2001.11682675

Vanneste, T., Govaert, S., Spicher, F., Brunet, J., Cousins, S., Decocq, G., Diekmann, M., Graae, B., Hedwall, P., Kapas, R., Lenoir, J., Liira, J., Lindmo, S., Litza, K., Naaf, T., Orczewska, A., Plue, J., Wulf, M., Verheyen, K., De Frenne, P., 2020. Contrasting microclimates among hedgerows and woodlands across temperate Europe. Agricultural and Forest Meteorology 281. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107818

Voicu, M.F., Comeau, P.G., 2006. Microclimatic and spruce growth gradients adjacent to young aspen stands. Forest Ecology and Management 221, 13–26. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.016

von Arx, G., Graf Pannatier, E., Thimonier, A., Rebetez, M., 2013. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. Journal of Ecology 101, 1201–1213. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12121

Wada, N., Ribbens, E., 1997. Japanese maple (*Acer palmatum* var. *Matsumurae,* Aceraceae) recruitment patterns: seeds, seedlings, and saplings in relation to conspecific adult neighbors. Am. J. Bot. 84, 1294–1300. https://doi.org/10.2307/2446055

Walters, M.B., Farinosi, E.J., Willis, J.L., Gottschalk, K.W., 2016. Managing for diversity: harvest gap size drives complex light, vegetation, and deer herbivory impacts on tree seedlings. Ecosphere 7, 8. https://doi.org/10/f9brvd

Warren, D.R., Keeton, W.S., Bechtold, H.A., Rosi-Marshall, E.J., 2013. Comparing streambed light availability and canopy cover in streams with old-growth versus early-mature riparian forests in western Oregon. Aquat Sci 75, 547–558. https://doi.org/10.1007/s00027-013-0299-2

Wright, T.E., Kasel, S., Tausz, M., Bennett, L.T., 2010. Edge microclimate of temperate woodlands as affected by adjoining land use. Agricultural and Forest Meteorology 150, 1138–1146. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.04.016

Xu, R., Li, Y., Teuling, A.J., Zhao, L., Spracklen, D.V., Garcia-Carreras, L., Meier, R., Chen, L., Zheng, Y., Lin, H., B, F., 2022. Contrasting impacts of forests on cloud cover based on satellite observations. Nat Commun 13, 670. https://doi.org/10.1038/s41467-022-28161-7

Zellweger, F., De Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., Verheyen, K., Bernhardt-Römermann, M., Baeten, L., Hédl, R., Berki, I., Brunet, J., Van Calster, H., Chudomelová, M., Decocq, G., Dirnböck, T., Durak, T., Heinken, T., Jaroszewicz, B., Kopecký, M., Máliš, F., Macek, M., Malicki, M., Naaf, T., Nagel, T.A., Ortmann-Ajkai, A., Petrík, P., Pielech, R., Reczyńska, K., Schmidt, W., Standovár, T., Świerkosz, K., Teleki, B., Vild, O., Wulf, M., Coomes, D., 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. Science 368, 772–775.

Zeng, H., Garcia-Gonzalo, J., Peltola, H., Kellomäki, S., 2010. The effects of forest structure on the risk of wind damage at a landscape level in a boreal forest ecosystem. Ann. For. Sci. 67, 111–111. https://doi.org/10.1051/forest/2009090

Zohner, C.M., Mo, L., Renner, S.S., Svenning, J.-C., Vitasse, Y., Benito, B.M., Ordonez, A., Baumgarten, F., Bastin, J.-F., Sebald, V., Reich, P.B., Liang, J., Nabuurs, G.-J., Miguel S., de-, Alberti, G., Antón-Fernández, C., Balazy, R., Brändli, U.-B., Chen, H.Y.H., Chisholm, C., Cienciala, E., Dayanandan, S., Fayle, T.M., Frizzera, L., Gianelle, D., Jagodzinski, A.M., Jaroszewicz, B., Jucker, T., Kepfer-Rojas, S., Khan, M.L., Kim, H.S., Korjus, H., Johannsen, V.K., Laarmann, D., Lang, M., Zawila-Niedzwiecki, T., Niklaus, P.A., Paquette, A., Pretzsch, H., Saikia, P., Schall, P., Šebeň, V., Svoboda, M., Tikhonova, E., Viana, H., Zhang, C., Zhao, X., Crowther, T.W., 2020. Late-spring frost risk between 1959 and 2017 decreased in North America but increased in Europe and Asia. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 117, 12192–12200. https://doi.org/10.1073/pnas.1920816117

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 2. Quelle est l'incidence des coupes rases sur les composantes du bilan hydrique de l'écosystème forestier ? Quels facteurs modulent cette incidence ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 257
2.2 Glossaire 258
2.3 Matériel et méthodes 259
2.4 Réponses à la question posée 259
2.4.1 Incidence sur l'évapotranspiration réelle 260
2.4.2 Incidence sur le régime hydrique du sol 261
2.4.3 Incidence sur l'hydrologie de bassin versant 262
2.4.4 Incidence d'une déforestation massive sur le cycle de l'eau régional 262
2.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations 262
2.6 Références bibliographiques 263

Rédacteurs

Jean-Christophe **Domec**, Bordeaux Science Agro, INRAE, UMR ISPA, Gradignan (33), France
Frédéric **Frappart**, INRAE, UMR ISPA, Bordeaux (33), France
Denis **Loustau**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France Jean-

2.1 Contexte et problématique

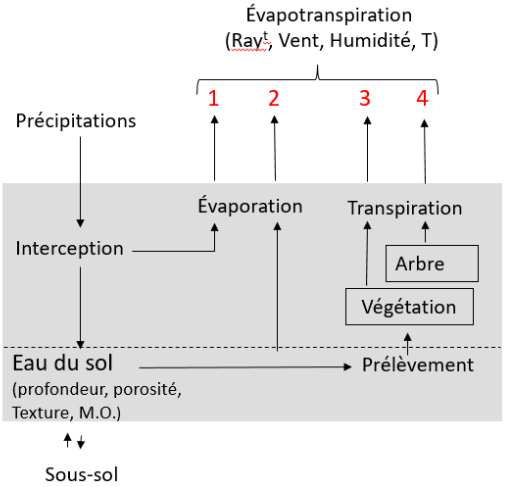
Pline l'Ancien (23-79), dans le livre 31 de son Histoire Naturelle, rapporte ses observations sur l'effet de coupes rases sur le ruissellement et les écoulements de reliefs déboisés lors du siège de camps ennemis par les troupes romaines. Il observe que ceux-ci sont fortement accrus, et que l'ennuagement local est diminué.

Les forêts matures constituent les formations végétales qui évaporent le plus, en raison de facteurs bien identifiés : albédo faible et énergie absorbée plus importante, rugosité et indice foliaire élevés, prospection racinaire étendue. En plus de cette production d'eau "verte", elles constituent aussi une source d'eau "bleue" majeure et ont une capacité de filtration importante.

Notre revue concerne les impacts hydrologiques d'une coupe rase que nous avons rapportés autant que possible à un fonctionnement de forêt adulte de référence, *i.e.*, qui aurait subsisté sans la coupe. Ces impacts ont été caractérisés au niveau de la parcelle mais aussi du bassin versant hydrologique concerné. Nous n'avons pas pu détailler les variations spatiales de tels impacts à micro-échelle, au sein même des clairières créées par les coupes et qui peuvent varier suivant l'éloignement aux lisières et l'exposition à l'ombrage (Ritter *et al.*, 2005). Historiquement, l'influence des coupes rases sur le bilan hydrique des forêts en général n'a pu être quantifiée à de telles échelles que grâce à la mise en place et l'étude comparative de bassins versants appariés, passés en coupe rase versus témoins non coupés, puis par l'analyse de mesures de flux de vapeur et d'énergie échangés à l'interface forêt-atmosphère sur des sites appariés ou en chronoséquence (Kowalski *et al.*, 2004, 2003). **Nous avons pris en compte les études concernant les impacts observés ou simulés immédiatement après la coupe et pour une durée de quelques mois à quelques années, typiquement de moins d'un cinquième du temps de retour à l'état de forêt mature dans tous les cas.** L'incidence des coupes rases sur l'hydrogéochimie et la qualité des eaux fait l'objet d'une question spécifique (voir « Question 4. Quelle est l'incidence des

coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ? »), alors que la présente section traite des effets des coupes rases sur l'hydrologie quantitative.

2.2 Glossaire



1. Évaporation des précipitations interceptées
2. Évaporation directe du sol
3. Transpiration du sous-étage
4. Transpiration des arbres

Figure 4.2-1 : Diagramme représentant les principaux flux hydriques intervenant dans le bilan d'un écosystème forestier. Les termes entre parenthèses désignent les principaux facteurs impliqués : Rayt : rayonnements de courte et grande longueur d'onde ; T : température de l'air ; M.O. : matière organique du sol)

L'albédo est la fraction de rayonnement solaire qui est réfléchie par une surface. Dans le contexte de cette étude, il s'applique à un couvert forestier ou une coupe rase. L'albédo varie entre 0 (aucune réflexion) et 1 (tout le rayonnement incident est réfléchi).

Les crues éclairs sont une montée très rapide (quelques minutes à quelques heures) du débit des cours d'eau affectant tout ou partie d'un bassin hydrographique. Elles sont principalement dues à des précipitations violentes.

L'évapotranspiration réelle (ETR, 1+2+3+4, voir Figure 4.2-1) est une vaporisation de l'eau liquide ou solide depuis un couvert végétal, un sol ou une surface d'eau libre. Ce processus est endothermique et peut diminuer la température de la surface concernée et de l'air à son contact. L'ETR correspond à la somme de deux mécanismes, l'évaporation *sensu stricto* et la transpiration. L'évaporation au sens strict se produit à l'interface eau-air du sol ou des précipitations retenues à la surface des éléments du couvert (feuillage, branches, troncs). C'est la composante passive, non régulée, de l'ETR, impliquant l'eau interceptée par la végétation (canopée) ou stockée sous forme liquide (sol, cours d'eau, lac) ou solide (glace, neige). Le déterminisme physique de l'évapotranspiration des surfaces naturelles, eau libre ou végétation, est bien établi et documenté (Jarvis *et* McNaughton, 1986 ; Monteith, 1965 ; Penman *et* Keen, 1948).

L'indice foliaire est la projection par mètre carré de surface du sol de la superficie du feuillage en ne comptant qu'une seule face, par convention (Watson, 1947).

L'infiltration correspond à la pénétration de l'eau liquide dans le sol et le sous-sol qui se fait essentiellement par gravité.

L'interception des précipitations par le couvert (1, voir Figure 4.2-1) varie avec le type de couvert forestier allant de 15-20 % pour les feuillus et jusqu'à 30 % pour les résineux, cette différence s'expliquant par le feuillage persistant des conifères. La définition de « l'interception » couramment utilisée et appliquée ici correspond en fait à l'eau retenue par le couvert et restituée par évaporation à l'atmosphère. Celle-ci peut être inférieure à la quantité de précipitation réellement interceptée par

les éléments du couvert et dont une partie peut être acheminée vers le sol lorsque le couvert est saturé (Gash, 1979 ; Rutter *et al.*, 1975, 1972 ; Rutter *et* Morton, 1977).

La transpiration (3+4, voir Figure 4.2-1) est l'évaporation de l'eau liquide depuis la partie interne des composantes vivantes des végétaux (ou des animaux). La transpiration végétale est une composante essentielle du cycle hydrologique. Elle est contrôlée par différents processus biologiques impliqués dans le circuit hydraulique reliant les racines aux organes transpirants, notamment l'indice foliaire et le contrôle stomatique. La conductivité hydraulique du sol et des arbres joue aussi un rôle indirect en affectant le potentiel hydrique foliaire. La transpiration permet de modérer les variations de température des tissus foliaires impliqués dans la photosynthèse. Elle contribue à transporter les nutriments du sol vers les tissus vivants de la plante (principalement foliaires). Elle représente la plus grande proportion de l'évapotranspiration totale d'un écosystème forestier (60-75 %), devant le taux d'interception des précipitations (15-35 %) et l'évaporation du sol (6 %).

Le ruissellement est l'écoulement de l'eau liquide à la surface du sol. Il est déclenché quand l'intensité des précipitations excède la capacité d'infiltration du sol.

La sublimation est le passage de l'état solide directement à l'état vapeur. Elle intervient pour le manteau neigeux retenu par les couverts forestiers. Avec la fonte, elle est un des deux facteurs intervenant dans l'ablation du manteau neigeux déposé au sol.

2.3 Matériel et méthodes

Nous avons analysé un corpus de références issu d'une requête effectuée sur la base de données du Web of Science le 30 novembre 2021 dont la formule est :

"[clearcut OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging"] AND [forest OR forêt OR forests] AND [evaporation OR evapotranspiration OR rainfall OR runoff OR drainage]"*, les astérisques étant des troncatures.

Les 550 références produites ont été filtrées sur leur titre et résumé et réduites à 300. La revue ci-dessous concerne ce corpus de 300 articles "primaires" qui a été ensuite classé en fonction des biomes et domaines étudiés et complété par un petit nombre de références citées par les articles primaires.

2.4 Réponses à la question posée

U**n total de 106 articles a été analysé** et classé par biome et en trois domaines thématiques (voir Tableau 4.2-1) : (1) l'évapotranspiration (et le bilan d'énergie) ; (2) le régime hydrique du sol et (3) l'hydrologie à l'échelle bassin versant. La liste complète des 106 références est donnée en annexe.

Tableau 4.2-1 : Nombre d'études par biomes et domaines thématiques

Question	Boréal	Tempéré	Méditerranéen	Tropical
Évapotranspiration réelle	11	23	2	0
Régime hydrique du sol	9	16	1	0
Hydrologie du bassin versant	16	19	7	2

Les méthodologies mises en œuvre dans les 106 études analysées sont des approches expérimentales ou de simulation, diachroniques (suivi temporel) ou synchroniques, *e.g.* bassins versants appariés ou chronoséquences. Le Tableau 4.2-2 synthétise les ordres de grandeur des principaux effets observés après une coupe rase, classés comme le précédent en trois domaines et la section suivante détaille les principaux résultats observés.

Tableau 4.2-2 : Valeurs moyennes de l'effet d'une coupe rase à court terme (3 à 5 ans après la coupe) sur quelques variables hydrologiques. Les valeurs sont exprimées en pourcentage de la valeur de référence observée en forêt mature. L'amplitude des valeurs est indiquée entre parenthèses là où elle a pu être appréciée.

Processus ou réservoir	Variable	Boréal	Tempéré	Méditerranéen
Évapo-transpiration	Transpiration Interception ETR	- 12 - 52 - 14	- 22,5 (- 10, - 35) - 80 (- 100) - 47 (- 15, - 80)	- 50
Manteau neigeux	Epaisseur neige au sol Taux d'ablation	+ 35 (+ 4, + 66) + 33 (+ 27, + 39)	+ 36 (+ 27, + 48) + 63 (+ 48, + 80)	
Régime hydrique du sol	Teneur en eau zone racinaire (<30-50cm) Prof. de nappe (cm) Densité apparente Cond. hydraulique Macroporosité	+ 18 (0, - 42)	+ 57 (+ 16, + 66) (+ 14, + 50) - 72 (sol humide) à - 5 (sol sec) - 40 (- 1, - 47)	 + 30 - 8
Hydrologie du bassin versant	Débit à l'exutoire	+ 50 (+ 100)	+ 55 (+ 18, + 100)	+ 29

2.4.1 Incidence sur l'évapotranspiration réelle

L'influence d'une coupe rase sur les flux hydriques est un fait acquis car une forêt mature consomme en général plus d'eau qu'un sol nu ou une jeune forêt, de telle sorte que **le déboisement a pour effet de diminuer instantanément l'ETR**. La disparition du couvert forestier modifie évidemment les surfaces transpirantes et les surfaces interceptant les précipitations, et donc la distribution de l'eau au sein du cycle hydrologique. La baisse d'ETR observée en coupe rase et pour les 3 à 5 années varie de - 14 % en milieu boréal à presque - 50 % en milieu tempéré (valeurs moyennes des références présentées en Tableau 4.2-2). Ces modifications sont la conséquence d'une réduction de - 12 % de la transpiration en moyenne en forêt boréale (11 études) et de - 22,5 % en forêt tempérée (23 études), et d'une disparition de l'interception des précipitations par le houppier des arbres pour ces deux types de forêts. La réduction des précipitations interceptées est plus importante pour les coupes rases de conifères (- 65 %) que pour les feuillus (- 35 à - 40 %). Il est toutefois à noter que **des diminutions de plus de - 25 % d'ETR en milieu tempéré perdurent de 8 à 15 ans selon le temps de retour de la végétation aux conditions initiales.** Ce temps de retour dépend de la vitesse de croissance de la végétation après coupe rase. Il peut être réduit à moins de 5 ans pour des taillis à croissance rapide mais s'étaler au-delà de 40 ans en climat boréal.

Les coupes rases perturbent l'accumulation de la neige en fin d'hiver et au début du printemps avec des résultats contrastés entre régions. L'interception de la neige par un couvert forestier adulte est très importante en zone boréale. Elle explique un différentiel de + 66 % de l'épaisseur moyenne de neige accumulée au sol en coupe rase contre + 36 % en zone tempérée. Cette différence d'accumulation de neige entre coupe rase et couvert mature est accrue chez les résineux du fait de leur interception plus importante. La fonte du manteau de neige accumulé au sol et son évaporation sont accrues en coupe rase : la vitesse d'ablation du manteau neigeux au sol est augmentée de + 33 %

en forêts boréales et + 65 % en forêts tempérées. Cette accélération s'explique par un rayonnement incident sur la neige plus important, une vitesse de vent plus rapide et une température de sol plus élevée, par comparaison avec le sous-bois forestier (Yamulki *et al.*, 2021) (voir aussi « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »).

2.4.2 Incidence sur le régime hydrique du sol

L'augmentation de la teneur en eau du sol, du ruissellement et du drainage profond pendant la saison hivernale et durant les épisodes de fortes précipitations est attribuée à la réduction de l'interception des précipitations et de l'évapotranspiration par les coupes rases (Brown *et al.*, 2005 ; Jones *et* Grant, 1996 ; Robinson *et al.*, 2003)**.** Il arrive plus d'eau liquide au sol par les précipitations en raison d'une interception réduite. Il n'y a cependant pas d'évidence claire que les coupes rases augmenteraient le pic de crue observé durant les épisodes orageux (Alila *et al.*, 2009 ; Andreassian, 2004).

Le dépôt et l'accumulation de neige sont aussi plus importants, en dehors des zones de bordure de clairière où la vitesse de vent est accrue et peut réduire les chutes de neige (Lopez-Moreno *et* Latron, 2008 ; Williams *et al.*, 2019 ; Winkler *et al.*, 2005 ; Xenakis *et al.*, 2021). Sous climat de montagne, la fonte de la neige accumulée est plus précoce sous coupe rase et accentue les débits durant la période de fonte (Jones *et* Post, 2004 ; Murray *et* Buttle, 2003 ; Oda *et al.*, 2021 ; Schelker *et al.*, 2013 ; Varhola *et al.*, 2010).

Le retour à la normale du régime hydrique du sol après une coupe rase s'étale sur une période dont la durée dépend directement de la vitesse de repousse de la végétation (Brown *et al.*, 2005 ; Jones *et* Grant, 1996 ; Robinson *et al.*, 2003). **Elle peut atteindre plusieurs décennies** (Jones *et* Grant, 1996 ; Jones *et* Post, 2004).

La réduction de l'ETR par une coupe rase entraîne mécaniquement une augmentation de la teneur en eau au sol. L'abattement de la transpiration et du prélèvement d'eau par les arbres contribue à augmenter la teneur en eau des horizons prospectés par les racines. Il en résulte une teneur en eau plus élevée de 10 à 66 % sur une épaisseur de sol allant de 25 à 50 cm, sauf pendant les périodes de crue (quand le sol est de toute façon saturé sous couvert) ou de sécheresse extrême (quand la teneur en eau du sol est partout au point de flétrissement).

Les **coupes rases ont également pour effet d'augmenter le niveau de la nappe phréatique** (Ellison *et al.*, 2012 ; Goutal *et al.*, 2012 ; Leppä *et al.*, 2020). Ce phénomène a été observé aussi bien en zone boréale (Leppä *et al.*, 2020) qu'en zone tempérée (Ganatsios *et al.*, 2010 ; Hubbart *et al.*, 2007 ; Slesak *et al.*, 2014 ; Tian *et al.*, 2008 ; Xu *et al.*, 2002) et s'accompagne d'une montée du niveau des nappes. Cette élévation du niveau de la nappe phréatique s'observe principalement quand la nappe est à la profondeur médiane de sa zone de battement ; elle atteint +14 à +54 cm suivant les cas (Bliss *et* Comerford, 2002 ; Choi *et al.*, 2012 ; Finnegan *et al.*, 2014 ; Slesak *et al.*, 2014 ; Tian *et al.*, 2008 ; Xu *et al.*, 2002). La littérature consultée mentionne que **des durées de 30, 40, voire 50 ans sont nécessaires pour revenir aux niveaux mesurés antérieurement à la coupe.**

Les effets des coupes rases sur les propriétés hydrodynamiques du sol dépendent essentiellement des méthodes d'exploitation et de débardage utilisées. De tels effets ne sont donc pas propres aux coupes rases proprement dites mais plutôt aux opérations forestières mécanisées. Ces effets ont été étudiés pour évaluer les impacts à long terme sur les propriétés du sol, le risque d'apparition de nappes perchées et de ruissellement superficiel qui peuvent être catastrophiques en zone montagneuse. La nature et le poids des engins et de leur train de roulement, pneumatiques ou chenilles, ainsi que l'état du sol au moment des opérations, sec, humide ou saturé, sont les facteurs majeurs expliquant la

variabilité de ces effets (Ampoorter *et al.*, 2010, 2007 ; da Silva *et al.*, 2008 ; Page-Dumroese *et al.*, 2006 ; Startsev *et* McNabb, 2000). La macroporosité du sol est le principal facteur affecté et étudié, elle peut être diminuée de quelques pourcents sur sol sec et avec pneumatiques à plus de - 50 % sur sol humide (Goutal *et al.*, 2012 ; Rab, 2004 ; Xu *et al.*, 2002 ; Ziegler *et al.*, 2006). La porosité totale est moins réduite (0 à - 7 %). La conductivité hydraulique est réduite à la suite de coupes rases et des travaux de débardage qui suivent jusqu'à - 77 % sur sol humide ou seulement de - 3 à - 6 % sur sol sec (Xu *et al.*, 2002 ; Ziegler *et al.*, 2006). La restauration des propriétés du sol est plus rapide en surface et peut s'étendre au-delà de dix années (Rab, 2004).

2.4.3 Incidence sur l'hydrologie de bassin versant

Les modifications des propriétés physiques des sols par les coupes rases et le débardage qui s'ensuit induisent, en plus des changements évoqués aux paragraphes précédents, **des modifications du ruissellement** (Andreassian, 2004 ; Hawthorne *et al.*, 2013). La diminution de la conductivité hydraulique des sols observée après coupe réduit l'infiltration de l'eau et accroît le risque d'inondation (Jourgholami *et al.*, 2021 ; Picchio *et al.*, 2021) ainsi que la connectivité hydrologique (López-Vicente *et al.*, 2017). **Il en résulte le plus souvent une augmentation du ruissellement, de l'érosion du sol et du transport de sédiments** (Bathurst *et* Iroumé, 2014; García-Ruiz *et al.*, 2017; López-Vicente *et al.*, 2017).

De nombreuses études ont été menées sur des bassins versants appariés, l'un présentant des coupes rases, l'autre non, pour mesurer l'effet de ces dernières sur le bilan hydrique et l'écoulement de l'eau. Une synthèse récente recense les résultats de travaux menés sur 155 bassins appariés et 39 parcelles situées à flanc de colline (Picchio *et al.*, 2021). **En moyenne, une augmentation de 47 % du ruissellement et de 700 % du transport de sédiments a été observée.** Cette augmentation est liée à l'importance de la coupe rase. Elle est principalement due à la diminution rapide de l'évapotranspiration et de la capacité de stockage de l'eau par le sol en réponse aux modifications de ses propriétés physiques (Moore *et* Wondzell, 2005; Stednick, 1996). Dans les régions montagneuses et boréales, les crues éclairs sont plus fréquentes sous coupe rase en raison de l'accroissement de la quantité de neige au sol et de sa vitesse de fonte plus rapide (Du *et al.*, 2016 ; Ide *et al.*, 2013). Le type de peuplement joue un rôle important sur le ruissellement, en particulier dans les petits bassins de drainage, de superficie inférieure à 2 km². L'augmentation du ruissellement est plus faible pour les conifères que pour les feuillus et les peuplements mixtes (Picchio *et al.*, 2021).

2.4.4 Incidence d'une déforestation massive sur le cycle de l'eau régional

Les coupes rases, si elles sont pratiquées à grande échelle (> 100 km²), peuvent avoir une forte incidence sur le cycle de l'eau et le climat à l'échelle régionale (Ellison *et al.*, 2017) du fait d'une modification de l'albédo de surface, de la température, de l'évapotranspiration et de la rugosité de surface (voir « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »). Ainsi, des déforestations à ces échelles spatiales ont des répercussions sur l'humidité de l'atmosphère (Bright *et al.*, 2015) et sur les régimes de précipitations, avec une réduction des pluies qui peut atteindre - 30 % sur certaines régions selon les modèles atmosphériques utilisés (Lawrence *et* Vandecar, 2015 ; Spracklen *et* Garcia-Carreras, 2015).

2.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

Les articles analysés reposent pour l'essentiel sur des comparaisons effectuées entre parcelles ou bassin versant ayant subi une coupe rase récente et leur contrepartie laissée non coupée. Pour analyser les effets de coupe rase à des échelles supra-parcellaires, il aurait été pertinent de comparer le régime

sylvicole équienne à d'autres régimes de conduite ne nécessitant pas de coupe rase et pour cela, comparer entre elles des unités d'exploitation équilibrées en classe d'âge.

Nous n'avons que succinctement esquissé la **dimension spatiale de l'effet de coupes rases sur l'hydrologie forestière**. Ce sujet mériterait certainement un approfondissement dans le contexte des forêts européennes et singulièrement françaises. Pour des raisons historiques, les forêts du centre et sud de l'Europe présentent un niveau de fragmentation important et sont fréquemment imbriquées à fine échelle avec d'autres types d'usage des terres, d'où l'importance potentielle des effets d'hétérogénéité spatiale. Or les conclusions présentées ici sont souvent tirées d'études nord-américaines ou scandinaves, où les couverts forestiers présentent une continuité spatiale importante qui minore l'impact d'hétérogénéités à fine échelle.

2.6 Références bibliographiques

Alila, Y., Kuraś, P.K., Schnorbus, M., Hudson, R., 2009. Forests and floods: A new paradigm sheds light on age-old controversies. Water Resources Research 45. https://doi.org/10.1029/2008WR007207

Ampoorter, E., Goris, R., Cornelis, W., Verheyen, K., 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. Forest Ecology and Management 241, 162–174. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019

Ampoorter, E., Van Nevel, L., De Vos, B., Hermy, M., Verheyen, K., 2010. Assessing the effects of initial soil characteristics, machine mass and traffic intensity on forest soil compaction. Forest Ecology and Management 260, 1664–1676. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.002

Andreassian, V., 2004. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. Journal of Hydrology 291, 1–27. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.015

Bathurst, J.C., Iroumé, A., 2014. Quantitative generalizations for catchment sediment yield following forest logging. Water Resources Research 50, 8383–8402. https://doi.org/10.1002/2014WR015711

Bliss, C., Comerford, N., 2002. Forest harvesting influence on water table dynamics in a Florida flatwoods landscape. Soil Science Society of America Journal 66, 1344–1349. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1344

Bright, R.M., Zhao, K., Jackson, R.B., Cherubini, F., 2015. Quantifying surface albedo and other direct biogeophysical climate forcings of forestry activities. Global Change Biology 21, 3246–3266. https://doi.org/10.1111/gcb.12951

Brown, A.E., Zhang, L., McMahon, T.A., Western, A.W., Vertessy, R.A., 2005. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. Journal of Hydrology 310, 28–61. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010

Choi, B., Dewey, J., Hatten, J., Ezell, A., Fan, Z., 2012. Changes in vegetative communities and water table dynamics following timber harvesting in small headwater streams. Forest Ecology and Management 281, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.021

da Silva, S., de Barros, N., da Costa, L., Leite, F., 2008. Soil compaction and eucalyptus growth in response to forwarder traffic intensity and load. Revista Brasileira De Ciencia Do Solo 32, 921–932. https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000300002

Du, E., Link, T., Wei, L., Marshall, J., 2016. Evaluating hydrologic effects of spatial and temporal patterns of forest canopy change using numerical modelling. Hydrological Processes 30, 217–231. https://doi.org/10.1002/hyp.10591

Ellison, D., Morris, C.E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., Noordwijk, M. van, Creed, I.F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Tobella, A.B., Ilstedt, U., Teuling, A.J.,

Gebrehiwot, S.G., Sands, D.C., Muys, B., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., Sullivan, C.A., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. Global Environmental Change 43, 51–61. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002

Ellison, D., N Futter, M., Bishop, K., 2012. On the forest cover-water yield debate: from demand- to supply-side thinking. Global Change Biol 18, 806–820. https://doi.org/10.1029/2000WR900325

Finnegan, J., Regan, J., Fenton, O., Lanigan, G., Brennan, R., Healy, M., 2014. The short-term effects of management changes on watertable position and nutrients in shallow groundwater in a harvested peatland forest. Journal of Environmental Management 142, 46–52. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.008

Ganatsios, H., Tsioras, P., Pavlidis, T., 2010. Water yield changes as a result of silvicultural treatments in an oak ecosystem. Forest Ecology and Management 260, 1367–1374. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.033

García-Ruiz, J.M., Beguería, S., Arnáez, J., Sanjuán, Y., Lana-Renault, N., Gómez-Villar, A., Álvarez-Martínez, J., Coba-Pérez, P., 2017. Deforestation induces shallow landsliding in the montane and subalpine belts of the Urbión Mountains, Iberian Range, Northern Spain. Geomorphology 296, 31–44. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.08.016

Gash, J., 1979. Analytical Model of Rainfall Interception by Forests. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 105, 43–55. https://doi.org/10.1002/qj.49710544304

Goutal, N., Parent, F., Bonnaud, P., Demaison, J., Nourrisson, G., Epron, D., Ranger, J., 2012. Soil CO2 concentration and efflux as affected by heavy traffic in forest in northeast France. European Journal of Soil Science 63, 261–271. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01423.x

Hawthorne, S.N.D., Lane, P.N.J., Bren, L.J., Sims, N.C., 2013. The long term effects of thinning treatments on vegetation structure and water yield. Forest Ecology and Management 310, 983–993. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.046

Hubbart, J.A., Link, T.E., Gravelle, J.A., Elliot, W.J., 2007. Timber Harvest Impacts on Water Yield in the Continental/Maritime Hydroclimatic Region of the United States. Forest Science 53, 169–180. https://doi.org/10.1093/forestscience/53.2.169

Ide, J., Finer, L., Lauren, A., Piirainen, S., Launiainen, S., 2013. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland. Forest Ecology and Management 304, 482–491. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.051

Jarvis, P.G., McNaughton, K.G., 1986. Stomatal Control of Transpiration: Scaling Up from Leaf to Region, in: MacFadyen, A., Ford, E.D. (Eds.), Advances in Ecological Research. Academic Press, pp. 1–49.

Jones, J.A., Grant, G.E., 1996. Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon. Water Resources Research 32, 959–974. https://doi.org/10.1029/95WR03493

Jones, J.A., Post, D.A., 2004. Seasonal and successional streamflow response to forest cutting and regrowth in the northwest and eastern United States. Water Resources Research 40. https://doi.org/10.1029/2003WR002952

Jourgholami, M., Karami, S., Tavankar, F., Lo Monaco, A., Picchio, R., 2021. Effects of Slope Gradient on Runoff and Sediment Yield on Machine-Induced Compacted Soil in Temperate Forests. Forests 12, 49. https://doi.org/10.3390/f12010049

Kowalski, A.S., Loustau, D., Berbigier, P., Manca, G., Tedeschi, V., Borghetti, M., Valentini, R., Kolari, P., Berninger, F., Rannik, U., Hari, P., Rayment, M., Mencuccini, M., Moncrieff, J., Grace, J., 2004. Paired comparisons of carbon exchange between undisturbed and regenerating stands in four managed

forests in Europe. Global Change Biol 10, 1707–1723. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00846.x

Kowalski, S., Sartore, M., Burlett, R., Berbigier, P., Loustau, D., 2003. The annual carbon budget of a French pine forest (Pinus pinaster) following harvest. Global Change Biology 9, 1051–1065. https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00627.x

Lawrence, D., Vandecar, K., 2015. Effects of tropical deforestation on climate and agriculture. Nature Climate Change 5, 27–36. https://doi.org/10.1038/nclimate2430

Leppä, K., Hökkä, H., Laiho, R., Launiainen, S., Lehtonen, A., Mäkipää, R., Peltoniemi, M., Saarinen, M., Sarkkola, S., Nieminen, M., 2020. Selection Cuttings as a Tool to Control Water Table Level in Boreal Drained Peatland Forests. Front. Earth Sci. 8, 428. https://doi.org/10.3389/feart.2020.576510

Lopez-Moreno, J., Latron, J., 2008. Influence of canopy density on snow distribution in a temperate mountain range. Hydrological Processes 22, 117–126. https://doi.org/10.1002/hyp.6572

López-Vicente, M., Sun, X., Onda, Y., Kato, H., Gomi, T., Hiraoka, M., 2017. Effect of tree thinning and skidding trails on hydrological connectivity in two Japanese forest catchments. Geomorphology 292, 104–114. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2017.05.006

Monteith, J.L., 1965. Evaporation and environment. Symposia of the Society for Experimental Biology 19, 205–234.

Moore, R., Wondzell, S., 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: A review. Journal of the American Water Resources Association 41, 763–784.

Murray, C.D., Buttle, J.M., 2003. Impacts of clearcut harvesting on snow accumulation and melt in a northern hardwood forest. Journal of Hydrology 271, 197–212. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)000352-9

Oda, T., Egusa, T., Ohte, N., Hotta, N., Tanaka, N., Green, M., Suzuki, M., 2021. Effects of changes in canopy interception on stream runoff response and recovery following clear-cutting of a Japanese coniferous forest in Fukuroyamasawa Experimental Watershed in Japan. Hydrological Processes 35. https://doi.org/10.1002/hyp.14177

Page-Dumroese, D., Jurgensen, M., Tiarks, A., Ponder, F., Sanchez, F., Fleming, R., Kranabetter, J., Powers, R., Stone, D., Elioff, J., Scott, D., 2006. Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. Canadian Journal of Forest Research 36, 551–564. https://doi.org/10.1139/x05-273

Penman, H.L., Keen, B.A., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences 193, 120–145. https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037

Picchio, R., Jourgholami, M., Zenner, E., 2021. Effects of Forest Harvesting on Water and Sediment Yields: a Review Toward Better Mitigation and Rehabilitation Strategies. Current Forestry Reports 7, 214–229. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00146-7

Rab, M., 2004. Recovery of soil physical properties from compaction and soil profile disturbance caused by logging of native forest in Victorian Central Highlands, Australia. Forest Ecology and Management 191, 329–340. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.010

Ritter, E., Dalsgaard, L., Einhorn, K.S., 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. Forest Ecology and Management 206, 15–33. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.08.011

Robinson, M., Cognard-Plancq, A.-L., Cosandey, C., David, J., Durand, P., Führer, H.-W., Hall, R., Hendriques, M.O., Marc, V., McCarthy, R., McDonnell, M., Martin, C., Nisbet, T., O'Dea, P., Rodgers, M., Zollner, A., 2003. Studies of the impact of forests on peak flows and baseflows: a European

perspective. Forest Ecology and Management 186, 85–97. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00238-X

Rutter, A., Morton, A., 1977. Predictive Model of Rainfall Interception in Forests .3. Sensitivity of Model to Stand Parameters and Meteorological Variables. Journal of Applied Ecology 14, 567–588. https://doi.org/10.2307/2402568

Rutter, A., Morton, A., Robins, P., 1975. Predictive Model of Rainfall Interception in Forests .2. Generalization of Model and Comparison with Observations in Some Coniferous and Hardwood Stands. Journal of Applied Ecology 12, 367–380. https://doi.org/10.2307/2401739

Rutter, A., robins, P., Morton, A., Kershaw, K., 1972. Predictive Model of Rainfall Interception in Forests, .1. Derivation of Model from Observations in a Plantation of Corsican Pine. Agricultural Meteorology 9, 367-.

Schelker, J., Kuglerova, L., Eklof, K., Bishop, K., Laudon, H., 2013. Hydrological effects of clear-cutting in a boreal forest - Snowpack dynamics, snowmelt and streamflow responses. Journal of Hydrology 484, 105–114. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.015

Slesak, R., Lenhart, C., Brooks, K., D'Amato, A., Palik, B., 2014. Water table response to harvesting and simulated emerald ash borer mortality in black ash wetlands in Minnesota, USA. Canadian Journal of Forest Research 44, 961–968. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0111

Spracklen, D.V., Garcia-Carreras, L., 2015. The impact of Amazonian deforestation on Amazon basin rainfall. Geophysical Research Letters 42, 9546–9552. https://doi.org/10.1002/2015GL066063

Startsev, A., McNabb, D., 2000. Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. Canadian Journal of Soil Science 80, 617–624. https://doi.org/10.4141/S99-092

Stednick, J., 1996. Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield. Journal of Hydrology 176, 79–95. https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7

Tian, D., Yan, W., Chen, X., Deng, X., Peng, Y., Kane, W., Peng, C., 2008. Variation in runoff with age of Chinese fir plantations in Central South China. Hydrological Processes 22, 4870–4876. https://doi.org/10.1002/hyp.7105

Varhola, A., Coops, N., Weiler, M., Moore, R., 2010. Forest canopy effects on snow accumulation and ablation: An integrative review of empirical results. Journal of Hydrology 392, 219–233. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.009

Watson, D.J., 1947. Comparative Physiological Studies on the Growth of Field Crops: I. Variation in Net Assimilation Rate and Leaf Area between Species and Varieties, and within and between Years. Annals of Botany 11, 41–76.

Williams, C., Silins, U., Spencer, S., Wagner, M., Stone, M., Emelko, M., 2019. Net precipitation in burned and unburned subalpine forest stands after wildfire in the northern Rocky Mountains. International Journal of Wildland Fire 28, 750–760. https://doi.org/10.1071/WF18181

Winkler, R., Spittlehouse, D., Golding, D., 2005. Measured differences in snow accumulation and melt among clearcut, juvenile, and mature forests in southern British Columbia. Hydrological Processes 19, 51–62. https://doi.org/10.1002/hyp.5757

Xenakis, G., Ash, A., Siebicke, L., Perks, M., Morison, J.I.L., 2021. Comparison of the carbon, water, and energy balances of mature stand and clear-fell stages in a British Sitka spruce forest and the impact of the 2018 drought. Agricultural and Forest Meteorology 306, 108437. https://doi.org/10/gj22j4

Xu, Y.-J., Burger, J.A., Michael Aust, W., Patterson, S.C., Miwa, M., Preston, D.P., 2002. Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (Pinus taeda L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina. Soil and Tillage Research 63, 109–121. https://doi.org/10/d6bgs6

Yamulki, S., Forster, J., Xenakis, G., Ash, A., Brunt, J., Perks, M., Morison, J.I.L., 2021. Effects of clear-fell harvesting on soil CO₂, CH₄, and N₂O fluxes in an upland Sitka spruce stand in England. Biogeosciences 18, 4227–4241. https://doi.org/10.5194/bg-18-4227-2021

Ziegler, A.D., Negishi, J.N., Sidle, R.C., Noguchi, S., Nik, A.R., 2006. Impacts of logging disturbance on hillslope saturated hydraulic conductivity in a tropical forest in Peninsular Malaysia. CATENA 67, 89–104. https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.02.008

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 3. Les coupes rases entraînent-elles un risque accru d'érosion des sols ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique 268
3.2 Matériel et méthodes 268
3.3 Réponses à la question posée 269
3.3.1 Conséquence d'une coupe rase sur l'érosion des sols et les milieux à l'aval 269
3.3.2 Importance du ruissellement comme facteur explicatif 270
3.3.3 Contrôle de l'érosion lors d'une coupe rase 270
3.4 Besoins de recherche et pistes de recommandations 271
3.5 Références bibliographiques 271

Rédacteurs

Frédéric **Darboux**, Université Grenoble Alpes, CNRS, INRAE, IRD, Grenoble INP, IGE, Grenoble (38), France, France
Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
Noémie **Pousse**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Chambéry (73), France

3.1 Contexte et problématique

Dans le contexte du débat actuel sur les coupes rases, leur incidence sur le risque d'érosion des sols est souvent mise en exergue. Une coupe rase cause la disparition soudaine du couvert forestier au moment de la coupe et peut causer un tassement des sols lié au passage des engins lors de la récolte du bois (voir « Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ? »). Le tassement, en limitant l'infiltration de l'eau, risque d'engendrer plus de ruissellement. Le sol étant nu, les pluies sont moins susceptibles d'être interceptées par la végétation et le ruissellement a plus de facilité à arracher les particules. En conséquence, le risque d'érosion des sols peut être accru.

3.2 Matériel et méthodes

Sur la base d'une recherche bibliographique dans la base de données Web of Science (*« clearcut* OR clear-cut* OR cleat cut* OR clear-fell OR clear fell* OR clearfell*) AND forest AND erosion AND soil »*), complétée par la recherche de références en français[201], 194 références ont été initialement extraites (sans limitation sur l'ancienneté des publications).

Une première sélection, sur la base des résumés, a amené à retenir 41 références contenant potentiellement des mesures sur l'érosion des sols. Les publications de sept références n'ont pas été trouvées (références anciennes ou manque d'accès aux revues), ramenant à 34 publications potentielles à analyser. Au final, **18 publications** ont été retenues car (1) présentant des mesures originales sur la relation entre coupe rase et érosion des sols et (2) étant localisées préférentiellement en climat tempéré (comme demandé pour cette synthèse).

[201] horizon.documentation.ird.fr ; google.fr

Géographiquement, six études sont en Europe (Borrelli *et* Schütt, 2014 ; Cosandey *et al.*, 2005 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Lavabre *et* Marin, 1999 ; Martin *et al.*, 2004 ; Vacca *et al.*, 2017) et cinq en Amérique du Nord (Beasley *et* Granillo, 1988 ; Burt *et* Rice, 2009 ; Carroll *et al.*, 2004 ; Grace, 2004 ; Kara *et al.*, 2012). En termes de climat, 14 publications rapportent des mesures sous climat tempéré selon l'indice de Köppen[202], dont huit du sous-type océanique (Beasley *et* Granillo, 1988 ; Carroll *et al.*, 2004 ; Cassiano *et al.*, 2021 ; Cosandey *et al.*, 2005 ; Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Kara *et al.*, 2012 ; Vacca *et al.*, 2017) et six du sous-type subtropical humide (Borrelli *et* Schütt, 2014 ; Castillo *et* Smith-Ramírez, 2018 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Lavabre *et* Marin, 1999 ; Martin *et al.*, 2004 ; Mohr *et al.*, 2013). Les quatre autres publications concernent un climat désertique chaud (Gharibreza *et al.*, 2020), un climat désertique froid (Burt *et* Rice, 2009), un climat de mousson (Fritsch *et* Sarrailh, 1986) et un climat équatorial (Hartanto *et al.*, 2003). Concernant les climats tempérés, les altitudes vont de 100 à 1 400 m, les températures annuelles sont entre 6,9 et 19,7°C et les précipitations annuelles entre 1 000 et 2 100 mm/an.

Les surfaces de coupe rase considérées vont de la dizaine de mètres carrés (trouées) au kilomètre carré, avec une médiane de l'ordre de 2 ha. Les longueurs potentiellement incisables par l'érosion peuvent être abordées au travers de la dimension dans le sens de la pente de la coupe rase. Ces longueurs vont de 5 m au kilomètre, avec une médiane d'environ 100 m.

3.3 Réponses à la question posée

3.3.1 Conséquence d'une coupe rase sur l'érosion des sols et les milieux à l'aval

Les coupes rases montrent une augmentation significative de l'érosion dans neuf publications (Beasley *et* Granillo, 1988 ; Borrelli *et* Schütt, 2014 ; Burt *et* Rice, 2009 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Fritsch *et* Sarrailh, 1986 ; Hartanto *et al.*, 2003 ; Kara *et al.*, 2012 ; Mohr *et al.*, 2013 ; Vacca *et al.*, 2017) alors que huit autres études ne montrent pas de différence significative (Carroll *et al.*, 2004 ; Cassiano *et al.*, 2021; Castillo *et* Smith-Ramírez, 2018 ; Gharibreza *et al.*, 2020 ; Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Lavabre *et* Marin, 199 9; Martin *et al.*, 2004). Dans un dernier cas, l'étude porte sur le ruissellement seul (1999). Enfin, aucune étude ne montre une baisse de l'érosion suite à une coupe rase. On notera que ces proportions ne changent pas si l'on ne considère que les études menées en climat tempéré.

Les différences de taux d'érosion entre forêt préservée ("témoin") et coupe rase, au-delà de leur caractère statistiquement significatif, peuvent être importantes en magnitude. À titre d'exemple, alors qu'Edeso *et al.*, (1999) rapportent un taux d'érosion sous forêt mature de moins de 1 t/ha, le taux d'érosion est de 7 t/ha pour une coupe rase avec maintien des rémanents, 35 t/ha si les rémanents sont exportés, et 70 t/ha si l'exportation des rémanents est associée à un travail du sol.

Il n'a pas été trouvé de relation entre le taux d'érosion (t/ha) et la surface coupée (ou la longueur de la coupe rase dans le sens de la pente). Ainsi, une coupe rase de plus grande taille n'entraîne pas une plus forte érosion des sols dans la zone coupée. Par contre, **une surface coupée plus grande entraîne une plus grande quantité de sol exportée (t)**.

En termes d'explications (quand elles sont fournies), l'absence de différence de taux d'érosion a été reliée à la présence d'une zone non exploitée en bordure de cours d'eau (Cassiano *et al.*, 2021) ou à la forte infiltrabilité du sol (Hotta *et al.*, 2007). Autrement dit, **les sédiments ont été piégés en aval de la coupe rase avant d'atteindre la zone de mesure, ou le ruissellement – moteur de l'érosion – était**

[202] https://climatecharts.net

absent. Dans les cas montrant une augmentation de l'érosion, les explications portent sur une augmentation du ruissellement, par baisse de l'infiltrabilité du sol (Beasley *et* Granillo, 1988) ou par la diminution de l'interception des pluies par la végétation (Kara *et al.*, 2012), sur une augmentation de la concentration en particules car rendues plus facilement disponibles (Beasley *et* Granillo, 1988), sur une diminution du couvert végétal (Edeso *et al.*, 1999), ou sur des perturbations du sol (Burt *et* Rice, 2009 ; Edeso *et al.*, 1999). Les perturbations du sol peuvent être liées tant à l'exploitation qu'à la préparation pour la mise en place d'un nouveau peuplement. Ainsi, parmi les modalités testées par Edeso *et al.* (1999), on a un parcours d'au moins 80 % de la surface, un enlèvement des racines, des rémanents et des horizons organiques, éventuellement combiné à un labour à 50 cm.

On notera que les études couvrent en général des durées de plusieurs années après la coupe rase. Aussi, les effets mentionnés ne sont pas des effets à court terme. La préparation du site pour la mise en place du nouveau peuplement (circulation d'engins, travail du sol, etc.) pourra amplifier les effets précédemment décrits. Suite à une coupe rase, les sols peuvent donc subir de l'érosion pendant de longues périodes et le rétablissement d'une érosion à un niveau « avant coupe rase » se fait sur des durées se mesurant en années.

3.3.2 Importance du ruissellement comme facteur explicatif

Comme nous l'avons vu, s'il n'y a pas de ruissellement, il n'y a pas d'érosion. Aussi, il paraît opportun de considérer l'effet d'une coupe rase sur les écoulements d'eau à la surface du sol. On notera d'ailleurs que presque la moitié des publications considérées analysent le ruissellement en plus de l'érosion (Beasley *et* Granillo, 1988 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Grace, 2004 ; Hartanto *et al.*, 2003 ; Hotta *et al.*, 2007, p. 200 ; Kara *et al.*, 2012 ; Martin *et al.*, 2004 ; Mohr *et al.*, 2013).

Le ruissellement est supérieur pour la coupe rase dans la majorité des cas (Beasley *et* Granillo, 1988 ; Cosandey *et al.*, 2005 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Kara *et al.*, 2012). **Toutefois, une hausse du ruissellement n'est pas toujours liée à une érosion plus forte** : des ruissellements supérieurs sans changement d'érosion ont été observés (Grace, 2004 ; Hotta *et al.*, 2007). De plus, le ruissellement peut ne pas être modifié à la suite de la coupe rase, mais l'érosion augmenter (Hartanto *et al.*, 2003). Enfin, une étude rapporte une baisse du ruissellement concomitante à une augmentation de l'érosion (Mohr *et al.*, 2013).

3.3.3 Contrôle de l'érosion lors d'une coupe rase

Pour limiter l'érosion, viser une diminution du ruissellement est une mesure habituelle (car sans ruissellement il n'y a pas d'érosion). Si cela reste pertinent, cela ne peut pas être considéré comme suffisant en soit puisque le ruissellement peut ne pas être modifié alors que l'érosion est augmentée.

L'absence de couvert végétal et les perturbations du sol sont mentionnées comme des facteurs expliquant une érosion accrue (Burt *et* Rice, 2009 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Kara *et al.*, 2012). En particulier, six études montrent un effet clair du maintien des rémanents sur les parcelles comme moyen de limiter l'érosion (Cassiano *et al.*, 2021 ; Edeso *et al.*, 1999 ; Hartanto *et al.*, 2003 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Lavabre *et* Marin, 1999 ; Martin *et al.*, 2004). De plus, les quatre études ne montrant pas de différences entre coupe rase et témoin considèrent toutes des coupes rases sans exportation (ou brûlage) des résidus (Cassiano *et al.*, 2021 ; Hotta *et al.*, 2007 ; Lavabre *et* Marin, 1999 ; Martin *et al.*, 2004). Tout ceci suggère que **(i) un maintien des résidus d'exploitation sur les parcelles, (ii) une reprise rapide de la végétation (ou la préservation de la végétation existante au sol) et (iii) des pratiques respectueuses des sols (éviter le tassement ; éviter le travail du sol et le limiter aux seules zones où des contraintes avérées doivent être levées) permettraient de limiter l'érosion des sols lors d'une coupe rase.**

L'exemple de la **zone riparienne non exploitée** (Cassiano *et al.*, 2021) montre également l'intérêt de laisser une bande tampon entre la coupe rase et le réseau hydrographique. S'il n'existe pas de zone riparienne proprement dite, ce pourrait être une **zone non exploitée en bordure de cours d'eau** qui absorberait le ruissellement et faciliterait la sédimentation des particules. On notera toutefois que ce type de mesure ne limite pas l'érosion des sols sur la surface coupée et les conséquences associées (*e.g*. perte de fertilité) : elle limite seulement les conséquences en aval. Par extension, diminuer la dimension des zones coupées limite la connectivité du ruissellement et de l'érosion, et donc les distances de transferts de l'eau et des particules (ces distances étant maximales dans les couloirs de coupe s'étendant de la crête au ruisseau). Au sein d'un bassin versant, cela revient à limiter la surface individuelle des zones de coupes et à choisir leur localisation afin de permettre un piégeage intermédiaire des sédiments.

3.4 Besoins de recherche et pistes de recommandations

Les études considérées n'utilisent pas un protocole standardisé. Aussi, elles diffèrent sur de nombreux points, que ce soit sur la conduite de la coupe ou sur la façon de mesurer l'érosion. De plus, les données bibliographiques rassemblées sont parfois incomplètes sur certaines variables qui semblent pourtant pertinentes à considérer. Par exemple, la densité du peuplement initial et le développement de la végétation à la suite de la coupe ne sont mentionnés que dans la moitié des cas ; le pourcentage de surface parcourue par les engins n'est mentionné que dans cinq cas. Enfin, les mesures d'érosion ne sont pas débutées forcément juste après la coupe rase, ce qui rend difficile la séparation des effets à court et long termes. Cela limite la capacité de cette synthèse à inférer les effets d'une coupe rase comme à proposer des modalités d'exploitation limitant l'érosion.

Face à ces insuffisances, il apparaît important de formuler des recommandations pour les études à venir, en particulier sur l'amélioration des informations fournies sur l'état avant la coupe, les modalités de la coupe et les évolutions ultérieures. Les dispositifs de mesure doivent être installés le plus tôt possible après la coupe rase afin de pouvoir identifier les effets à court terme. Si l'on a vu que maintenir les résidus d'exploitation sur les parcelles limite fortement l'érosion, les modalités de gestion de ces résidus demandent à être mieux étudiées (répartition en plein, andainage, etc.) afin de préciser celles qui sont acceptables en termes d'érosion des sols. Enfin, la limitation de l'érosion basée sur la répartition spatiale des zones de coupes rases au sein d'un bassin versant pourrait être abordée par modélisation. Toutefois, cela nécessiterait au préalable la mise au point de modèles robustes pour simuler l'érosion en forêt.

3.5 Références bibliographiques

Beasley, R.S., Granillo, A.B., 1988. Sediment and water yields from managed forests on flat coastal plan sites. J Am Water Resources Assoc 24, 361–366. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1988.tb02994.x

Borrelli, P., Schütt, B., 2014. Assessment of soil erosion sensitivity and post-timber-harvesting erosion response in a mountain environment of Central Italy. Geomorphology 204, 412–424. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.08.022

Burt, J.W., Rice, K.J., 2009. Not all ski slopes are created equal: Disturbance intensity affects ecosystem properties. Ecological Applications 19, 2242–2253. https://doi.org/10.1890/08-0719.1

Carroll, G.D., Schoenholtz, S.H., Young, B.W., Dibble, E.D., 2004. Effectiveness of forestry streamside management zones in the sand-clay hills of Mississippi: early indications. Water, Air, & Soil Pollution: Focus 4, 275–296. https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000012813.94538.c8

Cassiano, C.C., Salemi, L.F., Garcia, L.G., Ferraz, S.F. de B., 2021. Harvesting strategies to reduce suspended sediments in streams in fast-growing forest plantations. Ecohydrology & Hydrobiology 21, 96–105. https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.06.008

Castillo, J., Smith-Ramírez, C., 2018. Impact of invasive plant control on soil loss: a case study on Robinson Crusoe Island: Plant control effect on soil loss. Restor Ecol 26, 1165–1169. https://doi.org/10.1111/rec.12700

Cosandey, C., Andréassian, V., Martin, C., Didon-Lescot, J.F., Lavabre, J., Folton, N., Mathys, N., Richard, D., 2005. The hydrological impact of the mediterranean forest: a review of French research. Journal of Hydrology 301, 1–4, 235–249. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.040

Edeso, J.M., Merino, A., González, M.J., Marauri, P., 1999. Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from northern Spain. Land Degrad. Dev. 10, 79–88. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199901/02)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4

Fritsch, J.-M., Sarrailh, J.M., 1986. Les transports solides dans l'écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l'aménagement de pâturages. Cahiers ORSTOM, Pédologie 22, 209–222.

Gharibreza, M., Zaman, M., Porto, P., Fulajtar, E., Parsaei, L., Eisaei, H., 2020. Assessment of deforestation impact on soil erosion in loess formation using 137Cs method (case study: Golestan Province, Iran). International Soil and Water Conservation Research 8, 393–405. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2020.07.006

Grace, J.M., 2004. Soil erosion following forest operations in the Southern Piedmont of central Alabama. Journal of Soil and Water Conservation 59, 160–166.

Hartanto, H., Prabhu, R., Widayat, A.S.E., Asdak, C., 2003. Factors affecting runoff and soil erosion: plot-level soil loss monitoring for assessing sustainability of forest management. Forest Ecology and Management 180, 361–374. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00656-4

Hotta, N., Kayama, T., Suzuki, M., 2007. Analysis of suspended sediment yields after low impact forest harvesting. Hydrol. Process. 21, 3565–3575. https://doi.org/10.1002/hyp.6583

Kara, F., Loewenstein, E.F., Kalin, L., 2012. Changes in sediment and water yield downstream on a small watershed. Ekoloji 21, 30–37. https://doi.org/10.5053/ekoloji.2012.844

Lavabre, J., Marin, C., 1999. Appréciation de l'impact des coupes forestières sur l'hydrologie et l'érosion des sols. Cas de la forêt d'Altefage (commune de Pont de Montvert – 48). Cemagref, Aix-en-Provence, France.

Martin, C., Allée, P., Didon-Lescot, J.-F., Cosandey, C., 2004. Impact des coupes forestières sur les phénomènes d'érosion hydrique sur le versant sud du Mont-Lozère (France). Bulletin du Réseau Érosion 22, 324–335.

Mohr, C.H., Coppus, R., Iroumé, A., Huber, A., Bronstert, A., 2013. Runoff generation and soil erosion processes after clear cutting. J. Geophys. Res. Earth Surf. 118, 814–831. https://doi.org/10.1002/jgrf.20047

Vacca, A., F., A., G, O., 2017. Short-term impact of coppice management on soil in a Quercus ilex l. Stand of Sardinia. Land Degradation & Development 28, 2, 553–565.

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 4. Quelle est l'incidence des coupes rases sur la fertilité chimique des sols et la qualité chimique des eaux de surface ?

Sommaire

4.1 Contexte et problématique 273
4.2 Glossaire 274
4.3 Matériel et méthode 275
4.4 Réponses à la question posée 276
4.4.1 Effets de la coupe rase sur la fertilité chimique des sols 276
4.4.1.1 Nature des effets sur les horizons holorganiques 276
4.4.1.2 Nature des effets sur les solutions du sol 277
4.4.1.3 Nature des effets sur les éléments totaux (N) et bio-disponibles (Ca, Mg, K, P) dans les sols 277
4.4.1.4 Durée des effets observés 278
4.4.2 Effets de la coupe rase sur la qualité chimique des ruisseaux 279
4.4.2.1 Nature des effets observés 279
4.4.2.2 Durée des effets observés 279
4.4.3 Facteurs modulant les effets de la coupe rase 280
4.4.3.1 Effet du type de peuplement et de l'essence 280
4.4.3.2 Type de coupe rase, gestion des rémanents et travail du sol 280
4.4.3.3 Surface de la coupe ou des trouées 281
4.4.3.4 Végétation spontanée 281
4.4.3.5 Bande tampon non exploitée le long du cours d'eau 282
4.4.4 Effets d'autres types de coupes que la coupe rase 282
4.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations 282
4.5.1 Besoins de recherche 282
4.5.2 Pistes de recommandations 283
4.6 Références bibliographiques 284

Rédacteurs

Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France
Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France
Jacques **Ranger**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France

4.1 Contexte et problématique

En forêt, la fertilité chimique repose sur le réservoir d'éléments nutritifs disponibles dans les sols mais également sur la circulation et le recyclage d'éléments propres aux cycles biogéochimiques. Un équilibre entre les entrées (dépôts atmosphériques, altération), les sorties (exportation de biomasse, perte par drainage) et un recyclage efficient par la végétation permet de préserver cette fertilité et de maintenir une production forestière durable.

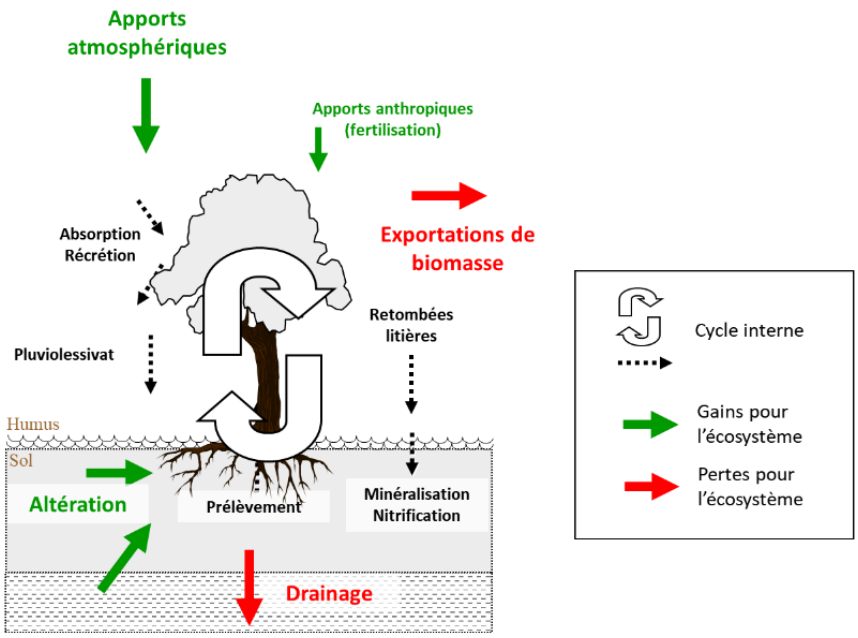


Figure 4.4-1 : Principaux flux de nutriments dans un écosystème forestier

L'exploitation forestière peut entraîner des perturbations des différents flux des cycles biogéochimiques (*e.g.* dépôts, minéralisation, exportation de biomasse, perte par drainage) et ainsi impacter la fertilité chimique des sols et/ou la qualité chimique des eaux de sols, les deux étant étroitement liées. Ces modifications peuvent également avoir des répercussions sur la qualité chimique des cours d'eau à l'aval des zones exploitées. **La coupe rase, en occasionnant notamment une exportation de biomasse, une rupture abrupte du cycle biologique et des modifications du pédo-climat, constitue une perturbation dont les conséquences pour la fertilité chimique du sol et la qualité chimique des eaux de surface doivent être qualifiées**. Nous nous attacherons également, dans la mesure où la littérature le permet, à **définir les paramètres pouvant moduler les effets de la coupe rase** et à comparer les effets d'autres coupes permettant le renouvellement des peuplements. Une perte de fertilité chimique pourra conduire selon son intensité à une altération des fonctions assurées par les sols (par exemple : la production de biomasse, la production d'eau de qualité ou le stockage de carbone, etc.) et dans un stade ultime à la perte de ces fonctions et au dépérissement du peuplement forestier. Une dégradation de la qualité chimique des eaux de surface peut, quant à elle, conduire dans un stade avancé à la mort des organismes aquatiques et présenter un risque pour la santé humaine si l'aire d'alimentation d'un captage est impactée.

4.2 Glossaire

La **fertilité chimique des sols** est ici évaluée sur la base de différents paramètres pédologiques : pH, azote total (N_{tot}), nitrate et ammonium (NO_3, NH_4), cations échangeables (Ca_{ech}, Mg_{ech}, K_{ech}, Al_{ech}, H_{ech}), et phosphore assimilable par les organismes (P_{ass}) ; en stock ou en concentration. Le carbone est spécifiquement traité dans la « Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ? » ; il est cependant évident que l'évolution du stock de carbone dans la litière et le sol en relation avec la coupe aura des conséquences sur la fertilité chimique du sol : une diminution des stocks de carbone conduira dans la très grande majorité des cas à une dégradation de la fertilité chimique.

La **qualité chimique des eaux de surface** est évaluée pour le sol (solution de sol) et le **cours d'eau** par l'intermédiaire des paramètres chimiques suivants : azote total (N_{tot}), nitrate et ammonium (NO_3, NH_4),

calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K), aluminium (Al) et phosphore (P) ; en concentrations ou en flux, l'espèce chimique ayant été considérée lorsque nécessaire (*e.g.* aluminium toxique lorsqu'il est sous forme Al^{3+}).

L'**évolution temporelle de ces indicateurs**, en relation avec la coupe, permet d'évaluer les effets des coupes sur la fertilité chimique des sols et/ou la qualité chimique des eaux de surface. Les solutions de sols et les flux d'éléments drainés (couplage entre concentrations dans les solutions de sols et les flux d'eau drainés) sont également utilisés ici pour évaluer l'évolution de la fertilité chimique du sol.

4.3 Matériel et méthode

La recherche bibliographique a été réalisée via le Web of Science (WoS) le 21 décembre 2021 avec la requête :

"TS=(forest OR forêt) AND TS=(clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "Patch cut*" OR "Strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR "Kahlschlag" OR "Saumhieb" OR "Saumschlag" OR "shelterwood, progressive cut" OR "Extended shelterwood" OR "Extended irregular shelterwood" OR "Slow or delayed regeneration" OR "Reserved shelterwood" OR "Deferment cutting" OR "coupe* progressive" OR "coupe d'ensemencement" OR "coupe secondaire" OR "coupe finale" OR "Coupe progressive irrégulière à régénération lente" OR "CPI-RL" OR "Selection fell*" OR "selection management" OR "selection cut*" OR "Uneven-Aged forestry" OR "continuous cover forestry" OR "group selection cut*" OR "gap fell*" OR "Single tree selection cut*" OR "Single tree selection fell*" OR "irregular shelterwood" OR "delayed shelterwood" OR "reserved shelterwood" OR "extended shelterwood" OR "Femelschlag" OR "Expending-gap irregular shelterwood" OR "Irregular group shelterwood" OR "Bavarian shelterwood" OR "Continuous cover irregular sheltewood" OR "Swiss or Baden Shelterwood" OR "coupe progressive irrégulière" OR "coupe jardinatoire" OR "coupe par trouée*" OR "Plenterwald" OR "Dauerwald" OR "Plenterung" OR "coppice" OR "coppice with standard*" OR "coppice-with-standard*" OR "taillis" OR "TSF" OR "taillis-sous-futaie" OR "recépage" OR "rajeunissement" OR "Undergrowth cutting" OR "coupe* d'abri" OR "Seed tree system" OR "Seed cutting" OR "Reserve cutting" OR "deferment harvest" OR "Coupe avec semenciers" OR "coupe rase avec semenciers" OR "coupe rase avec retention") AND TI=(fertility* or cation* or anion* or nutrient* or leaching* or loss* or nitrogen* or nitrate* or phosph* or alumin* or proton* or calcium* or magnesium* or potassium* or acid* or "soil quality" or "water quality") AND TI=(solution* or soil* or stream* or catchment* or watershed*)".*

Cette requête a donné 323 résultats ; quelques références supplémentaires (n = 8) pertinentes pour notre questionnement mais qui n'ont pas été données par la requête ont été ajoutées. Les compartiments de l'écosystème forestier et les paramètres étudiés dans le cadre de cette expertise sont les suivants : (1) sol : pH, N_{tot}, NO_3, NH_4, Ca_{ech}, Mg_{ech}, K_{ech}, Al_{ech}, H_{ech}, P_{ass} ; pour les éléments, stock ou concentration ; (2) solution de sol : pH, N_{tot}, NO_3, NH_4, Ca, Mg, K, Al, P ; pour les éléments, flux ou concentration ; (3) cours d'eau : pH, N_{tot}, NO_3, NH_4, Ca, Mg, K, Al, P ; pour les éléments, flux ou concentration.

Les publications ont été classées de la plus récente à la plus ancienne et la lecture des résumés a permis de retenir ou non la publication, en fonction de sa pertinence pour l'expertise. Seuls les articles s'attachant à évaluer les effets des coupes sur les paramètres mentionnés ci-avant ont été retenus ; de nombreux articles traitant de l'effet de différents traitements post-coupe (rémanents, fertilisation, etc.) ont par exemple été écartés car l'effet "coupe" à proprement parler n'était pas évalué.

Les publications retenues ont ensuite été passées en revue pour renseigner des descripteurs (pays, climat, sol, peuplements, type de coupe, etc.) et **les effets des coupes ont été évalués qualitativement, en notant pour chaque compartiment de l'écosystème et chaque paramètre** mentionné ci-avant **si une augmentation significative, une diminution significative ou une stabilité avaient été enregistrées**. **La durée des effets a également été renseignée lorsqu'elle était disponible**.

Seules les 263 publications les plus récentes ont été analysées faute de temps et 35 % des articles ont été retenus (dont quatre méta-analyses ou revues), dont la répartition par climat-biome et continent est donnée dans le Tableau 4.4-1 ci-dessous.

Tableau 4.4-1 : Nombre d'études par biomes et régions géographiques

Nombre d'études	Nombre d'études par zone						Nombre d'études par biomes				
	Amérique du Nord	Amérique du Sud	Asie	Australie	Europe	Divers	Boréal	Montagne	Tempéré	Tropical	Divers
93	53 %	1 %	5 %	4 %	31 %	5 %	23 %	20 %	46 %	6 %	6 %

Les publications retenues traitent très majoritairement de l'azote, en moindre mesure du phosphore et des cations nutritifs (Ca, Mg ou K). Pour décrire les effets de la coupe rase, nous nous sommes appuyés sur l'ensemble des publications retenues qui décrivent les effets de la coupe rase, en référence à un témoin (peuplement ou bassin versant non-récolté et/ou existence d'un suivi anté-coupe). Les effets moyens présentés dans les articles des revues et méta-analyses ont été confrontés aux résultats de notre analyse bibliographique lorsque cela était possible.

L'épaisseur de sol est un élément important à considérer pour évaluer la fertilité chimique du sol et son évolution : tous éléments chimiques confondus, l'épaisseur moyenne de sol considérée dans les études portant sur les concentrations ou les stocks dans les sols est de 50 cm (maximum = 100 cm). Le nombre limité d'articles n'a cependant pas permis de tester l'effet spécifique de l'épaisseur de sol considérée sur les effets observés après la coupe et nous décrivons ci-après les effets des coupes toutes épaisseurs de sol confondues. Pour les solutions de sols, la profondeur plancher moyenne pour les suivis est de 36 cm, avec un maximum de 120 cm.

4.4 Réponses à la question posée

Les effets de la coupe rase sont présentés en décrivant de manière qualitative la nature des effets observés pour les différents paramètres retenus (augmentation ou diminution significative, stabilité) puis en précisant la dimension temporelle de ces effets.

4.4.1 Effets de la coupe rase sur la fertilité chimique des sols

4.4.1.1 Nature des effets sur les horizons holorganiques

La coupe rase affecte directement les couches complètement organiques (holorganiques) du sol, comme la litière de feuillage à la surface des sols, du fait des exportations et de l'arrêt du flux de restitutions aériennes (feuilles, fruits, branches, etc.) La requête ne portait pas explicitement sur ces horizons et **il est difficile de tirer des articles retenus un patron d'évolution de la fertilité chimique associée à ces horizons holorganiques** ; les études montrent des évolutions post-coupe des concentrations et/ou stocks de nutriments dans la litière (N, P, K, Ca, Mg, P) très variables (augmentation, stabilité ou diminution), en fonction notamment (i) du traitement des rémanents (extraits ou laissés au sol, andainage, etc.) et (ii) du temps écoulé entre la mesure et la coupe, ces paramètres n'étant pas toujours disponibles. La méta-analyse de Hume *et al.* (2018) qui s'intéresse aux stocks de C et N dans les litières, étaye en partie cela : en moyenne, une stabilité ou une légère diminution des stocks est observée pour les coupes rases avec exportation totale, alors qu'une augmentation des stocks est observée lorsque les rémanents sont laissés au sol. Slesak *et al.* (2011) soulignent également la difficulté de quantifier l'évolution de ces stocks, la coupe conduisant à une

hétérogénéité très forte de cet horizon à l'échelle de la parcelle exploitée. De même, les travaux du sol avant une éventuelle plantation tendent à accentuer cette hétérogénéité en enfouissant une partie des matières organiques. **La récolte représente quoi qu'il en soit une perte nette pour la réserve de carbone et d'éléments nutritifs du sol : plus la récolte est totale, plus les pertes pour le sol sont importantes puisque le stock d'éléments nutritifs restitué au sol devient nul** (Achat *et al.*, 2015 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008).

4.4.1.2 Nature des effets sur les solutions du sol

Les solutions de sols sont des indicateurs pertinents du fonctionnement actuel du sol (Zabowski *et* Ugolini, 1990) **et de l'évolution de la fertilité chimique**. Le cycle de l'azote est généralement impacté par les récoltes de bois, quelle qu'en soit l'intensité (Jerabkova *et al.*, 2011 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008). **Le nitrate** étant un anion très mobile (car très soluble dans l'eau et peu retenu sur la phase solide du sol), il **joue un rôle déterminant dans les pertes d'éléments par drainage** : s'ils ne sont pas immobilisés (assimilation microbienne, prélèvement par la végétation, etc.), les nitrates peuvent être lixiviés hors du profil de sol, accompagnés de cations échangés avec le proton initial, induisant possiblement une perte d'éléments nutritifs pour le sol.

La coupe rase conduit généralement à des augmentations des concentrations (et potentiellement des pertes) en nitrate dans les sols dans les années qui suivent la coupe (Jerabkova *et al.*, 2011). Les résultats de notre analyse bibliographique sur les solutions de sols corroborent ces conclusions avec une augmentation des concentrations et/ou des flux de nitrates à la suite de la coupe rase pour 78 % des articles, une stabilité pour 11 % des articles et une diminution pour seulement 11 % des articles ; notre analyse bibliographique sur les concentrations en nitrate extrait du sol après une coupe rase donne des résultats très similaires : augmentation 67 %, stabilité 22 % et diminution 11 %. **Cette augmentation des nitrates est généralement attribuée à une décomposition et à une minéralisation plus rapide de la matière organique en raison des changements de climat au sol** (température, humidité, etc., voir « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? ») **et/ou à une diminution de l'assimilation microbienne du nitrate et/ou à un arrêt du flux de prélèvement par les arbres** (Hope *et al.*, 2003 ; Prescott *et al.*, 2003).

Une augmentation des concentrations et/ou des flux de cations majeurs (Ca, Mg, K, Al) est généralement également observée dans et hors du sol dans les années suivant la coupe rase (Richardson *et al.*, 2017), celle-ci étant le plus souvent concomitante à l'augmentation des nitrates. Notre analyse bibliographique sur les solutions de sols montre une augmentation des concentrations et ou flux de cations nutritifs (Ca, Mg, K) à la suite de la coupe rase pour 56 % des articles, une stabilité pour 33 % des articles et une diminution pour seulement 11 % des articles. **La nature des cations lixiviés dépend principalement du niveau de richesse chimique du sol** (Al majoritaire pour les sols les plus acides et les plus pauvres en cations alcalins et alcalino-terreux, Ca et/ou Mg et/ou K pour les sols les plus riches).

4.4.1.3 Nature des effets sur les éléments totaux (N) et bio-disponibles (Ca, Mg, K, P) dans les sols

Les augmentations de concentrations et/ou de flux de nitrate et de cations en solution à la suite de la coupe rase traduisent un **mécanisme d'acidification du sol** (Dahlgren *et* Driscoll, 1994 ; McLaughlin *et* Phillips, 2006 ; Reuss *et* Johnson, 1985), qui peut entraîner une **désaturation plus ou moins rapide du complexe d'échange et une perte de fertilité chimique (Ca, Mg, K notamment).** Cette acidification ne se traduit cependant pas toujours par une baisse de pH et/ou par une désaturation du complexe d'échange, compte tenu du pouvoir tampon du sol. La synthèse non exhaustive proposée par

Richardson *et al.* (2017) indique que, généralement, **les concentrations et/ou stocks de cations nutritifs échangeables dans les sols (Ca, Mg, K) diminuent dans les années suivant la coupe** et que ces effets peuvent perdurer plusieurs décennies. Notre analyse montre des résultats assez similaires, avec une augmentation des concentrations et/ou des stocks de cations nutritifs échangeables dans les sols à la suite de la coupe rase pour seulement 18 % des articles, une stabilité pour 36 % des articles et une diminution pour 46 % des articles. Kreutzweiser *et al.* (2008) soulignent que de nombreux facteurs (type et richesse du sol, type de peuplement, conditions particulières du site, type et moment des activités de récolte, etc.) peuvent expliquer la grande diversité des réponses observées, sans toutefois pouvoir statuer sur le rôle individuel de chaque facteur.

En ce qui concerne le phosphore, réputé peu mobile dans les sols, la review de Hume *et al.* (2018) indique qu'en moyenne, les concentrations en P dans les sols sont stables à la suite de la coupe rase. Notre étude bibliographique indique quant à elle une augmentation des concentrations et/ou des stocks de phosphore disponible dans les sols pour 20 % des articles, une stabilité pour 40 % des articles et une diminution pour 40 % des articles.

En ce qui concerne **l'azote total, la coupe rase conduit généralement à une baisse des stocks dans le sol** (Hume *et al.*, 2018). Les résultats de notre analyse bibliographique sur les concentrations et/ou stocks d'azote total dans le sol sont concordants : augmentation pour 11 % des articles, stabilité pour 26 % des articles et diminution pour 63 % des articles. Cette diminution peut en partie s'expliquer par un arrêt du flux de restitutions aériennes et/ou par une décomposition et une minéralisation plus rapide de la matière organique du sol en raison des changements de climat au sol (température, humidité). La minéralisation de l'azote organique libère de l'ammonium puis éventuellement du nitrate. Le cas du nitrate et les conséquences associées sont traités précédemment ; pour l'ammonium, notre analyse bibliographique montre que **la coupe rase conduit généralement comme pour le nitrate à une augmentation de l'ammonium dans les sols**. L'analyse sur les concentrations en ammonium extrait du sol après une coupe rase montre en effet une augmentation à la suite de la coupe rase pour 75 % des articles, une stabilité pour 13 % des articles et une diminution pour 13 % des articles ; l'analyse sur les solutions de sol montre des résultats qui semblent aller dans le même sens, avec une grande majorité d'études présentant des augmentations ou une stabilité (augmentation pour 54 %, stabilité pour 46 % et pas de diminution).

4.4.1.4 Durée des effets observés

La durée des effets observés sur les **concentrations d'azote minéral extrait du sol ainsi que sur les flux et/ou les concentrations en N, P et cations majeurs dans les solutions de sol est généralement inférieure ou égale à 5 ans, avec une intensité de réponse maximale dans les 2 à 3 premières années suivant la coupe**, puis un amortissement et un retour progressif aux conditions avant coupe est généralement observé (Hope *et al.*, 2003 ; Jerabkova *et al.*, 2011 ; McHale *et al.*, 2007). La littérature signale aussi des réponses plus tardives et/ou une durée des effets plus longue, approchant parfois la décennie (Prescott *et al.*, 2003 ; Stottlemyer *et* Troendle, 1999).

Pour les **concentrations et/ou stocks d'éléments nutritifs échangeables (Ca, Mg, K) dans les sols,** la littérature indique des **diminutions significatives quelques années après la coupe rase** (Ranger *et al.*, 2008) **mais également plusieurs décennies après celle-ci** (Johnson *et al.*, 2016 ; Richardson *et al.*, 2017). **Ce constat s'applique également aux concentrations et/ou stocks d'azote total et de phosphore bio-disponible dans les sols** où des diminutions sont parfois observées plusieurs décennies après la coupe rase (Hopmans *et* Elms, 2009 ; Johnson *et al.*, 2016 ; Kellman *et al.*, 2014 ; Knoepp *et al.*, 2015 ; Prest *et al.*, 2014 ; Vangansbeke *et al.*, 2015).

4.4.2 Effets de la coupe rase sur la qualité chimique des ruisseaux

4.4.2.1 Nature des effets observés

L'impact de la coupe rase sur la **qualité des eaux de sol** a été traité dans la partie précédente : **la coupe rase conduit généralement à des augmentations des concentrations en ammonium, en nitrate et en cations majeurs (Ca, Mg, K, Al) dans les années qui suivent la coupe.** De nombreux processus/facteurs peuvent néanmoins affecter la qualité des eaux lors de leur transfert depuis le profil de sol jusqu'aux cours d'eau, notamment les chemins de transfert empruntés, les temps de résidence ou encore la nature géochimique des couches traversées.

La grande majorité des études retenues (y compris la méta-analyse de Mupepele *et* Dormann, 2017) s'intéressent à de petits bassins versants, en général inférieurs à 100 ha, très rarement supérieurs à 500 ha. Les ruisseaux étudiés sont généralement d'ordre 1, c'est-à-dire qu'ils drainent directement la zone impactée par la coupe. La coupe rase pratiquée au sein d'un petit bassin versant conduit généralement à des augmentations des concentrations en nitrate dans le cours d'eau (Mupepele *et* Dormann, 2017), pouvant ainsi dégrader sa qualité chimique (limite européenne de concentration des nitrates fixée pour l'eau potable à 50 $mg.L^{-1}$; Council Directive 98/83/EC). Notre analyse bibliographique corrobore ces résultats avec des **augmentations des concentrations en nitrate dans les cours d'eau à la suite de la coupe rase** pour 88 % des articles, une stabilité pour 8 % des articles et une diminution pour seulement 4 % des articles. L'analyse indique une augmentation de l'ammonium pour 33 % des articles, une stabilité pour 67 % des articles et pas de diminution. Les **concentrations en cations majeurs alcalins et alcalino-terreux (Ca, Mg, K) sont également impactées, avec généralement une augmentation des concentrations dans les cours d'eau** (augmentation : 70 %, stabilité : 30 %), le plus souvent concomitante à une augmentation des concentrations en nitrates. À noter que si le calcium, le magnésium et le potassium apportés améliorent la qualité chimique du cours d'eau, ce n'est pas le cas de l'aluminium monomérique, toxique pour les organismes vivants, qui peut équilibrer le nitrate dans les systèmes acides et pauvres en cations alcalins et alcalino-terreux. Les trois études retenues traitant de l'**aluminium dans les cours d'eau** (Baldigo *et al.*, 2005 ; McHale *et al.*, 2007 ; Neal *et al.*, 2001) indiquent toutes une **augmentation des concentrations à la suite de la coupe rase sur sols acides, concomitante à une augmentation des nitrates, la qualité chimique de l'eau étant dans ce cas fortement dégradée**. En ce qui concerne le phosphore réputé assez peu mobile, notre analyse bibliographique montre une augmentation des concentrations dans le cours d'eau à la suite de la coupe rase pour 38 % des articles, une stabilité pour 62 % et pas de diminution.

Les études de Gravelle *et al.* (2009) et Deval *et al.* (2021) menées sur des bassins versants emboîtés montrent que les modifications des concentrations en nitrate à la suite de la coupe sont beaucoup plus fortes dans le cours d'eau d'ordre 1 (bassin versant où la coupe a eu lieu) que dans les cours d'eau d'ordre supérieur, des processus de dilution - transformation - prélèvement pouvant atténuer l'effet. **La gestion des coupes ne doit donc pas être raisonnée simplement à l'échelle du petit bassin versant (ordre 1), mais doit intégrer l'échelle du territoire pour éviter le possible effet cumulatif de petits bassins versants adjacents drainant le même cours d'eau**, comme le souligne Mupepele *et* Dormann (2017).

4.4.2.2 Durée des effets observés

La durée des effets observés dans le cours d'eau pour l'ensemble des éléments étudiés (N, P, cations majeurs) est généralement inférieure à 5-6 ans, avec une intensité de réponse maximale dans les 2 à 3 premières années suivant la coupe (Baldigo *et al.*, 2005 ; Eshleman, 2000 ; Mupepele *et* Dormann, 2017 ; Neal, 2002 ; Palviainen *et al.*, 2015 ; Rodgers *et al.*, 2010). Ce pattern moyen, observé pour le

petit bassin versant, semble assez similaire à celui décrit pour les solutions de sols ; cependant, les études menées au sein du même bassin versant sur les solutions de sol et le cours d'eau montrent qu'un décalage temporel du pic et/ou une durée plus longue des effets peuvent être observés pour le cours d'eau (Dahlgren *et* Driscoll, 1994 ; McHale *et al.*, 2007). **La durée des effets observés sur le cours d'eau peut parfois dépasser plusieurs décennies** (Adams *et al.*, 2014 ; Webster *et al.*, 2016).

4.4.3 Facteurs modulant les effets de la coupe rase

4.4.3.1 Effet du type de peuplement et de l'essence

À l'échelle de la parcelle de gestion, les concentrations en nitrate (et potentiellement les pertes) à la suite de la coupe rase seraient plus fortes sous feuillus en comparaison des résineux (Jerabkova *et al.*, 2011), mais l'étude précise que feuillus et résineux ne sont pas distribués dans les mêmes sols : cela pourrait en fait refléter la présence des feuillus sur des sites plus fertiles.

L'essence peut également influencer le cycle de l'azote, notamment la nitrification (stimulation - neutralité - inhibition) (Zeller *et al.*, 2007), l'extraction des arbres pouvant entraîner des effets opposés en fonction de l'essence en présence.

À l'échelle du petit bassin versant, la méta-analyse de Mupepele et Dormann (2017) suggère que **les coupes rases dans les monocultures conduiraient à des concentrations en nitrate plus fortes dans les cours d'eau en comparaison des peuplements mixtes**.

4.4.3.2 Type de coupe rase, gestion des rémanents et travail du sol

Les rémanents d'exploitation (menu bois, branches, feuilles) représentent une quantité de biomasse, de carbone et de nutriments dont la minéralisation lente profitera au sol et aux peuplements futurs. La méta-analyse de Achat *et al.* (2015) portant sur tous les types de coupe (éclaircie, coupe définitive) montre que **l'exportation des résidus de récolte en plus du tronc conduit généralement à des quantités réduites d'éléments nutritifs totaux et disponibles dans les sols, à l'acidification des sols et a un effet négatif sur les propriétés des sols et la croissance du peuplement.** Si l'on s'intéresse uniquement aux cas des coupes rases, les articles retenus s'intéressant aux effets d'une exportation du tronc seul (*stem only*) en comparaison d'une exportation totale (*whole tree harvesting*) indiquent également un impact négatif plus marqué sur la fertilité des sols en cas de récolte totale [par exemple. Hume *et al.* (2018) ou Mushinski *et al.* (2017) pour N ; Johnson *et al.* (2016) ou Vangansbeke *et al.* (2015) pour Ca, Mg, K]. Ces pertes seront d'autant plus dommageables que le sol est pauvre chimiquement, sa capacité à renouveler ses réserves bio-disponibles étant faible voire très faible (Legout *et al.*, 2020). L'exportation supérieure à la capacité d'auto-restauration du système conduit à l'appauvrissement des sols (Achat *et al.*, 2015).

La mise en andains (ou "andainage"), qui consiste à disposer en bandes continues les rémanents de coupe pour faciliter la plantation, élimine une source de carbone et de nutriments de la zone ou les plants vont être installés et transfère cette fertilité vers l'andain. La perte de fertilité chimique pour la zone recevant les plants est encore plus forte si l'opération transfère vers les andains une partie des litières et du sol minéral. L'hétérogénéité de fertilité chimique induite par l'andainage à l'échelle de la parcelle peut impacter le futur peuplement, avec de possibles structures en vague et des pertes de production moyenne (Ballard, 1978 ; Fisher *et* Binkley, 2000). Les peuplements pourront être d'autant plus affectés que le sol est initialement pauvre chimiquement (faible capacité d'auto-restauration).

Le travail du sol (discage, labour, billonnage) conduit à modifier l'organisation du sol et son fonctionnement biogéochimique ; **ces pratiques sont par conséquent à limiter à des zones**

restreintes si des contraintes avérées doivent être levées. En effet, le travail du sol entraîne généralement une modification/accélération du processus de minéralisation de la matière organique conduisant à une libération rapide et importante d'éléments nutritifs, pouvant largement excéder la capacité d'immobilisation de l'écosystème (*i.e.* prélèvement par les végétaux, les micro-organismes, stockage sur la phase solide du sol, etc.)

4.4.3.3 Surface de la coupe ou des trouées

À l'échelle de la parcelle de gestion, plusieurs études nord-américaines se sont intéressées à l'effet de la taille des trouées pratiquées dans les parcelles sur les concentrations en azote dans les sols (Coulombe *et al.*, 2017 ; Jerabkova *et al.*, 2011 ; Prescott *et al.*, 2003). Jerabkova *et al.* (2011) concluent que des coupes progressives enlevant des arbres individuels ou créant des trouées de moins de 10 m de rayon (< 300 m²) peuvent limiter les effets sur le nitrate (concentrations dans le sol et pertes par lixiviation) par rapport à ce qui est observé au-delà de cette taille de trouée, où des effets plus marqués sont en général observés. Prescott *et al.* (2003) montrent des concentrations en nitrate élevées dans la litière et le sol de la troisième à la septième année après la coupe, dans des trouées de 1 000 m² et plus, alors que le prélèvement d'arbres individuels dans la même proportion n'a pas entraîné d'augmentation de la concentration de nitrate. Enfin, Coulombe *et al.* (2017) montrent que le nitrate et l'ammonium augmentent dans des trouées de 500 m², ce qui n'est pas le cas lors du prélèvement d'arbres individuels et suggère que **le seuil de non-perturbation du cycle de l'azote se situerait entre 0 et 500 m².**

À l'échelle du petit bassin versant, la proportion de surface coupée a un effet sur la qualité chimique du cours d'eau (Deval *et al.*, 2021 ; Palviainen *et al.*, 2015, 2014 ; Peraza-Castro *et al.*, 2018 ; Schelker *et al.*, 2016). Les travaux de Palviainen *et al.* (2015) menés sur huit bassins versants (approches de mesures *in situ* couplées à des approches de modélisation) illustrent bien cet effet : **plus la proportion de surface de coupe au sein du bassin versant est importante, plus l'augmentation des concentrations en azote dans le cours d'eau (notamment le nitrate) est importante**. Palviainen *et al.* (2014), à partir de mesures *in situ*, suggèrent qu'un effet sur le cours d'eau (concentrations en N et P) est significatif si une surface supérieure à 30 % du BV est passée en coupe ; cette conclusion ne s'appuie malheureusement que sur la réponse d'un seul bassin versant (surface de coupe > 30 %) comparé à deux autres (surface de coupe < 30 %). Ce seuil n'est pas universel et devrait prendre en compte les conditions propres à chaque bassin (peuplements, sols, pente, météorologie, position de la coupe dans le bassin, etc.) comme le proposent certains simulateurs (Lauren *et al.*, 2021).

4.4.3.4 Végétation spontanée

La coupe rase conduit généralement à une libération rapide et parfois importante d'éléments dans les 2 à 3 années suivant l'exploitation (voir « 4.4.1 Effets de la coupe rase sur la fertilité chimique des sols ») ; cette libération ne profitera au peuplement que si celui-ci est en place et apte à prélever abondamment ces éléments (ce qui est rarement le cas dès la mise en place) et/ou qu'une immobilisation temporaire des nutriments libérés existe (stockage sur la phase solide du sol, biomasse microbienne). Dans le cas contraire, si la libération (notamment des anions libres) est supérieure à la capacité d'immobilisation, cela conduira à une perte de fertilité chimique pour le sol.

La végétation spontanée se développe plus ou moins rapidement sur le parterre de coupe et peut constituer un réservoir temporaire d'éléments nutritifs, qui pourront être remobilisés par le peuplement quand le couvert se fermera, limitant ainsi les pertes de fertilité liées au drainage et permettant éventuellement en sus un apport d'azote si des espèces fixatrices d'azote atmosphérique se développent (Ranger *et al.*, 2007). À l'échelle de la parcelle de gestion, plusieurs études montrent

en effet que la strate herbacée permet d'immobiliser des éléments libérés à la suite de l'élimination des arbres [O'Driscoll *et al.* (2014) pour P ; Reynolds *et al.* (2000) pour NO3 ; Fiala *et al.* (2005, 2001) pour N et Ca], limitant ainsi la lixiviation d'éléments dans le profil de sol et les pertes par drainage (Legout *et al.*, 2009 ; Ranger *et al.*, 2007). À l'échelle du bassin versant, le constat est similaire et le contrôle voire l'élimination de cette végétation spontanée peut entraîner des augmentations importantes des concentrations de nutriments dans le cours d'eau (Dahlgren *et* Driscoll, 1994 ; Deval *et al.*, 2021 ; Fukuzawa *et al.*, 2006), attestant d'une perte de fertilité chimique pour les sols du bassin versant.

4.4.3.5 Bande tampon non exploitée le long du cours d'eau

Kastendick *et al.* (2012) montrent que les nitrates augmentent dans les sols de la coupe rase mais aussi dans les zones ripariennes adjacentes non exploitées, celles-ci constituant des zones tampons pouvant limiter les apports au cours d'eau. À l'échelle du petit bassin versant, Lauren *et al.* (2021) simulent l'effet de la largeur d'une bande tampon adjacente au cours d'eau et non exploitée sur les flux de P et N à l'exutoire : **les exportations d'éléments diminuent lorsque la largeur de la bande tampon augmente**. D'autres études de terrain montrent des résultats similaires, **les zones tampons non exploitées entre la coupe rase et le cours d'eau pouvant réduire efficacement la charge en éléments nutritifs dans les cours d'eau** (Lauren *et al.*, 2009, 2005).

4.4.4 Effets d'autres types de coupes que la coupe rase

Les articles comparant de façon pertinente la coupe rase à d'autres types de coupes ne sont pas nombreux et ne concernent que l'azote. À l'échelle de la parcelle de gestion, la synthèse de Hume *et al.* (2018) montre qu'une récolte partielle (*partial cut*) conduit généralement à une stabilité du stock d'azote total du sol, alors que la coupe rase entraîne une diminution. La méta-analyse de Jerabkova *et al.* (2011) indique que l**'enlèvement d'arbres individuels, ou la récolte par trouée de moins de 10 m de rayon (< 300 m²) limite les effets sur le nitrate (et par conséquent sur les cations) en comparaison de la coupe rase.** Coulombe *et al.* (2017) et Prescott *et al.* (2003) montrent également que le prélèvement d'arbres individuels n'entraîne pas d'augmentation du nitrate dans les sols. À l'échelle du petit bassin versant, la méta-analyse de Mupepele *et* Dormann (2017) indique que la coupe rase et la coupe de jardinage par groupe d'arbres (*patchcut*) entraînent une augmentation significative des concentrations de nitrates dans les cours d'eau pour les forêts de conifères et de feuillus ; ce n'est cependant pas le cas de la coupe de jardinage par groupe d'arbres dans les forêts mixtes. Mupepele *et* Dormann (2017) indiquent également que la récolte individuelle d'arbre est la coupe ayant l'influence la plus faible sur la concentration en nitrate dans les cours d'eau, avec des niveaux post-coupe proches de ceux avant récolte.

4.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

4.5.1 Besoins de recherche

Notre analyse montre un déficit d'études traitant :

- des **cations nutritifs et du phosphore, en comparaison de l'azote** ;
- de la comparaison de **différents types de coupes**, notamment des **coupes de régénération progressive** ou encore **en structure irrégulière** ;
- de l'effet de la **surface de coupe** notamment sur des éléments autres que N ;
- du **mélange d'essences** en comparaison d'un peuplement pur ;
- de l'impact des coupes sur le **temps long**.

4.5.2 Pistes de recommandations

Nous traitons ici de la fertilité chimique des sols forestiers mais il est important de rappeler que les trois composantes de la fertilité (chimique, biologique, physique) sont étroitement liées : elles ne doivent donc pas être raisonnées indépendamment, toutes les trois étant de surcroît impactées par la coupe rase. Les recommandations formulées sur la préservation de la fertilité chimique peuvent donc parfois reposer sur la préservation des autres composantes de la fertilité.

Limiter les surfaces de coupe : À l'échelle de la parcelle de gestion, les récoltes par bandes ou par parquets sur des surfaces limitées pourraient être privilégiées, au même titre que la structure irrégulière (voir point suivant). À l'échelle du petit bassin versant, la proportion de surface coupée doit être faible pour limiter les effets sur la qualité chimique du cours d'eau ; la préservation de bandes tampon non exploitées de part et d'autre du cours d'eau devrait permettre d'atténuer les effets, même pour des largeurs faibles. Par ailleurs, la gestion des coupes ne doit pas être raisonnée simplement à l'échelle du petit bassin versant (ordre 1), mais doit intégrer l'échelle du territoire pour éviter le possible effet cumulatif de petits bassins versants adjacents drainant le même cours d'eau. Le régime de propriétés est très variable en France et sa prise en compte est importante pour appliquer les recommandations proposées ci-avant. Ainsi, dans les territoires ou les petites propriétés sont répandues, le développement de groupements forestiers ne remettant pas en question la propriété individuelle devrait être encouragé. De façon générale, préférer et développer les techniques d'exploitation les plus respectueuses du sol (*e.g.* câble-mât, cloisonnement, traction animale) (voir « Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ? »).

Privilégier les peuplements irréguliers : la structure irrégulière des peuplements, où plusieurs classes d'âge sont représentées, permet de réduire la taille des coupes et d'assurer une certaine stabilité dans le temps, ce qui limite les perturbations brutales des cycles biogéochimiques et les potentielles pertes de fertilité associées. Cependant, la récolte continue doit s'accompagner d'une grande maîtrise technique, notamment en ce qui concerne la circulation des engins dans la parcelle. L'irrégularité peut prendre plusieurs formes (*e.g.* parquet) et sa gestion doit être raisonnée depuis l'échelle de la parcelle de gestion jusqu'au petit territoire.

Régénérer naturellement lorsque c'est possible : la régénération naturelle assure la transition entre un état boisé par des arbres matures et un sol couvert par des jeunes plants, puisque les semis sont acquis avant l'élimination des semenciers adultes. Cette transition douce permet de limiter les pertes de fertilité chimique des sols et les conséquences sur les cours d'eau. À l'échelle de la parcelle de gestion, la régénération naturelle peut être combinée à la plantation pour enrichir en une ou plusieurs essences d'intérêt le peuplement selon les besoins (*e.g.* économiques, environnementaux). La bonne gestion de la végétation spontanée dans les années suivant une coupe est également importante : elle peut certes concurrencer le jeune peuplement mais son maintien peut limiter les pertes de fertilité et les modifications induites sur le cours d'eau drainant les parcelles exploitées (*e.g.* réaliser des dégagements limités autour des jeunes plants).

Exploitation raisonnée des rémanents de coupe : les rémanents d'exploitation (menu bois, branches, feuilles, souches) représentent une quantité de biomasse, de carbone et de nutriments dont la minéralisation lente profitera au sol et aux peuplements futurs. L'exportation des résidus de récolte en plus du tronc conduit généralement à des quantités réduites d'éléments nutritifs totaux et disponibles dans les sols, à l'acidification des sols et à une diminution de la fertilité chimique. Pour les sols pauvres chimiquement, la capacité de renouvellement de ces éléments est faible et ces pratiques acidifiantes sont donc fortement déconseillées. Pour les autres sols, elles sont à adapter en veillant à ne pas dépasser la capacité d'auto-restauration du système (Landmann *et al*., 2018).

Adapter la préparation du sol lors du renouvellement : il est souvent inutile d'intervenir sur la surface totale de la parcelle lors de la préparation du sol pour faciliter une plantation éventuelle, en plein ou en regarni. Compte tenu des inconvénients et du coût de l'andainage, le nettoiement pourrait se faire uniquement sur les zones où seront positionnés les plants. Les rémanents d'exploitation seraient broyés sur des bandes étroites, laissant au sol du bois réduit en copeaux de faible taille, facilement biodégradables, et n'exportant pas de nutriments. Le travail du sol associé à la plantation pourrait suivre la même logique, avec un travail localisé (*e.g.* potets, mini parquets). Le travail du sol est en effet à éviter autant que possible, en le limitant à des zones restreintes si des contraintes avérées doivent être levées.

4.6 Références bibliographiques

Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth–A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348, 124–141.

Adams, M., Knoepp, J., Webster, J., 2014. Inorganic Nitrogen Retention by Watersheds at Fernow Experimental Forest and Coweeta Hydrologic Laboratory. Soil Science Society of America Journal 78, S84–S94. https://doi.org/10.2136/sssaj2013.11.0463nafsc

Baldigo, B., Murdoch, P., Burns, D., 2005. Stream acidification and mortality of brook trout (Salvelinus fontinalis) in response to timber harvest in Catskill Mountain watersheds, New York, USA. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62, 1168–1183. https://doi.org/10.1139/F05-022

Ballard, R., 1978. Effect of Slash and Soil Removal on the Productivity of Second Rotation Radiata Pine on a Pumice Soil. New Zealand Journal of Forestry Science 8, 248–258.

Coulombe, D., Sirois, L., Pare, D., 2017. Effect of harvest gap formation and thinning on soil nitrogen cycling at the boreal-temperate interface. Canadian Journal of Forest Research 47, 308–318. https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0301

Dahlgren, R., Driscoll, C., 1994. The Effects of Whole-Tree Clear-Cutting on Soil Processes at the Hubbard-Brook-Experimental-Forest, New-Hampshire, Usa. Plant and Soil 158, 239–262. https://doi.org/10.1007/BF00009499

Deval, C., Brooks, E., Gravelle, J., Link, T., Dobre, M., Elliot, W., 2021. Long-term response in nutrient load from commercial forest management operations in a mountainous watershed. Forest Ecology and Management 494. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119312

Eshleman, K., 2000. A linear model of the effects of disturbance on dissolved nitrogen leakage from forested watersheds. Water Resources Research 36, 3325–3335. https://doi.org/10.1029/2000WR900215

Fiala, K., Tuma, I., Holub, P., 2001. Effect of wet depositions on losses of nutrients from soil on deforested areas in the Moravian-Silesian Beskids Mts (the Czech Republic). Ekologia-Bratislava 20, 373–381.

Fiala, K., Tuma, I., Holub, P., Jandak, J., 2005. The role of Calamagrostis communities in preventing soil acidification and base cation losses in a deforested mountain area affected by acid deposition. Plant and Soil 268, 35–49. https://doi.org/10.1007/s11104-004-0185-8

Fisher, R.F., Binkley, D., 2000. Ecology and management of forest soils, J. Wiley&Sons, 3rd edition. ed. New-York.

Fukuzawa, K., Shibata, H., Takagi, K., Nomura, M., Kurima, N., Fukazawa, T., Satoh, F., Sasa, K., 2006. Effects of clear-cutting on nitrogen leaching and fine root dynamics in a cool-temperate forested

watershed in northern Japan. Forest Ecology and Management 225, 257–261. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.001

Gravelle, J., Ice, G., Link, T., Cook, D., 2009. Nutrient concentration dynamics in an inland Pacific Northwest watershed before and after timber harvest. Forest Ecology and Management 257, 1663–1675. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.017

Hope, G., Prescott, C., Blevins, L., 2003. Responses of available soil nitrogen and litter decomposition to openings of different sizes in dry interior Douglas-fir forests in British Columbia. Forest Ecology and Management 186, 33–46. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00241-X

Hopmans, P., Elms, S., 2009. Changes in total carbon and nutrients in soil profiles and accumulation in biomass after a 30-year rotation of Pinus radiata on podzolized sands: Impacts of intensive harvesting on soil resources. Forest Ecology and Management 258, 2183–2193. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.010

Hume, A., Chen, H., Taylor, A., 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. Journal of Applied Ecology 55, 246–255. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12942

Jerabkova, L., Prescott, C., Titus, B., Hope, G., Walters, M., 2011. A meta-analysis of the effects of clearcut and variable-retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. Canadian Journal of Forest Research 41, 1852–1870. https://doi.org/10.1139/X11-087

Johnson, D., Trettin, C., Todd, D., 2016. Changes in forest floor and soil nutrients in a mixed oak forest 33 years after stem only and whole-tree harvest. Forest Ecology and Management 361, 56–68. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.012

Kastendick, D., Zenner, E., Palik, B., Kolka, R., Blinn, C., 2012. Effects of harvesting on nitrogen and phosphorus availability in riparian management zone soils in Minnesota, USA. Canadian Journal of Forest Research 42, 1784–1791. https://doi.org/10.1139/X2012-127

Kellman, L., Kumar, S., Diochon, A., 2014. Soil nitrogen dynamics within profiles of a managed moist temperate forest chronosequence consistent with long-term harvesting-induced losses. Journal of Geophysical Research-Biogeosciences 119, 1309–1321. https://doi.org/10.1002/2013JG002469

Knoepp, J., Taylor, R., Boring, L., Miniat, C., 2015. Influence of Forest Disturbance on Stable Nitrogen Isotope Ratios in Soil and Vegetation Profiles. Soil Science Society of America Journal 79, 1470–1481. https://doi.org/10.2136/sssaj2015.03.0101

Kreutzweiser, D., Hazlett, P., Gunn, J., 2008. Logging impacts on the biogeochemistry of boreal forest soils and nutrient export to aquatic systems: A review. Environmental Reviews 16, 157–179. https://doi.org/10.1139/A08-006

Landmann, G., Augusto, L., Pousse, N., Gosselin, M., Cacot, E., Deleuze, C., Bilger, I., Amm, A., Bilot, N., Boulanger, V., Leblanc, M., Legout, A., Pitocchi, S., Renaud, J.-P., Richter, C., Saint-Andre, L., Schrepfer, L., Ulrich, E., 2018. GERBOISE : Gestion raisonnée de la récolte de Bois Energie Guide de recommandation et Observatoire des pratiques de récolte et évaluation d'outils de flux -. ADEME.

Lauren, A., Guan, M., Salmivaara, A., Leinonen, A., Palviainen, M., Launiainen, S., 2021. NutSpaFHy-A Distributed Nutrient Balance Model to Predict Nutrient Export from Managed Boreal Headwater Catchments. Forests 12. https://doi.org/10.3390/f12060808

Lauren, A., Heinonen, J., Koivusalo, H., Sarkkola, S., Tattari, S., Mattsson, T., Ahtiainen, M., Joensuu, S., Kokkonen, T., Finer, L., 2009. Implications of Uncertainty in a Pre-treatment Dataset when Estimating Treatment Effects in Paired Catchment Studies: Phosphorus Loads from Forest Clear-cuts. Water Air and Soil Pollution 196, 251–261. https://doi.org/10.1007/s11270-008-9773-1

Lauren, A., Koivusalo, H., Kokkonen, T., Karvonen, T., Finer, L., 2005. Modeling Impacts Of Forest Management Practices On Water And Nitrogen Fluxes Within A First-Order Catchment, in: Zerger, A., Argent, R. (Eds.), . Presented at the MODSIM 2005: International congress on modelling and simulation: Advances and applications for management and decision making, pp. 2123–2129.

Legout, A., Hansson, K., van der Heijden, G., Laclau, J., Mareschal, L., Nys, C., Nicolas, M., Saint-Andre, L., Ranger, J., 2020. Chemical fertility of forest ecosystems. Part 2: Towards redefining the concept by untangling the role of the different components of biogeochemical cycling. Forest Ecology and Management 461. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117844

Legout, A., Nys, C., Picard, J., Turpault, M., Dambrine, E., 2009. Effects of storm Lothar (1999) on the chemical composition of soil solutions and on herbaceous cover, humus and soils (Fougeres, France). Forest Ecology and Management 257, 800–811. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.012

McHale, M., Burns, D., Lawrence, G., Murdoch, P., 2007. Factors controlling soil water and stream water aluminum concentrations after a clearcut in a forested watershed with calcium-poor soils. Biogeochemistry 84, 311–331. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9124-0

McLaughlin, J., Phillips, S., 2006. Soil carbon, nitrogen, and base cation cycling 17 years after whole-tree harvesting in a low-elevation red spruce (Picea rubens)-balsam fir (Abies balsainea) forested watershed in central Maine, USA. Forest Ecology and Management 222, 234–253. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.033

Mupepele, A., Dormann, C., 2017. Influence of Forest Harvest on Nitrate Concentration in Temperate Streams-A Meta-Analysis. Forests 8. https://doi.org/10.3390/f8010005

Mushinski, R., Gentry, T., Dorosky, R., Boutton, T., 2017. Forest harvest intensity and soil depth alter inorganic nitrogen pool sizes and ammonia oxidizer community composition. Soil Biology & Biochemistry 112, 216–227. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.05.015

Neal, C., 2002. Assessing environmental impacts on stream water quality: the use of cumulative flux and cumulative flux difference approaches to deforestation of the Hafren Forest, mid-Wales. Hydrology and Earth System Sciences 6, 421–432. https://doi.org/10.5194/hess-6-421-2002

Neal, C., Reynolds, B., Neal, M., Pugh, B., Hill, L., Wickham, H., 2001. Long-term changes in the water quality of rainfall, cloud water and stream water for moorland, forested and clear-felled catchments at Plynlimon, mid-Wales. Hydrology and Earth System Sciences 5, 459–476. https://doi.org/10.5194/hess-5-459-2001

O'Driscoll, C., O'Connor, M., Asam, Z., de Eyto, E., Poole, R., Rodgers, M., Zhan, X., Nieminen, M., Xiao, L., 2014. Whole-tree harvesting and grass seeding as potential mitigation methods for phosphorus export in peatland catchments. Forest Ecology and Management 319, 176–185. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.011

Palviainen, M., Finer, L., Lauren, A., Launiainen, S., Piirainen, S., Mattsson, T., Starr, M., 2014. Nitrogen, Phosphorus, Carbon, and Suspended Solids Loads from Forest Clear-Cutting and Site Preparation: Long-Term Paired Catchment Studies from Eastern Finland. Ambio 43, 218–233. https://doi.org/10.1007/s13280-013-0439-x

Palviainen, M., Finer, L., Lauren, A., Mattsson, T., Hogbom, L., 2015. A method to estimate the impact of clear-cutting on nutrient concentrations in boreal headwater streams. Ambio 44, 521–531. https://doi.org/10.1007/s13280-015-0635-y

Peraza-Castro, M., Ruiz-Romera, E., Meaurio, M., Sauvage, S., Sanchez-Perez, J., 2018. Modelling the impact of climate and land cover change on hydrology and water quality in a forest watershed in the Basque Country (Northern Spain). Ecological Engineering 122, 315–326. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.016

Prescott, C., Hope, G., Blevins, L., 2003. Effect of gap size on litter decomposition and soil nitrate concentrations in a high-elevation spruce-fir forest. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere 33, 2210–2220. https://doi.org/10.1139/X03-152

Prest, D., Kellman, L., Lavigne, M., 2014. Mineral soil carbon and nitrogen still low three decades following clearcut harvesting in a typical Acadian Forest stand. Geoderma 214, 62–69. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.002

Ranger, J., Bonnaud, P., Bouriaud, O., Gelhaye, D., Picard, J., 2008. Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco) plantation on chemical soil fertility. Annals of Forest Science 65. https://doi.org/10.1051/forest:2008001

Ranger, J., Loyer, S., Gelhaye, D., Pollier, B., Bonnaud, P., 2007. Effects of the clear-cutting of a Douglas-fir plantation (Pseudotsuga menziesii F.) on the chemical composition of soil solutions and on the leaching of DOC and ions in drainage waters. Annals of Forest Science 64, 183–200. https://doi.org/10.1051/forest:2006103

Reuss, J., Johnson, D., 1985. Effect of Soil Processes on the Acidification of Water by Acid Deposition. Journal of Environmental Quality 14, 26–31. https://doi.org/10.2134/jeq1985.00472425001400010005x

Reynolds, P., Thevathasan, N., Simpson, J., Gordon, A., Lautenschlager, R., Bell, W., Gresch, D., Buckley, D., 2000. Alternative conifer release treatments affect microclimate and soil nitrogen mineralization. Forest Ecology and Management 133, 115–125. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00302-3

Richardson, J., Petrenko, C., Friedland, A., 2017. Base cations and micronutrients in forest soils along three clear-cut chronosequences in the northeastern United States. Nutrient Cycling in Agroecosystems 109, 161–179. https://doi.org/10.1007/s10705-017-9876-4

Rodgers, M., O'Connor, M., Healy, M., O'Driscoll, C., Asam, Z., Nieminen, M., Poole, R., Muller, M., Xiao, L., 2010. Phosphorus release from forest harvesting on an upland blanket peat catchment. Forest Ecology and Management 260, 2241–2248. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.037

Schelker, J., Sponseller, R., Ring, E., Hogbom, L., Lofgren, S., Laudon, H., 2016. Nitrogen export from a boreal stream network following forest harvesting: seasonal nitrate removal and conservative export of organic forms. Biogeosciences 13, 1–12. https://doi.org/10.5194/bg-13-1-2016

Slesak, R., Schoenholtz, S., Harrington, T., Meehan, N., 2011. Initial Response of Soil Carbon and Nitrogen to Harvest Intensity and Competing Vegetation Control in Douglas-Fir (Pseudotsuga menziesii) Plantations of the Pacific Northwest. Forest Science 57, 26–35.

Stottlemyer, R., Troendle, C., 1999. Effect of subalpine canopy removal on snowpack, soil solution, and nutrient export, Fraser Experimental Forest, CO. Hydrological Processes 13, 2287–2299. https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199910)13:14/15<2287::AID-HYP883>3.0.CO;2-F

Vangansbeke, P., De Schrijver, A., De Frenne, P., Verstraeten, A., Gorissen, L., Verheyen, K., 2015. Strong negative impacts of whole tree harvesting in pine stands on poor, sandy soils: A long-term nutrient budget modelling approach. Forest Ecology and Management 356, 101–111. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.028

Webster, J., Knoepp, J., Swank, W., Miniat, C., 2016. Evidence for a Regime Shift in Nitrogen Export from a Forested Watershed. Ecosystems 19, 881–895. https://doi.org/10.1007/s10021-016-9974-1

Zabowski, D., Ugolini, F., 1990. Lysimeter and Centrifuge Soil Solutions - Seasonal Differences Between Methods. Soil Science Society of America Journal 54, 1130–1135. https://doi.org/10.2136/sssaj1990.03615995005400040035x

Zeller, B., Recous, S., Kunze, M., Moukoumi, J., Colin-Belgrand, M., Bienaime, S., Ranger, J., Dambrine, E., 2007. Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. Annals of Forest Science 64, 151–158. https://doi.org/10.1051/forest:2006099

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 5. Le système coupe rase-renouvellement occasionne-il des pertes majeures de carbone dans les sols ?

Sommaire

5.1 Contexte et problématique 289
5.1.1 Rôle de la forêt dans le bilan carbone de la France 289
5.1.2 Rôle du carbone dans le fonctionnement du sol 289
5.2 Glossaire 290
5.3 Matériel et méthodes 290
5.4 Réponses à la question posée 291
5.4.1 Effets globaux de la récolte par coupe rase 291
5.4.2 Variation des impacts de la récolte par coupe rase au sein des différentes couches du sol 292
5.4.2.1 Couche de litière (« *Forest floor* ») 292
5.4.2.2 Couche minérale de surface (« *Topsoil* ») 292
5.4.3 Sources de variation entre les études 294
5.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations 294
5.5.1 Besoins de recherche 294
5.5.1.1 Réponse dans l'espace et dans le temps 294
5.5.1.2 Stabilité des différentes formes de carbone 294
5.5.2 Pistes de recommandations 294
5.6 Références bibliographiques 295

Rédacteurs

Laurent **Augusto**, INRAE, Bordeaux Science Agro, UMR ISPA, Villenave d'Ornon (33), France

Fabrice **Bureau**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France

Contributeur

Lauric **Cécillon**, INRAE, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France

5.1 Contexte et problématique

5.1.1 Rôle de la forêt dans le bilan carbone de la France

Les écosystèmes forestiers sont aujourd'hui considérés comme un moyen d'atténuer le changement climatique global par leur capacité à séquestrer le carbone (C) atmosphérique dans les arbres mais aussi dans le sol (Le Quéré *et al.*, 2018 ; Pugh, 2019). Le puits de carbone de la forêt est comptabilisé par l'inventaire national des émissions de gaz à effet de serre (GES) dans le secteur « Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie (UTCATF) ». En 2019, ce puits estimé à 51,1 MtCO2eq (dont 50,8 MtCO2eq pour les forêts métropolitaines) correspondait ainsi à une séquestration d'environ 11 % des émissions de GES des autres secteurs (ADEME, 2021). L'étude 4P1000 a montré le rôle crucial des sols forestiers comme réservoir et puits de carbone, en accumulant en moyenne 0,35 tC/ha/an.

5.1.2 Rôle du carbone dans le fonctionnement du sol

Le stockage du C dans les sols forestiers est une composante importante du cycle global du carbone et est important pour le maintien de la productivité des forêts. Le C organique intervient dans les propriétés physiques (association organominérale, structuration), chimiques (fertilité minérale) et biologiques (ressource nutritive). **Le cycle du carbone n'est donc pas uniquement un enjeu de**

séquestration, mais aussi le support de fonctions écologiques et de services importants de l'écosystème.

5.2 Glossaire

Débris ligneux (« *Coarse woody debris* » des anglo-saxons) : ensemble des débris végétaux de grande taille (cimes cassées, troncs d'arbres couchés, grosses branches) présents à la surface des sols.

Litières (« *Forest floor* » des anglo-saxons) : ensemble des couches organiques présentes à la surface des sols forestiers. Elles comprennent les débris végétaux récemment tombés des canopées (feuilles ou aiguilles, brindilles et petites branches), qui constituent la couche OL de la nomenclature pédologique en vigueur (Référentiel pédologique 2008). Dans certaines conditions, la litière au sol peut contenir des couches de matières organiques à des stades plus ou moins avancés de décomposition (couches OF et OH). Il est à noter que ces différentes combinaisons de couches de litière définissent le « type d'humus », qui lui-même est un indicateur de la rapidité de décomposition des matières organiques.

Carbone organique du sol ou COS (SOC pour « *Soil organic C* ») : ensemble des formes organiques présentes dans le sol. Par convention, le COS inclut le carbone des microorganismes (qui n'en représente qu'une partie très faible), mais pas le carbone des organismes vivants macroscopiques.

5.3 Matériel et méthodes

L'expertise ne portant pas que sur le carbone du sol mais aussi sur son fonctionnement, d'autres variables ont été prises en compte. Toutefois, afin d'assurer un corpus bibliographique de taille suffisante et afin de rendre faisable l'expertise dans les délais impartis, seuls deux critères supplémentaires ont été retenus : la masse volumique des sols (généralement appelée densité apparente ou *bulk density* ; kg dm^{-3}) qui informe sur d'éventuels effets sur la structure des sols (tassements en cas d'augmentation), et le pH des sols qui rend compte de possibles effets d'acidification et de pertes en certains cations (K, Ca, Mg) nécessaires au bon fonctionnement biogéochimique.

La recherche bibliographique a ainsi été réalisée à l'aide du Web of Science le 30 novembre 2021 avec la requête :

*"**TS** = (forest* OR forêt* OR wald*) **AND TS** = (clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "Patch cut*" OR "Strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR "Kahlschlag" OR "Saumhieb" OR "Saumschlag" OR "shelterwood, progressive cut" OR "Extended shelterwood" OR "Extended irregular shelterwood" OR "Slow or delayed regeneration" OR "Reserved shelterwood" OR "Deferment cutting" OR "coupe* progressive" OR "coupe d'ensemencement" OR "coupe secondaire" OR "coupe finale" OR "Coupe progressive irrégulière à régénération lente" OR "CPI-RL" OR "Selection fell*" OR "selection management" OR "selection cut*" OR "Uneven-Aged forestry" OR "continuous cover forestry" OR "group selection cut*" OR "gap fell*" OR "Single tree selection cut*" OR "Single tree selection fell*" OR "irregular shelterwood" OR "delayed shelterwood" OR "reserved shelterwood" OR "extended shelterwood" OR "Femelschlag" OR "Expending-gap irregular shelterwood" OR "Irregular group shelterwood" OR "Bavarian shelterwood" OR "Continuous cover irregular sheltewood" OR "Swiss or Baden Shelterwood" OR "coupe progressive irrégulière" OR "coupe jardinatoire" OR "coupe par trouée*" OR "Plenterwald" OR "Dauerwald" OR "Plenterung" OR "coppice" OR "coppice with standard*" OR "coppice-with-standard*" OR "taillis" OR "TSF" OR "taillis-sous-futaie" OR "recépage" OR "rajeunissement" OR "Undergrowth cutting" OR "coupe* d'abri" OR "Seed tree system" OR "Seed cutting" OR "Reserve cutting" OR "deferment harvest" OR "Coupe avec semenciers" OR "coupe rase avec semenciers" OR "coupe rase avec retention") **AND TS** = ("soil carbon" OR "soil organic carbon" OR "soil organic matter" OR "soil ph" OR "soil bulk density" OR "carbone du sol" OR "carbone organique du sol " OR "matière organique du sol" OR "pH du sol" OR "densité apparente du sol" OR "bodenkohlenstoff" OR "organischer bodenkohlenstoff" OR "organische bodensubstanz" OR "pH boden" OR "bodenschüttdichte")".*

Cette requête a donné 485 résultats. Les paramètres étudiés, avant et après coupe, dans le cadre de cette expertise sont les suivants : (1) pH ; (2) densité apparente ; (3) quantité de débris ligneux (« *coarse woody debris* ») ; (4) teneur ou stock de C des horizons organiques de litière (horizons O des pédologues ; « *forest floo*r ») ; (5) teneur ou stock de C des horizons minéraux du sol selon trois profondeurs (sol superficiel sur 0-10 cm ; sol intermédiaire sur 10-30 cm et sol profond à plus de 30 cm).

La lecture des titres et des résumés a permis une première sélection de publications jugées pertinentes car centrées sur l'incidence de la phase de renouvellement des peuplements forestiers, par coupe rase et autres types de coupes (progressive, jardinée, etc.), sur le carbone du sol. À ce stade, 166 publications ont été retenues. La lecture plus approfondie de ces publications a conduit à ne retenir que 34,9 % d'entre elles jugées les plus pertinentes pour l'expertise et correspondant à **54 publications originales et quatre méta-analyses ou articles de synthèse.** Les publications utilisées dans une précédente expertise (Achat et al. 2015) ont également été prises en compte, ce qui a permis d'ajouter **17 publications supplémentaires**. Les **71 publications retenues** ont été passées en revue pour renseigner les descripteurs suivants : (1) localisation géographique et climat des sites ; (2) type de sol et texture ; (3) structure, diversité, composition du peuplement avant et après coupe ; (4) type de coupe, dessouchage et travail du sol (surface et type) ; (5) type de régénération ; (6) temps écoulé depuis la coupe ; et (7) le type de coupe (voir la section méthodologique sur les requêtes bibliographiques). Sur ce dernier descripteur il est à noter que si les données disponibles étaient relativement abondantes pour les coupes rases dites « à blanc », elles ne permettaient pas de faire une analyse statistique suffisamment fiable pour chacun des autres types de coupe rase. En conséquence, ces autres types de coupes rases ont été regroupés dans une même catégorie dite « autres coupes ».

Les effets des coupes ont été évalués quantitativement, en notant pour chaque paramètre mentionné ci-dessus leur valeur avant et après coupe. Cette méthodologie permet de détecter si une augmentation significative, une diminution significative ou une stabilité de la teneur ou du stock de carbone du sol des sites étudiés est enregistrée par rapport à son niveau avant coupe (approche diachronique) ou par rapport à un témoin n'ayant pas subi de coupe rase (approche synchronique).

5.4 Réponses à la question posée

5.4.1 Effets globaux de la récolte par coupe rase

En moyenne, la coupe rase ne change pas sensiblement le pH du sol et induit une légère augmentation de sa densité apparente (+ 6 % ; hors zones de passage d'engins). **La coupe rase entraîne en moyenne une diminution des stocks de carbone dans le sol, les pertes de carbone[203] les plus importantes se produisant dans les horizons organiques de litière (- 28 %) et la couche minérale supérieure (- 10 %). Les changements dans les couches plus profondes varient fortement en fonction du contexte et sont en moyenne non significatifs (≃ 0 %).** Les quantités de débris ligneux augmentent en moyenne après la coupe (+ 7 %), mais avec des fluctuations énormes en fonction du contexte (probablement en lien avec les pratiques locales d'abattage, de récolte incluant une exportation de rémanents plus ou moins forte, et de renouvellement du peuplement). L'ensemble de ces résultats est globalement en accord avec les articles de synthèse et les méta-analyses déjà parus sur le même thème (Achat *et al*., 2015b ; Hume *et al*., 2018 ; Mayer *et al*., 2020 ; Nave *et al*., 2010). Compte-tenu des stocks de carbone

[203] Le carbone peut être "perdu" en étant (i) minéralisé ce qui libère du CO_2 ("vraie" perte), (ii) enfoui plus en profondeur ("fausse" perte), ou encore (iii) entrainé vers les eaux sous forme de carbone organique dissout (perte pour le sol mais pas forcément pour la biosphère).

généralement rencontrés (ADEME, 2021 ; De Vos *et al*., 2015 ; Jonard *et al*., 2017), on peut estimer que **les pertes observées dans le haut du profil de sol correspondent à environ 5-7 % du stock total du sol en carbone organique, avec de fortes disparités d'un site à un autre.**

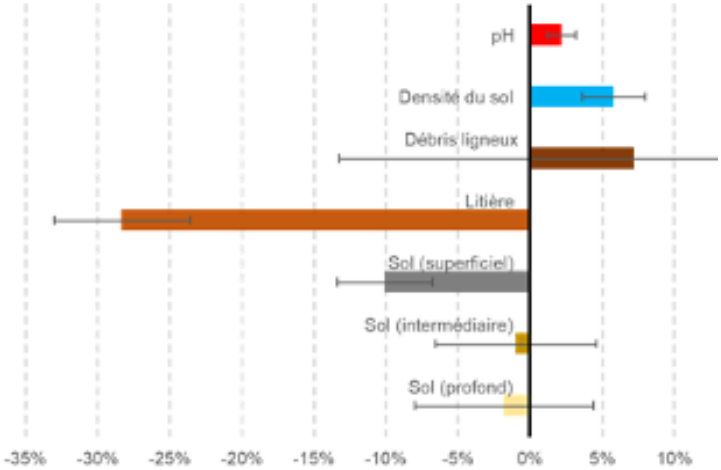


Figure 4.5-1 : Effets globaux de la récolte par coupe rase sur les valeurs des différentes variables mesurées par l'écart moyen par rapport à la valeur avant coupe ou à la valeur d'un témoin n'ayant pas subi de coupe rase.

5.4.2 Variation des impacts de la récolte par coupe rase au sein des différentes couches du sol

Un résultat important de l'étude, et qui vient conforter les conclusions de synthèses déjà parues, est que **les effets de la coupe varient très fortement d'un site à un autre,** avec souvent des conclusions locales contradictoires. C'est pourquoi les effets des coupes ont aussi été analysés en fonction du contexte local (conditions pédo-climatiques, pratiques de gestion).

5.4.2.1 Couche de litière (« *Forest floor* »)

D'une manière générale, la bibliographie portant sur les coupes forestières autres que les coupes rases est relativement réduite. Ce manque d'informations de base a rendu difficile l'évaluation des alternatives à la coupe rase. Il apparaît néanmoins qu'il n'y a pas de différence notable entre les coupes rases et les autres coupes quant à l'effet sur la couche de litière.

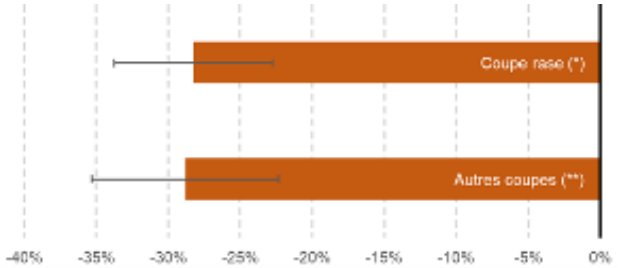


Figure 4.5-2 : Effet de la coupe rase et d'autres types de coupes sur la couche de litière. Symboles (*) : coupe rase, suivie ou non de plantation ; (**) : coupe progressive, coupe de jardinage, coupe sous abri, etc.

5.4.2.2 Couche minérale de surface (« *Topsoil* »)

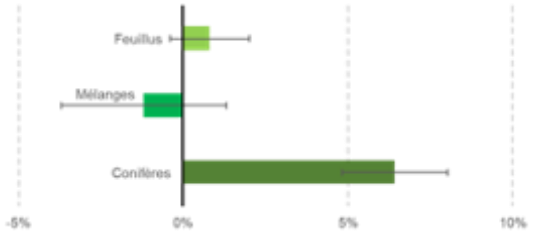
Les effets des coupes sur les propriétés de la couche minérale supérieure varient d'un site à un autre. Ainsi, si la coupe rase ne modifie pas le pH du sol dans les forêts feuillues ou mixtes (Figure 4.5-3), il apparaît une légère augmentation dans les forêts de conifères (+ 6 %). De manière similaire, l'effet

moyen observé pour la densité apparente (Figure 4.5-3) est contrasté lorsque le type de coupe est pris en compte. En effet, la densité apparente n'augmente qu'en cas de coupe rase (+ 7 %) mais reste inchangée si une forme alternative de coupe est pratiquée (coupe progressive, coupe de jardinage, coupe sous abri, etc.)

En ce qui concerne le carbone organique du sol (COS, voir « 5.2 Glossaire »), les pertes observées en moyenne (voir ci-dessus) dépendent sensiblement du contexte pédo-climatique. Ainsi, les pertes tendent à être d'autant plus fortes que le sol est à texture fine et que le climat est favorable à l'activité des microorganismes décomposeurs (climats tempérés et surtout tropicaux). Si des cas de pertes de COS sont référencés sous climat froid (boréal ou montagnard) et/ou dans des sols à texture grossière (sols sableux), ces pertes sont en moyenne négligeable (- 1 % à - 3 %).

Les pertes de COS augmentent sensiblement lorsque le sol fait l'objet d'un travail mécanique (en général destiné à préparer une plantation) : - 20,5 % contre - 9 %. Il est important toutefois de souligner que cette perte de surface peut être surestimée puisqu'une partie du COS perdu dans la couche de surface peut se retrouver enfouie dans des couches plus profondes (Achat *et al.*, 2015b).

a/ pH



b/ Densité apparente

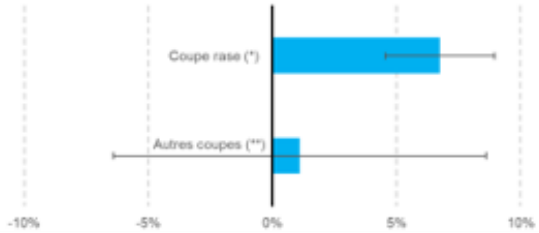
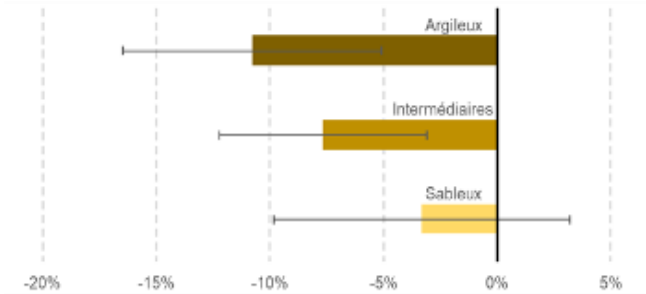
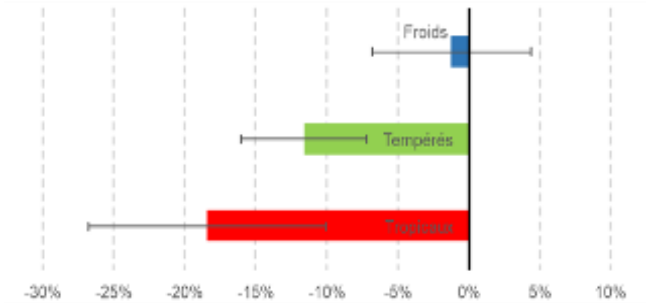


Figure 4.5-3 : Effets de la coupe rase sur le pH (a) et la densité apparente (b) de la couche minérale de surface ("*topsoil*") des sols forestiers.

a/ Texture de la couche minérale de surface



b/ Type de climat



c/ Préparation du sol

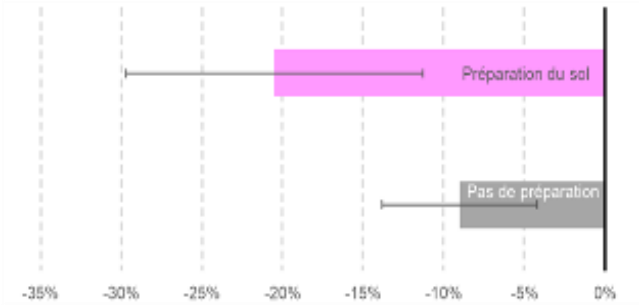


Figure 4.5-4 : Effets de la coupe rase sur le carbone organique de la couche minérale de surface (“*topsoil*”) en fonction de la texture de cette couche (a), du type de climat (b) et de l’existence ou non d’une préparation du sol (c).

5.4.3 Sources de variation entre les études

Les études présentent une forte hétérogénéité quant à la qualité de l’information fournie. Il a été ainsi souvent difficile, voire impossible, de caractériser précisément l’état avant la coupe, les conditions pédo-climatiques (comme le type de sol), l’existence d’un travail du sol (et le type de travail), et le type de coupe (par exemple la gestion des « rémanents », la taille et l’intensité de la coupe).

5.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

5.5.1 Besoins de recherche

5.5.1.1 Réponse dans l’espace et dans le temps

À court et moyen termes, la diminution en quantité du C dans les litières et les horizons minéraux de surface est reconnue et bien documentée (Yanai *et al.*, 2003). À plus long terme, il reste des interrogations. Notamment, **la dynamique de « récupération » du carbone est assez mal documentée**. De la même manière, la dynamique du COS dans les couches intermédiaires ou profondes n’est pas bien connue car peu étudiée.

5.5.1.2 Stabilité des différentes formes de carbone

Si l’effet des coupes sur la quantité totale de COS est relativement bien documenté, il n’en est pas de même pour les différentes formes de COS, au sens des fractions labiles et stables constitutives du stock total. Or, la stabilité à long terme du COS dépend en très grande partie de sa composition et de sa structuration avec les autres composants du sol. Des recherches sur l’influence de la coupe rase sur les différentes formes de COS sont nécessaires.

5.5.2 Pistes de recommandations

En ce qui concerne les coupes n’impliquant que des récoltes de bois fort, il apparaît que la coupe rase en tant que telle (c’est-à-dire la récolte de tous les arbres, sans tenir compte de possibles opérations connexes comme le travail du sol) **n’affecte pas sensiblement les propriétés du sol comme le pH ou la densité apparente.** À l’inverse, **ces coupes entraînent des effets notables sur les quantités de carbone du sol, avec une augmentation des débris ligneux, une forte baisse des stocks dans les litières, et une diminution du COS de la couche superficielle de sol** (pas de changement en moyenne dans les couches plus profondes).

Au-delà de ces effets moyens, les pertes en carbone augmentent avec l'ampleur des opérations de gestion. Ainsi **les pertes de carbone du sol sont les plus importantes après les opérations de récolte d'arbres entiers et de souches** (Achat *et al*., 2015b). **Sur les sites pauvres en nutriments, cela pourrait avoir des conséquences graves pour la fertilité, la productivité et le piégeage du carbone à long terme** (Achat *et al*., 2015a). D'une manière générale, la récolte de biomasse autre que celle des troncs de bois fort doit être le plus possible limitée et dans tous les cas raisonnée selon, notamment, les conditions de sol (voir les recommandations ADEME tirées du guide GERBOISE, Landmann *et al.*, 2018). De la même manière, les effets des coupes sont plus importants lorsque le sol fait l'objet d'un travail de préparation. Il est donc recommandé de limiter autant que possible la perturbation physique des sols.

Enfin, l'ampleur des changements des stocks de carbone organique du sol varie sensiblement avec le contexte pédo-climatique. Il apparaît ainsi souhaitable de limiter d'autant plus la pratique de la coupe rase que le sol est initialement riche en matières organiques (Achat *et al.*, 2015b), à texture fine, et sous un climat chaud.

5.6 Références bibliographiques

Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015a. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth–A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348, 124–141.

Achat, D.L., Fortin, M., Landmann, G., Ringeval, B., Augusto, L., 2015b. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. Nature, Scientific Reports 5, 5–10.

ADEME, 2021. Forêts et usages du bois dans l'atténuation du changement climatique (Expertises - Connaître et agir : le carbone forestier). ADEME.

De Vos, B., Cools, N., Ilvesniemi, H., Vesterdal, L., Vanguelova, E., Carnicelli, S., 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. Geoderma 251, 33–46.

Hume, A., Chen, H., Taylor, A., 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. Journal of Applied Ecology 55, 246–255. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12942

Jonard, M., Nicolas, M., Coomes, D.A., Caignet, I., Saenger, A., Ponette, Q., 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. Science of the Total Environment 574, 616–628.

Landmann, G., Augusto, L., Pousse, N., Gosselin, M., Cacot, E., Deleuze, C., Bilger, I., Amm, A., Bilot, N., Boulanger, V., Leblanc, M., Legout, A., Pitocchi, S., Renaud, J.-P., Richter, C., Saint-Andre, L., Schrepfer, L., Ulrich, E., 2018. GERBOISE : Gestion raisonnée de la récolte de Bois Energie Guide de recommandation et Observatoire des pratiques de récolte et évaluation d'outils de flux -. ADEME.

Le Quéré, C., Andrew, R., Friedlingstein, P., 2018. Global carbon budget. Earth Syst. Sci. Data 10, 2141–2194.

Mayer, M., Prescott, C.E., Abaker, W.E.A., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G.W.D., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, K., Laclau, J.-P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A., Vanguelova, E.I., Vesterdal, L., 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management 466, 118127. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118127

Nave, L.E., Vance, E.D., Swanston, C.W., Curtis, P.S., 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. Forest Ecology and Management 259, 857–866.

Pugh, T.A.M., 2019. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. Proc. Natl Acad. Sci. USA 116, 4382–4387.

Référentiel pédologique 2008, 2009. , Savoir Faire.

Yanai, R.D., Currie, W.S., Goodale, C.L., 2003. Soil Carbon Dynamics after Forest Harvest: An Ecosystem Paradigm Reconsidered. Ecosystems 6, 197–212. https://doi.org/10.1007/s10021-002-0206-5

5.7 Annexe

Annexe 4.5-1 : Liste des références bibliographiques utilisées pour l'analyse

Articles de synthèse et méta-analyses (4 références) :

Achat DL, Fortin M, Landmann G, Ringeval B, Augusto L, 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. Nature, Scientific Reports, 5:5-10.

Hume AM, Chen HYH, Taylor AR, 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. Journal of Applied Ecology, 55:246–255.

Mayer M, Prescott CE, Abaker WEA, Augusto L, Cécillon L, Ferreira GWD, James J, Jandl R, Katzensteiner K, Laclau J-P, et al. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. Forest Ecology and Management 466: 118-127.

Nave LE, Vance ED, Swanston CW, Curtis PS, 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. Forest Ecology and Management 259:857–866.

Articles originaux (71 références) :

Adamczyk S, Kitunen V, Lindroos A-J, et al., 2016. Soil carbon and nitrogen cycling processes and composition of terpenes five years after clear-cutting a Norway spruce stand: Effects of logging residues. Forest Ecology and Management 381:318–326. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.034

Bini D, dos Santos CA, do Carmo KB, et al., 2013. Effects of land use on soil organic carbon and microbial processes associated with soil health in southern Brazil. European Journal of Soil Biology 55:117–123. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2012.12.010

Bock M, Van Rees K, 2002. Forest harvesting impacts on soil properties and vegetation communities in the Northwest Territories. Canadian Journal of Forest Research 32:713–724. https://doi.org/10.1139/X02-014

Borchers J, Perry D, 1992. The influence of soil texture and aggregation on carbon and nitrogen dynamics in Southwest Oregon forests and clearcut. Canadian Journal of Forest Research 22:298–305. https://doi.org/10.1139/x92-039

Brais S, Paré D, Camiré C, et al., 2002. Nitrogen net mineralization and dynamics following whole-tree harvesting and winter windrowing on clayey sites of northwestern Quebec. Forest Ecology and Management 157:119–130

Cambi M, Paffetti D, Vettori C, et al., 2017. Assessment of the impact of forest harvesting operations on the physical parameters and microbiological components on a Mediterranean sandy soil in an Italian stone pine stand. European Journal of Forest Research 136:205–215. https://doi.org/10.1007/s10342-016-1020-5

Chauvat M, Zaitsev A, Wolters V, 2003. Successional changes of Collembola and soil microbiota during forest rotation. Oecologia 137:269–276. https://doi.org/10.1007/s00442-003-1310-8

Chen Y, Cao Y, 2014. Response of tree regeneration and understory plant species diversity to stand density in mature Pinus tabulaeformis plantations in the hilly area of the Loess Plateau, China. Ecological Engineering 73:238–245. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.055

Christophel D, Hoellerl S, Prietzel J, Steffens M, 2015. Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood- and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. European Journal of Forest Research 134:623–640. https://doi.org/10.1007/s10342-015-0877-z

Cugunovs M, Tuittila E-S, Mehtatalo L, et al., 2017. Variability and patterns in forest soil and vegetation characteristics after prescribed burning in clear-cuts and restoration burnings. Silva Fennica 51. https://doi.org/10.14214/sf.1718

Das Gupta S, DeLuca TH, 2012. Short-term changes in belowground C, N stocks in recently clear felled Sitka spruce plantations on podzolic soils of North Wales. Forest Ecology and Management 281:48–58. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.003

Diochon A, Kellman L, Beltrami H, 2009. Looking deeper: An investigation of soil carbon losses following harvesting from a managed northeastern red spruce (Picea rubens Sarg.) forest chronosequence. Forest Ecology and Management 257:413–420. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.015

Dore S, Fry DL, Stephens SL, 2014. Spatial heterogeneity of soil CO2 efflux after harvest and prescribed fire in a California mixed conifer forest. Forest Ecology and Management 319:150–160. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.012

Edwards N, Rosstodd B, 1983. Soil Carbon Dynamics in a mixed deciduous forest following clear-cutting with and without residue removal. Soil Science Society of America Journal 47:1014–1021. https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700050035x

Elliott K, Knoepp J, 2005. The effects of three regeneration harvest methods on plant diversity and soil characteristics in the southern Appalachians. Forest Ecology and Management 211:296–317. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.064

Falsone G, Celi L, Caimi A, et al., 2012. The effect of clear cutting on podzolisation and soil carbon dynamics in boreal forests (Middle Taiga zone, Russia). Geoderma 177:27–38. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.036

Fegel TS, Boot CM, Covino TP, et al., 2021. Amount and reactivity of dissolved organic matter export are affected by land cover change from old-growth to second-growth forests in headwater ecosystems. Hydrological Processes 35. https://doi.org/10.1002/hyp.14343

Fernandez I, Son Y, Kraske C, et al., 1993. SOIL CARBON-DIOXIDE CHARACTERISTICS UNDER DIFFERENT FOREST TYPES AND AFTER HARVEST. Soil Science Society of America Journal 57:1115–1121. https://doi.org/10.2136/sssaj1993.03615995005700040039x

Finer L, Mannerkoski H, Piirainen S, Starr M, 2003. Carbon and nitrogen pools in an old-growth, Norway spruce mixed forest in eastern Finland and changes associated with clear-cutting. Forest Ecology and Management 174:51–63. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00019-1

Ganatsios HP, Tsioras PA, Papaioannou AG, Blinn CR, 2021. Short Term Impacts of Harvesting Operations on Soil Chemical Properties in a Mediterranean Oak Ecosystem. Croatian Journal of Forest Engineering 42:463–476. https://doi.org/10.5552/crojfe.2021.1100

Gartzia-Bengoetxea N, Gonzalez-Arias A, Merino A, de Arano IM, 2009. Soil organic matter in soil physical fractions in adjacent semi-natural and cultivated stands in temperate Atlantic forests. Soil Biology and Biochemistry 41:1674–1683

Grand S, Hudson R, Lavkulich LM, 2014. Effects of forest harvest on soil nutrients and labile ions in Podzols of southwestern Canada: Mean and dispersion effects. Catena 122:18–26. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.06.004

Griffiths R, Swanson A, 2001. Forest soil characteristics in a chronosequence of harvested Douglas-fir forests. Canadian Journal of Forest Research 31:1871–1879. https://doi.org/10.1139/cjfr-31-11-1871

Guang Q, Hua C, Li Z, et al., 2016. Carbon stock of larch plantations and its comparison with an old-growth forest in northeast China. Chinese Geographical Science 26:10–21. https://doi.org/10.1007/s11769-015-0772-z

Huang Z, He Z, Wan X, et al., 2013. Harvest residue management effects on tree growth and ecosystem carbon in a Chinese fir plantation in subtropical China. Plant and soil 364:303–314

Hyvonen R, Kaarakka L, Leppalammi-Kujansuu J, et al., 2016. Effects of stump harvesting on soil C and N stocks and vegetation 8-13 years after clear-cutting. Forest Ecology and Management 371:23–32. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.002

Ilintsev A, Bogdanov A, Nakvasina E, et al., 2020. The natural recovery of disturbed soil, plant cover and trees after clear-cutting in the boreal forests, Russia. Forest-Biogeosciences and Forestry 13:531–540. https://doi.org/10.3832/ifor3371-013

Jang W, Page-Dumroese DS, Keyes CR, 2016. Long-Term Soil Changes from Forest Harvesting and Residue Management in the Northern Rocky Mountains. Soil Science Society of America Journal 80:727–741. https://doi.org/10.2136/sssaj2015.11.0413

Ji H, Dong X, 2013. The research on the impact factors of low-quality stands soil respiration after different transformations in Greater Higgnan Mountains. In: Xu, QJ and Ju, YH and Ge, HH (ed) Progress in Environmental Science and Engineering, PTS 1-4. NE Dianli Univ; Shanghai Univ Elect Power, pp 3217–3221

Jian Z, Si-Long W, Zong-Wei F, Qing-Kui W, 2009. Carbon Mineralization of Soils from Native Evergreen Broadleaf Forest and Three Plantations in Mid-subtropic China. Communications in Soil Science and Plant Analysis 40:1964–1982. https://doi.org/10.1080/00103620902896795

Johnson C, Romanowicz R, Siccama T, 1997. Conservation of exchangeable cations after clear-cutting of a northern hardwood forest. Canadian Journal of Forest Research 27:859–868. https://doi.org/10.1139/x96-192

Jones HS, Beets PN, Kimberley MO, Garrett LG, 2011. Harvest residue management and fertilisation effects on soil carbon and nitrogen in a 15-year-old Pinus radiata plantation forest. Forest Ecology and Management 262:339–347

Kaarakka L, Hyvonen R, Stromgren M, et al., 2016. Carbon and nitrogen pools and mineralization rates in boreal forest soil after stump harvesting. Forest Ecology and Management 377:61–70. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.042

Kaarakka L, Tamminen P, Saarsalmi A, et al., 2014. Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) stand. Forest Ecology and Management 313:180–187. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.009

Kabzems R, Haeussler S, 2005. Soil properties, aspen, and white spruce responses 5 years after organic matter removal and compaction treatments. Canadian Journal of Forest Research 35:2045–2055

Kataja-aho S, Smolander A, Fritze H, et al., 2012. Responses of Soil Carbon and Nitrogen Transformations to Stump Removal. Silva Fennica 46:169–179. https://doi.org/10.14214/sf.53

Kishchuk BE, Thiffault E, Lorente M, et al., 2015. Decadal soil and stand response to fire, harvest, and salvage-logging disturbances in the western boreal mixedwood forest of Alberta, Canada. Canadian Journal of Forest Research 45:141–152. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0148

Klockow PA, D'Amato AW, Bradford JB, 2013. Impacts of post-harvest slash and live-tree retention on biomass and nutrient stocks in Populus tremuloides Michx.-dominated forests, northern Minnesota, USA. Forest Ecology and Management 291:278–288. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.001

Kolka R, Steber A, Brooks K, et al., 2012. Relationships between Soil Compaction and Harvest Season, Soil Texture, and Landscape Position for Aspen Forests. Northern Journal of Applied Forestry 29:21–25. https://doi.org/10.5849/njaf.10-039

Kovacs B, Tinya F, Guba E, et al., 2018. The Short-Term Effects of Experimental Forestry Treatments on Site Conditions in an Oak-Hornbeam Forest. Forests 9:. https://doi.org/10.3390/f9070406

Laclau JP, Levillain J, Deleporte P, et al., 2010. Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil. Forest Ecology and Management 260:2148–2159

Lacroix EM, Petrenko CL, Friedland AJ., 2016. Evidence for Losses From Strongly Bound SOM Pools After Clear Cutting in a Northern Hardwood Forest. Soil Science 181:202–207. https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000147

LeDuc SD, Rothstein DE, 2007. Initial recovery of soil carbon and nitrogen pools and dynamics following disturbance in jack pine forests: A comparison of wildfire and clearcut harvesting. Soil Biology & Biochemistry 39:2865–2876. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.05.029

Li Q, Chen J, Moorhead DL, et al., 2007. Effects of timber harvest on carbon pools in Ozark forests. Canadian Journal of Forest Research 37:2337–2348. https://doi.org/10.1139/X07-086

Littlefield T, Barton C, Arthur M, Coyne M, 2013. Factors controlling carbon distribution on reforested minelands and regenerating clearcuts in Appalachia, USA. Science of the Total Environment 465:240–247. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.029

Luan J, Xiang C, Liu S, et al., 2010. Assessments of the impacts of Chinese fir plantation and natural regenerated forest on soil organic matter quality at Longmen Mountain, Sichuan, China. Geoderma 156:228–236. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.021

Ludwig B, Khanna P, Raison R, Jacobsen K, 1997. Modelling changes in cation composition of a soil after clearfelling a eucalypt forest in East Gippsland, Australia. Geoderma 80:95–116. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00052-9

Mallik A, Hu D, 1997. Soil respiration following site preparation treatments in boreal mixedwood forest. Forest Ecology and Management 97:265–275. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00067-4

Mareschal L, Bonnaud P, Turpault MP, Ranger J, 2010. Impact of common European tree species on the chemical and physicochemical properties of fine earth: an unusual pattern. European Journal of Soil Science 61:14–23. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01206.x

Matsuzaki E, Sanborn P, Fredeen AL, et al., 2013. Carbon stocks in managed and unmanaged old-growth western redcedar and western hemlock stands of Canada's inland temperate rainforests. Forest Ecology and Management 297:108–119. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.042

Mattson KG, Smith HC, 1993. Detrital organic-matter and soil CO2 efflux in forests regenerating from cutting in West Virginia. Soil Biology & Biochemistry 25:1241–1248

Mayer M, Matthews B, Rosinger C, et al., 2017. Tree regeneration retards decomposition in a temperate mountain soil after forest gap disturbance. Soil Biology & Biochemistry 115:490–498. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.010

McKee SE, Seiler JR, Aust WM, et al., 2013. Carbon pools and fluxes in a tupelo (Nyssa aquatica)-baldcypress (Taxodium distichum) swamp 24-years after harvest disturbances. Biomass & Bioenergy 55:130–140. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.022

McLaughlin J, Phillips S, 2006. Soil carbon, nitrogen, and base cation cycling 17 years after whole-tree harvesting in a low-elevation red spruce (Picea rubens)-balsam fir (Abies balsainea) forested watershed in central Maine, USA. Forest Ecology and Management 222:234–253. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.033

Merino A, Fernandez-Lopez A, Solla-Gullon F, Edeso J, 2004. Soil changes and tree growth in intensively managed Pinus radiata in northern Spain. Forest Ecology and Management 196:393–404. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.002

Monteiro Batista SG, Bittencourt Barreto-Garcia PA, de Paula A, et al., 2018. Oxidizable fractions of soil organic carbon in Caatinga forest submitted to different forest managements. Ciencia Rural 48:. https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20170708

Morris DM, Fleming RL, Hazlett PW, 2020. Ontario, Canada's LTSP Experience: Forging Lasting Research Partnerships and the Adaptive Management Cycle in Action. Journal of Forestry 118:337–351. https://doi.org/10.1093/jofore/fvaa002

Mund M, Schulze E, 2006. Impacts of forest management on the carbon budget of European beech (Fagus sylvatica) forests. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 177:47–63

Na M, Sun X, Zhang Y, et al., 2021. Higher stand densities can promote soil carbon storage after conversion of temperate mixed natural forests to larch plantations. European Journal of Forest Research 140:373–386. https://doi.org/10.1007/s10342-020-01346-9

Nykvist N, Sim BL, 2009. Changes in carbon and inorganic nutrients after clear felling a rainforest in Malaysia and planting with Acacia Mangium. Journal of Tropical Forest Science 21:98–112

Olsson BA, Staaf H, Lundkvist H, et al., 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. Forest Ecology and Management 82:19–32. https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03697-0

Page-Dumroese DS, Dumroese RK, Jurgensen MF, et al., 2008. Effect of nursery storage and site preparation techniques on field performance of high-elevation Pinus contorra seedlings. Forest Ecology and Management 256:2065–2072. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.07.028

Prest D, Kellman L, Lavigne MB, 2014. Mineral soil carbon and nitrogen still low three decades following clearcut harvesting in a typical Acadian Forest stand. Geoderma 214:62–69. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.10.002

Payne NJ, Cameron DA, Leblanc J-D, Morrison IK, 2019. Carbon storage and net primary productivity in Canadian boreal mixedwood stands. Journal of Forestry Research 30:1667–1678. https://doi.org/10.1007/s11676-019-00886-0

Sanchez FG, Coleman M, Garten Jr CT, et al., 2007. Soil carbon, after 3 years, under short-rotation woody crops grown under varying nutrient and water availability. Biomass and Bioenergy 31:793–801

Sanchez FG, Tiarks AE, Kranabetter JM, et al., 2006. Effects of organic matter removal and soil compaction on fifth-year mineral soil carbon and nitrogen contents for sites across the United States and Canada. Canadian Journal of Forest Research 36:565–576

Sanscrainte CL, Peterson DL, McKay S, 2003. Carbon storage and soil properties in late-successional and second-growth subalpine forests in the North Cascade Range, Washington. Northwest Science 77:297–307

Slesak RA, Schoenholtz SH, Harrington TB, 2011. Soil carbon and nutrient pools in Douglas-fir plantations 5 years after manipulating biomass and competing vegetation in the Pacific Northwest. Forest Ecology and Management 262:1722–1728

Waldrop M, McColl J, Powers R., 2003. Effects of forest postharvest management practices on enzyme activities in decomposing litter. Soil Science Society of America Journal 67:1250–1256

Volet 1 | Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols

Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ?

Sommaire

6.1 Contexte et problématique 302
6.2 Glossaire 303
6.3 Matériel et méthodes 303
6.4 Réponses à la question posée 304
6.4.1 Incidence liée à la seule circulation des engins 304
6.4.2 Incidence hors circulation des engins 305
6.4.3 Régénération naturelle des sols 306
6.5 Pistes de recommandations 306
6.6 Références bibliographiques 307

Rédacteurs

Noémie **Pousse**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Chambéry (73), France
Frédéric **Darboux**, Université Grenoble Alpes, CNRS, INRAE, IRD, Grenoble INP, IGE, Grenoble (38), France, France
Arnaud **Legout**, INRAE, UR BEF, Champenoux (54), France

6.1 Contexte et problématique

L'exploitation forestière est en général réalisée via des moyens terrestres, ce qui représente un risque de tassement des sols lié à la circulation des engins. Ce tassement modifie l'intégrité physique des sols en mélangeant les horizons organiques et minéraux et en diminuant et modifiant la structure du sol. Or, les espaces vides entre les particules solides sont nécessaires à la pénétration des racines et des organismes vivants et à la circulation de l'eau et de l'air. Ainsi, cette modification de structure est en lien étroit et direct avec le risque de ruissellement et d'érosion pour les zones pentues, avec le risque d'asphyxie des sols (sans oxygène, les racines ne respirent plus) et avec la productivité à venir des peuplements et leur résilience en climat changeant (diminution de la profondeur prospectable par les racines par diminution d'épaisseur, densification et asphyxie du sol).

Réaliser une coupe rase nécessite l'évacuation d'un volume généralement important de bois et il est difficile de maintenir la visibilité des voies de circulation (marques en général effectuées sur les arbres). Nous formulons deux hypothèses :

- la première est que la circulation des engins modifie l'intégrité physique des sols de façon plus intense et sur une plus grande proportion de la surface de la parcelle lors d'une coupe rase par rapport à d'autres types de coupe ou à une absence de coupe ;
- la seconde est que les coupes rases modifient l'intégrité physique des sols en dehors des zones circulées en lien avec l'extraction de l'ensemble du peuplement (participation des racines à la structure du sol, modification du microclimat impactant l'activité biologique des sols qui participe activement à la structuration du sol, etc.)

Si l'une ou les deux hypothèses se vérifient, les risques de dégâts au sol sont élevés et il est important d'étudier comment réduire efficacement les effets de la coupe rase sur l'intégrité physique des sols.

6.2 Glossaire

Densité apparente du sol : masse du sol sec divisée par son volume, exprimée en $g.cm^{-3}$. En général, on considère la densité apparente de la terre fine (c'est-à-dire sans les éléments > 2 mm en diamètre).

Résistance à la pénétration : pression nécessaire pour pénétrer dans le sol, exprimée en MPa.

Conductivité hydraulique : vitesse de transfert de l'eau dans le sol par unité de gradient de pression, fonction de l'humidité ou du potentiel matriciel du sol, exprimée en mm d'eau par unité de temps.

Aération du sol : notion en lien avec la vitesse de transfert des gaz entre le sol et l'atmosphère. Quand cette vitesse diminue, le CO_2 produit par la respiration des racines et organismes aérobie du sol est difficilement évacué et l'O_2 nécessaire à cette respiration n'est pas suffisamment renouvelé, l'aération diminue vers l'hypoxie puis l'anoxie.

Structure du sol : mode d'assemblage des particules solides entre elles, ces modes d'assemblage permettent de disposer de plus ou moins d'espaces vides entre particules solides (porosité) et déterminent la distribution de ces espaces vides, leur connectivité et leur stabilité dans le temps. Les espaces ainsi créés sont occupés par l'eau, l'air, les organismes vivant dans le sol et les racines.

Tassement : processus conduisant à une densification du sol (augmentation de la densité apparente) et/ou à une modification de sa structure.

6.3 Matériel et méthodes

La recherche bibliographique a été réalisée à l'aide du Web of Science avec la requête "TITLE-ABS-KEY ((forest* OR forêt* OR wald*) AND (clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "Patch cut*" OR "Strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR "Kahlschlag" OR "Saumhieb" OR "Saumschlag" OR "shelterwood, progressive cut" OR "Extended shelterwood" OR "Extended irregular shelterwood" OR "Slow or delayed regeneration" OR "Reserved shelterwood" OR "Deferment cutting" OR "coupe* progressive" OR "coupe d'ensemencement" OR "coupe secondaire" OR "coupe finale" OR "Coupe progressive irrégulière à régénération lente" OR "CPI-RL" OR "Selection fell*" OR "selection management" OR "selection cut*" OR "Uneven-Aged forestry" OR "continuous cover forestry" OR "group selection cut*" OR "gap fell*" OR "Single tree selection cut*" OR "Single tree selection fell*" OR "irregular shelterwood" OR "delayed shelterwood" OR "reserved shelterwood" OR "extended shelterwood" OR "Femelschlag" OR "Expending-gap irregular shelterwood" OR "Irregular group shelterwood" OR "Bavarian shelterwood" OR "Continuous cover irregular sheltewood" OR "Swiss or Baden Shelterwood" OR "coupe progressive irrégulière" OR "coupe jardinatoire" OR "coupe par trouée*" OR "Plenterwald" OR "Dauerwald" OR "Plenterung" OR "coppice" OR "coppice with standard*" OR "coppice-with-standard*" OR "taillis" OR "TSF" OR "taillis-sous-futaie" OR "recépage" OR "rajeunissement" OR "Undergrowth cutting" OR "coupe* d'abri" OR "Seed tree system" OR "Seed cutting" OR "Reserve cutting" OR "deferment harvest" OR "Coupe avec semenciers" OR "coupe rase avec semenciers" OR "coupe rase avec retention") AND ("soil compaction" OR "soil rut*" OR "soil water conductivity" OR "soil porosity" OR "soil aeration" OR "gas diff*" OR "tassement sol*" OR ornière* OR "conductivité hydraulique" OR porosité OR aération OR "diff* gaz" OR bodenverdichtung OR "Boden Wasserleitfähigkeit" OR "Boden luft*"))".

Cette requête a donné 97 résultats dont seulement **54** ont été **jugés pertinents pour notre analyse de l'effet de la coupe rase sur l'intégrité physique des sols**. L'examen des résumés des 54 publications scientifiques a permis de renseigner le type de climat, le type de coupe, l'effet (direction et amplitude) du type de coupe sur le tassement (augmentation de la densité apparente et/ou de la résistance à la pénétration et/ou de l'orniérage, modification de la porosité), l'aération (coefficient de diffusion d'un gaz dans le sol, flux de gaz à effet de serre à la surface du sol, profondeur d'apparition de la nappe temporaire d'eau) et le transfert de l'eau (conductivité hydraulique) dans le sol. Une lecture approfondie des articles jugés clés ou dont le résumé n'était pas suffisamment clair a enfin été réalisée. Parmi les 54 articles, certains étudient plusieurs types de coupe ce qui donne 58 cas parmi lesquels 43 concernent les coupes rases, trois les coupes de jardinage, sept les coupes progressives et cinq le

recépage du taillis. Géographiquement, 24 cas (22 articles) se situent en Amérique du nord (Arnott *et* Beese, 1997 ; Brais *et* Camiré, 1998 ; Busse *et al.*, 2021 ; Carter *et al.*, 2006 ; Curran *et al.*, 2021 ; Dore *et al.*, 2014 ; Fleming *et al.*, 2006 ; Foote *et al.*, 2015 ; Hartmann *et al.*, 2008 ; Hindrum *et al.*, 2012 ; Kolka *et al.*, 2012 ; Krzic *et al.*, 2003 ; Lazaruk *et al.*, 2005 ; Malo *et* Messier, 2011 ; Maynard *et* Senyk, 2004 ; Ponder, 2005 ; Quesnel *et* Curran, 2000 ; Sajedi *et al.*, 2012 ; Startsev *et* McNabb, 2000 ; Startsev *et al.*, 1998 ; Xu *et al.*, 2002 ; Zenner *et* Berger, 2008) et 19 cas (17 articles) en Europe (Baldini *et al.*, 2010 ; de Wit *et al.*, 2014 ; Ganatsios *et al.*, 2021 ; Godefroid *et* Koedam, 2008 ; Hansson *et al.*, 2019 ; Kleibl *et al.*, 2014 ; Klimo, 2002 ; Korkiakoski *et al.*, 2019 ; Laschi *et al.*, 2016 ; Merino *et al.*, 2004 ; Picchio *et al.*, 2018 ; Ranger *et al.*, 2021 ; Ring *et al.*, 2021 ; Sundqvist *et al.*, 2014 ; Venanzi *et al.*, 2020 ; Wei *et al.*, 2016) . En termes de climat, 22 articles étudient l'intégrité physique des sols après coupe en climat tempéré (groupe C, selon la classification de Köppen), 15 dont une méta-analyse en climat boréal (groupe E), huit en climat continental (groupe D), quatre en climat tropical (groupe A), trois en climat méditerranéen (groupe C, pourtour méditerranéen), un en climat désertique (groupe B) et une méta-analyse globale.

6.4 Réponses à la question posée

6.4.1 Incidence liée à la seule circulation des engins

Notre première hypothèse est que les coupes rases modifient/dégradent l'intégrité physique des sols en lien avec la circulation des engins ; **les importants volumes exploités et transportés, ainsi que l'absence de marquage des voies de circulation, augmentent le risque de tassement des sols lors d'une coupe rase par rapport aux autres types de coupe.** Cette hypothèse est confirmée par l'analyse de littérature.

Tous les types de coupe présentent un fort risque de dégradation de l'intégrité physique des sols (Grigal, 2000 ; Wästerlund, 1992), quel que soit le type de climat et de forêt. Ce risque est en grande partie lié à la circulation des engins lors de l'exploitation.

Plus le volume de bois récolté est élevé, plus l'intensité des impacts est élevée (Carter *et al.*, 2006; Lazaruk *et al.*, 2005 ; Marshall, 2000 ; Sukhbaatar *et al.*, 2019). L'intensité des impacts est également élevée sous des vieux taillis qui ont été exploités fréquemment et longtemps (Heydari *et al.*, 2021) même si les impacts s'observent seulement sur les voies de circulation (Venanzi *et al.*, 2020 ; Wei *et al.*, 2016).

Peu d'études évaluent le pourcentage de la surface circulée en fonction du type de coupe. Le pourcentage de surface circulé est très supérieur pour une coupe rase ou une coupe de taillis en comparaison d'une éclaircie (Picchio *et al.*, 2020). Il est compris entre 15 et 25 % pour des coupes de jardinage avec mise en place et respect de voies de circulation (Malo *et* Messier, 2011 ; Picchio *et al.*, 2020). Pour les coupes rases, il est compris entre 10 et 80 % : environ 10 % quand un débusqueur à câble (associé à du bûcheronnage manuel) est utilisé et entre 40 et 50 % quand l'exploitation est entièrement mécanisée et utilise des engins lourds et larges sans treuils[204] (Hansson *et al.*, 2018 ; Picchio *et al.*, 2020 ; Stone *et* Elioff, 2000). Ce pourcentage peut monter à 80 % quand la circulation n'est pas du tout contrôlée (Rab, 1996). Aucune des 54 études ne s'est intéressée à l'intérêt d'une persistance dans le temps du marquage des voies de circulation empruntées lors de la coupe rase visant à ne pas augmenter le pourcentage circulé lors de la coupe rase suivante.

[204] Le treuil permet de tracter les grumes depuis les cloisonnements. La pince n'ayant pas toujours la portée adaptée à l'entraxe des cloisonnements, l'engin aura plus tendance à sortir des cloisonnements.

Les effets sur l'intégrité physique des sols sont très élevés pour toutes les exploitations terrestres (quasiment toutes les publications étudiées) et très faibles pour les exploitations sans circulation sur le parterre de coupe, c'est-à-dire par câble mât ou débusqueur à câble (Picchio *et al.*, 2018). Ce même résultat est retrouvé en comparant les deux techniques d'exploitation sur le même site après coupe rase (Busse *et al.*, 2021, 2017 ; Fleming *et al.*, 2006 ; Foote *et al.*, 2015 ; Goutal *et al.*, 2013, 2012a ; Ranger *et al.*, 2021 ; Startsev *et al.*, 1998).

La dégradation de l'intégrité physique des sols se traduit par :

1. une **dégradation de la structure du sol** dans 98 % des 58 cas étudiés (54 articles dont quatre avec deux types de coupes étudiées) et une absence d'augmentation de la densité apparente dans 2 % des cas étudiés – la seule étude montrant une absence de modification de la densité apparente après coupe étudie l'effet d'une coupe rase des sols dont la densité apparente initiale est très élevée avec une circulation sur sols gelés, ce qui diminue fortement la sensibilité au tassement. L'effet des coupes sur le risque de tassement du sol est faible dans 9 % des cas étudiés (débardage avec un cheval ou avec des engins légers sur sols secs), moyenne dans 8 % des cas étudiés (coupe de jardinage ou coupes rases sur sols à texture grossière) et forte dans 83 % des cas étudiés (recépage du taillis, coupes rases et coupes progressives). Cette dégradation de la structure du sol après coupe rase s'observe dès les premiers passages des engins et représente un frein potentiel à l'enracinement des plants (Malo *et* Messier, 2011 ; Mariotti *et al.*, 2020) ainsi qu'une diminution des transferts d'eau et d'air dans le sol (voir 2 et 3) ;
2. une **diminution forte de l'aération des sols** causée par la circulation des engins lors de coupes rases (11 publications). Cette diminution de l'aération freine l'activité des racines et d'une grande partie des organismes vivant dans le sol (tous les acteurs aérobie). Elle peut mener au dépérissement de peuplements sensibles à l'absence d'oxygène dans le sol (Sajedi *et al.*, 2012) et à des échecs de plantation (Maynard *et* Senyk, 2004) ;
3. une **diminution forte du transfert d'eau dans les sols** en lien avec la circulation des engins (sept publications). La diminution des transferts d'eau dans les sols augmente le risque d'engorgement temporaire (en plaine) ou d'érosion (zone de pente) et augmente le risque de sécheresse du sol si l'eau n'atteint plus les horizons profonds.

6.4.2 Incidence hors circulation des engins

Notre seconde hypothèse est que les coupes rases modifient/dégradent l'intégrité physique des sols en dehors des zones circulées en lien avec les modifications rapides induites par la coupe (mélange des horizons, mort des racines, changement du microclimat régulant l'activité biologique, etc., l'ensemble jouant un rôle dans la structure du sol). Cette hypothèse ne peut être validée ou invalidée au vu du faible nombre d'études sur le sujet.

Dans les zones non circulées, la respiration du sol diminue (Ponder, 2005) ou augmente (Startsev *et al.*, 1998) à la suite de la coupe rase (4 ans après pour Ponder, 2005), immédiatement après coupe jusqu'à 2 ans après pour Startsev *et al.*, (1998). Les deux études ne montrent aucun effet supplémentaire de la circulation des engins, contrairement à l'étude de Goutal *et al.*, (2012) qui met en évidence une diminution significative de la respiration du sol en lien avec le passage d'un porteur après coupe rase.

De même, le faible nombre d'études centrées sur la mise en évidence d'un effet coupe rase exempté de l'effet lié à la circulation des engins, empêche de tirer des conclusions solides quant à la validité de cette seconde hypothèse.

6.4.3 Régénération naturelle des sols

La dégradation de l'intégrité physique dure plusieurs années à plusieurs décennies (Busse *et al.*, 2021 ; Goutal *et al.*, 2013, 2012a ; Merino *et al.*, 2004 ; Ranger *et al.*, 2021) en fonction de l'intensité de l'impact initial (Venanzi *et al.*, 2020), de la richesse chimique du sol, de l'essence et du climat. La régénération de la structure du sol démarre lorsque la végétation commence à recoloniser la parcelle coupée (Teramoto *et al.*, 2015). Elle est plus rapide pour des trouées naturelles (environ 200 m^2) que pour des coupes rases de petites dimensions (1 600 m^2) (Jourgholami *et al.*, 2021).

6.5 Pistes de recommandations

D'après la littérature étudiée, les principales pistes de recommandations possibles pour limiter les effets des coupes rases sur l'intégrité physique des sols rejoignent celles proposées dans les guides PROSOL (Pischedda, 2009) et Pratic'sols (Pischedda *et* Helou, 2021) :

- mettre en place des voies de circulation pérennes (Brais, 2001 ; Zenner *et* Berger, 2008) pour limiter durablement les surfaces circulées. Les optimiser en fonction de la topographie et des réseaux de circulation existants (Picchio *et al*., 2018) et circuler sur sols secs (Xu *et al*., 2002) ou gelés (Krzic *et al*., 2003) afin de maintenir à long terme leur praticabilité. Pour les coupes rases, la difficulté réside dans la perte de la matérialisation des voies de circulation pérennes ; laisser le long des cloisonnements des arbres coupés à 1 ou 2m de hauteur est une solution possible ;préférer des débusqueurs à câble ou les câbles mâts pour diminuer les surfaces circulées (Picchio *et al*., 2018) et pour débarder toute l'année. L'utilisation de débusqueurs à câble ou de câbles mâts permet d'extraire de gros volumes de bois sans interruption de chantier, notamment pour les cloisonnements les plus sensibles (par exemple à texture limoneuse à nappe perchée temporaire). Pour les coupes rases, la difficulté réside dans l'importance des volumes à récolter. En effet, plus l'engin est lourd, plus le risque de dégradation de la praticabilité des cloisonnements est élevé. De plus, le risque de rencontrer des mauvaises conditions de circulation lors de l'exploitation augmente avec la taille de la coupe rase. Il suffit de circuler une fois sur un cloisonnement trop humide pour dégrader durablement sa praticabilité ;
- diagnostiquer la sensibilité des cloisonnements à une dégradation de leur praticabilité afin d'optimiser les modalités d'exploitation de repli. Ainsi, pour protéger les peuplements sur sols à texture limoneuse ou équilibrée, couvrant 55 % du territoire (Pousse *et al*., 2020), il est nécessaire d'optimiser les périodes et/ou les méthodes de récolte et de prévoir des chantiers de repli en cas de fortes pluies. En effet, les cloisonnements y étant impraticables une grande partie de l'année, préserver leur praticabilité à long terme implique de préférer un débusquage au câble ou d'exploiter ces parcelles dès que les cloisonnements sont secs et de prévoir, en cas de fortes pluies, d'exploiter des parcelles ayant des cloisonnements plus praticables, sableux et/ou à charge en éléments grossiers supérieure à 50%. Pour cela, s'appuyer sur les cartes et catalogues de station ou sur l'application For-Eval[205] ;
- limiter le travail du sol aux cas où il est nécessaire de décompacter et aérer le sol (tassement en plein avéré) ou maîtriser la végétation concurrente empêchant le développement des ligneux. Il doit également être réalisé dans des conditions favorables (sol non humide), perturber le moins possible le sol (déplacer le moins possible les horizons de surface, mélanger le moins possible les horizons) et être choisi en fonction des situations. En effet, le travail du sol avant plantation peut augmenter le tassement du sol et le risque d'érosion, et diminuer la fertilité chimique et l'aération (Maynard *et* Senyk, 2004 ; *Merino et al.*, 2004).

[205] Application Android gratuite, accessible ici : https://www.onf.fr/onf/+/7e7::application-mobile-for-eval.html

6.6 Références bibliographiques

Arnott, J.T., Beese, W.J., 1997. Alternatives to clearcutting in BC Coastal Montane Forests. The Forestry Chronicle 73, 670–678. https://doi.org/10.5558/tfc73670-6

Baldini, S., Di Fulvio, F., Liberati, D., 2010. Impacts of mechanized woord harvesting in chestnut coppices: a case study. ActaHortic. 605–610. https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2010.866.81

Brais, S., 2001. Persistence of soil compaction and effects on seedling growth in Northwestern Quebec. Soil Science Society of America Journal 65, 1263–1271. https://doi.org/10/fvtqxx

Brais, S., Camiré, C., 1998. Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). Can. J. Soil. Sci. 78, 197–206. https://doi.org/10.4141/S97-032

Busse, M., Zhang, J., Fiddler, G., Young, D., 2021. Compaction and organic matter retention in mixed-conifer forests of California: 20-year effects on soil physical and chemical health. Forest Ecology and Management 482, 118851. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118851

Busse, M.D., Fiddler, G.O., Shestak, C.J., 2017. Conifer root proliferation after 20 years of soil compaction. Forest Science 63, 147–150. https://doi.org/10/gpdm4h

Carter, E.A., Rummer, R.B., Stokes, B.J., 2006. Evaluation of site impacts associated with three silvicultural prescriptions in an upland hardwood stand in northern Alabama, USA. Biomass and Bioenergy, Proceedings of the 4th annual workshop of IEA Bioenergy Task 31 "Sustainable Production Systems for Bioenergy: Forest Energy in Practice," September 2004, Garpenberg, Sweden and Gran, Norway 30, 1025–1034. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.12.018

Curran, M.P., Norris, C.E., Hogg, K.E., Murray, M., Page-Dumroese, D.S., 2021. Fifteen-year tree growth on standard long-term soil productivity trials and various adjacent amelioration treatments at Interior Cedar-Hemlock sites in southeastern British Columbia and northern Idaho. Forest Ecology and Management 499. https://doi.org/10/gpdm4g

de Wit, H.A., Granhus, A., Lindholm, M., Kainz, M.J., Lin, Y., Braaten, H.F.V., Blaszczak, J., 2014. Forest harvest effects on mercury in streams and biota in Norwegian boreal catchments. Forest Ecology and Management 324, 52–63. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.044

Dore, S., Fry, D.L., Stephens, S.L., 2014. Spatial heterogeneity of soil CO2 efflux after harvest and prescribed fire in a California mixed conifer forest. Forest Ecology and Management 319, 150–160. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.02.012

Fleming, R.L., Powers, R.F., Foster, N.W., Kranabetter, J.M., Scott, D.A., Ponder Jr., F., Berch, S., Chapman, W.K., Kabzems, R.D., Ludovici, K.H., Morris, D.M., Page-Dumroese, D.S., Sanborn, P.T., Sanchez, F.G., Stone, D.M., Tiarks, A.E., 2006. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. Can. J. For. Res. 36, 529–550. https://doi.org/10.1139/x05-271

Foote, J.A., Boutton, T.W., Scott, D.A., 2015. Soil C and N storage and microbial biomass in US southern pine forests: Influence of forest management. Forest Ecology and Management, Carbon, water and nutrient cycling in managed forests 355, 48–57. https://doi.org/10/f7spf6

Ganatsios, H., Tsioras, P., Papaioannou, A., Blinn, C., 2021. Short Term Impacts of Harvesting Operations on Soil Chemical Properties in a Mediterranean Oak Ecosystem. Croatian Journal of Forest Engineering 42, 16. https://doi.org/10.5552/crojfe.2021.1100

Godefroid, S., Koedam, N., 2008. Using high resolution mapping of disturbance indicator species to assess the sustainability of silviculture activities. Forest Ecology and Management 255, 3416–3423. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.011

Goutal, N., Boivin, P., Ranger, J., 2012. Assessment of the natural recovery rate of soil specific volume following forest soil compaction. Soil Science Society of America Journal 76, 1426–1435. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0402

Goutal, N., Renault, P., Ranger, J., 2013. Forwarder traffic impacted over at least four years soil air composition of two forest soils in northeast France. Geoderma 193–194, 29–40. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.10.012

Grigal, D.F., 2000. Effects of extensive forest management on soil productivity. Forest Ecology and Management 138, 167–185. https://doi.org/10/dgm4dn

Hansson, L., Šimůnek, J., Ring, E., Bishop, K., Gärdenäs, A.I., 2019. Soil Compaction Effects on Root-Zone Hydrology and Vegetation in Boreal Forest Clearcuts. Soil Science Society of America Journal 83, 105–115. https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0302

Hansson, L.J., Koestel, J., Ring, E., Gärdenäs, A.I., 2018. Impacts of off-road traffic on soil physical properties of forest clear-cuts: X-ray and laboratory analysis. Scandinavian Journal of Forest Research 33, 166–177. https://doi.org/10/gc2ct4

Hartmann, H., Wirth, C., Messier, C., Berninger, F., 2008. Effects of above- and belowground partial harvest disturbance on growth and water status of residual sugar maple. Tree Physiology 28, 1851–1862. https://doi.org/10.1093/treephys/28.12.1851

Heydari, M., Roshan, S.A., Lucas-Borja, M.E., Omidipour, R., Prévosto, B., 2021. Diverging consequences of past forest management on plant and soil attributes in ancient oak forests of southwestern Iran. Forest Ecology and Management 494, 119360. https://doi.org/10/gj4t9b

Hindrum, L., Hovenden, M.J., Neyland, M.G., Baker, S.C., 2012. The effects of mechanical disturbance and burn intensity on the floristic composition of two-year old aggregated retention coupes in Tasmanian wet eucalypt forests. Forest Ecology and Management 279, 55–65. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.003

Jourgholami, Feghhi, J., Tavankar, F., Latterini, F., Venanzi, R., Picchio, R., 2021. Short-term effects in canopy gap area on the recovery of compacted soil caused by forest harvesting in old-growth oriental beech (Fagus orientalis lipsky) stands. IForest 14, 370–377. https://doi.org/10/gn5wb9

Kleibl, M., Klvac, R., Lombardini, C., Porhaly, J., Spinelli, R., 2014. Soil Compaction and Recovery after Mechanized Final Felling of Italian Coastal Pine Plantations. Croatian Journal of Forest Engineering 35, 63–71.

Klimo, E., 2002. Ecological consequences of clearcutting in spruce monocultures. EKOLOGIA-BRATISLAVA 21, 14–30.

Kolka, R., Steber, A., Brooks, K., Perry, C.H., Powers, M., 2012. Relationships between Soil Compaction and Harvest Season, Soil Texture, and Landscape Position for Aspen Forests. Northern Journal of Applied Forestry 29, 21–25. https://doi.org/10.5849/njaf.10-039

Korkiakoski, M., Tuovinen, J.-P., Penttilä, T., Sarkkola, S., Ojanen, P., Minkkinen, K., Rainne, J., Laurila, T., Lohila, A., 2019. Greenhouse gas and energy fluxes in a boreal peatland forest after clear-cutting. Biogeosciences 16, 3703–3723. https://doi.org/10.5194/bg-16-3703-2019

Krzic, M., Newman, R.F., Broersma, K., 2003. Plant species diversity and soil quality in harvested and grazed boreal aspen stands of northeastern British Columbia. Forest Ecology and Management 182, 315–325. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00064-1

Laschi, A., Marchi, E., González-García, S., 2016. Forest operations in coppice: Environmental assessment of two different logging methods. Science of The Total Environment 562, 493–503. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.041

Lazaruk, L.W., Kernaghan, G., Macdonald, S.E., D, K., 2005. Effects of partial cutting on the ectomycorrhizae of Picea glauca forests in northwestern Alberta. Canadian Journal of Forest Research 35, 1442–1454. https://doi.org/10/cz9kch

Malo, C., Messier, C., 2011. Impact of primary and secondary machinery tracks on fine root growth of sugar maple after selection cutting. Can. J. For. Res. 41, 892–897. https://doi.org/10.1139/x10-245

Mariotti, B., Hoshika, Y., Cambi, M., Marra, E., Feng, Z., Paoletti, E., Marchi, E., 2020. Vehicle-induced compaction of forest soil affects plant morphological and physiological attributes: A meta-analysis. Forest Ecology and Management 462, 118004. https://doi.org/10/gjpsjd

Marshall, V.G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils ». Forest Ecology and Management 133, 43–60. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00297-2.

Maynard, D.G., Senyk, J.P., 2004. Soil disturbance and five-year tree growth in a montane alternative silvicultural systems (MASS) trial. The Forestry Chronicle 80, 573–582. https://doi.org/10.5558/tfc80573-5

Merino, A., Fernández-López, A., Solla-Gullón, F., Edeso, J.M., 2004. Soil changes and tree growth in intensively managed Pinus radiata in northern Spain. Forest Ecology and Management 196, 393–404. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.002

Picchio, R., Latterini, F., Mederski, P.S., Tocci, D., Venanzi, R., Stefanoni, W., Pari, L., 2020. Applications of GIS-Based Software to Improve the Sustainability of a Forwarding Operation in Central Italy. Sustainability 12, 5716. https://doi.org/10.3390/su12145716

Picchio, R., Mercurio, R., Venanzi, R., Gratani, L., Giallonardo, T., Lo Monaco, A., Frattaroli, A.R., 2018. Strip Clear-Cutting Application and Logging Typologies for Renaturalization of Pine Afforestation—A Case Study. Forests 9, 366. https://doi.org/10/gpdm4k

Pischedda, D., 2009. Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt «PROSOL, in: – Guide pratique., ONF / FCBA. p. 110.

Pischedda, D., Helou, T.E., 2021. PRATICSOLS - Guide sur la praticabilité des parcelles forestières. ONF 48.

Ponder, F., 2005. Effect of Soil Compaction and Biomass Removal on Soil CO2 Efflux in a Missouri Forest. Communications in Soil Science and Plant Analysis 36, 9–10, 1301–1311. https://doi.org/10/c6s4p8

Pousse, N., Augusto, L., Akroume, E., Deleuze, C., Pilard-Landeau, B., Noé, A., Pischedda, D., Richter, C., 2020. Gestion durable des sols forestiers - nouvelles connaissances et boîte à outils. Rendez-Vous Techniques 67–68, 3–14.

Quesnel, H.J., Curran, M.P., 2000. Shelterwood harvesting in root-disease infected stands — post-harvest soil disturbance and compaction. Forest Ecology and Management 133, 89–113. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00301-1

Rab, M.A., 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest of southeastern Australia. Forest Ecology and Management 84, 159–176. https://doi.org/10/cxhckr

Ranger, J., Bonnaud, P., Santenoise, P., Zeller, B., Nourrisson, G., Pelletier, M., Gelhaye, D., Legout, A., 2021. Effect of limited compaction on soil solution chemistry in two acidic forest ecosystems: Changes, recovery and impact of liming. Forest Ecology and Management 499, 119538. https://doi.org/10/gpdm4j

Ring, E., Andersson, M., Hansson, L., Jansson, G., Högbom, L., 2021. Logging mats and logging residue as ground protection during forwarder traffic along till hillslopes. Croatian Journal of Forest Engineering 42, 445–462. https://doi.org/10/gpdm4f

Sajedi, T., Prescott, C.E., Seely, B., Lavkulich, L.M., 2012. Relationships among soil moisture, aeration and plant communities in natural and harvested coniferous forests in coastal British Columbia, Canada. Journal of Ecology 100, 605–618. https://doi.org/10/gpdm4d

Startsev, A., McNabb, D., 2000. Effects of skidding on forest soil infiltration in west-central Alberta. Canadian Journal of Soil Science 80, 617–624. https://doi.org/10.4141/S99-092

Startsev, N.A., McNabb, D.H., Startsev, A.D., 1998. Soil biological activity in recent clearcuts in west-central Alberta. Can. J. Soil. Sci. 78, 69–76. https://doi.org/10/dkwhd2

Stone, D.M., Elioff, J.D., 2000. Soil disturbance and aspen regeneration on clay soils: Three case histories. The Forestry Chronicle 76, 747–752. https://doi.org/10.5558/tfc76747-5

Sukhbaatar, G., Nachin, B., Purevragchaa, B., B., G., Mookhor, K., Tseveen, B., Gradel, A., 2019. Which Selective Logging Intensity is Most Suitable for the Maintenance of Soil Properties and the Promotion of Natural Regeneration in Highly Continental Scots Pine Forests?–Results 19 Years after Harvest Operations in Mongolia. Forests 10, 141. https://doi.org/10/gpdm4c

Sundqvist, E., Vestin, P., Crill, P., Persson, T., Lindroth, A., 2014. Short-term effects of thinning, clear-cutting and stump harvesting on methane exchange in a boreal forest. Biogeosciences 11, 6095–6105. https://doi.org/10/f25hkk

Teramoto, Y., Shimokawa, E., Ezaki, T., Chun, K.-W., Kim, S.-W., 2015. Factors controlling sediment production from a yarding road and its temporal pattern in an abandoned clear-cut plantation forest in the Shirasu (pyroclastic flow deposits) area, Kagoshima Prefecture, Japan. Forest Science and Technology 11, 54–60. https://doi.org/10.1080/21580103.2014.957355

Venanzi, R., Picchio, R., Grigolato, S., Spinelli, R., 2020. Soil Disturbance Induced by Silvicultural Treatment in Chestnut (Castanea sativa Mill.) Coppice and Post-Disturbance Recovery. Forests 11, 1053. https://doi.org/10/gpdm4b

Wästerlund, I., 1992. Extent and causes of site damage due to forestry traffic. Scandinavian Journal of Forest Research 7, 135–142. https://doi.org/10/b8zrdn

Wei, L., Hulin, F., Chevalier, R., Archaux, F., Gosselin, F., 2016. Is plant diversity on tractor trails more influenced by disturbance than by soil characteristics? Forest Ecology and Management 379, 173–184. https://doi.org/10/f85ddz

Xu, Y.-J., Burger, J.A., Michael Aust, W., Patterson, S.C., Miwa, M., Preston, D.P., 2002. Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (Pinus taeda L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina. Soil and Tillage Research 63, 109–121. https://doi.org/10/d6bgs6

Zenner, E.K., Berger, A.L., 2008. Influence of skidder traffic and canopy removal intensities on the ground flora in a clearcut-with-reserves northern hardwood stand in Minnesota, USA. Forest Ecology and Management, 6th North American Forest Ecology Workshop: From science to sustainability 256, 1785–1794. https://doi.org/10/ch3j63

Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité

En sylviculture, la coupe rase fait partie des coupes dites "de régénération" : la récolte d'arbres mûrs crée dans le couvert forestier des trouées au sein desquelles les jeunes arbres trouveront suffisamment de lumière pour pousser. Il existe plusieurs types de coupes de régénération (voir Volet 1, Thème 1, « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? »), qui diffèrent selon le traitement sylvicole (régulier ou irrégulier), la taille des trouées, la quantité et l'arrangement spatio-temporel des arbres adultes maintenus sur pied comme semenciers ou comme abri au service de la régénération.

La création de trouées dans un peuplement est une perturbation écologique, qui peut initier une succession secondaire d'autant plus marquée que les trouées sont vastes ou mettent le sol à nu : l'enlèvement des arbres modifie le microclimat et le niveau de ressources disponibles (lumière, eau, nutriments) au niveau du sous-bois et du sol. Cela entraîne des modifications d'habitat susceptibles d'impacter la biodiversité, c'est-à-dire l'abondance, la richesse et la composition taxonomique de la biocœnose. La création de trouées peut aussi jouer un rôle sur la biodiversité à l'échelle du paysage (création d'habitats temporaires pour les espèces de milieux ouverts, effet lisière sur les peuplements forestiers adjacents, perte temporaire ou fragmentation de l'habitat pour les espèces de peuplements forestiers fermés). Les coupes de régénération et le développement du futur peuplement peuvent donc avoir des conséquences sur la biodiversité aux échelles du peuplement et du paysage.

Dans une première partie, nous synthétisons les connaissances scientifiques sur les effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité, aux échelles du peuplement et du paysage, au fur et à mesure de la succession forestière (donc à court, moyen et long terme), en comparant si possible les effets des coupes rases à ceux d'autres coupes de régénération largement pratiquées en France (coupes progressives de régénération en traitement régulier, coupes de régénération pied-à-pied ou par trouées en traitement irrégulier), et avec un focus sur l'influence de la surface des coupes rases. La deuxième partie synthétise les connaissances sur les effets des coupes rases selon les modalités d'exploitation : maintien ou export des rémanents et souches ; niveau de perturbations du sol dont le tassement ; modalités de rétention d'arbres-habitats pour la biodiversité. La troisième partie synthétise les effets des coupes rases selon les modalités de renouvellement après coupe : régénération naturelle ou plantation ; avec ou sans travaux préparatoires du sol ; plantations pures ou mélangées ; avec des essences autochtones ou exotiques. Nous avons traité tous les groupes taxonomiques étudiés dans la littérature, avec des focus sur la biodiversité du sol et les ongulés sauvages.

Pour chaque question, une recherche bibliographique approfondie a été réalisée sur les forêts boréales et tempérées, soit sous forme de revue bibliographique qualitative (synthèse d'articles ou synthèses de synthèses), soit sous forme de méta-analyse quantitative (synthèse statistique des effets documentés dans la littérature). Pour les deux premières parties, 40 à 50 % des études sont en forêt tempérée ; pour la troisième, 70 % des études sont en forêt tempérée.

Bien que la majorité des études concerne le court terme (< 20 ans après la coupe), nous avons obtenu des résultats sur les effets à moyen (20-50 ans) et long terme (> 50 ans). En revanche, nous n'avons pas de résultats précis sur l'effet des coupes progressives en raison d'un nombre d'études trop réduit. De même, nous n'avons pas pu traiter les effets des coupes d'abris, faute d'études disponibles. Enfin, deux questions n'ont pas pu être traitées par manque de disponibilité des experts : impact des coupes

rases sur les processus de génétique évolutive et impact des coupes de rajeunissement de taillis sur la biodiversité.

Par rapport aux connaissances déjà partagées parmi les forestiers sur les effets des coupes, du renouvellement et de ses modalités de mise en œuvre sur la biodiversité, les résultats de l'expertise apportent des éléments de connaissance originaux, en particulier sur les impacts à moyen et long terme, et sur l'articulation des effets au niveau du peuplement et à l'échelle du paysage.

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ?

Sommaire

1.1.1 Contexte et problématique 313
1.1.2 Définitions 315
1.1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 317
1.1.3.1 Recherche de revues et de méta-analyses comparant des coupes de régénération (ou systèmes sylvicoles) à des témoins non coupés ou en évolution naturelle 317
1.1.3.2 Réalisation d'une synthèse quantitative (méta-analyse) 319
1.1.3.3 Réalisation d'une synthèse qualitative pour quelques catégories complémentaires de coupes de régénération 320
1.1.4 Réponses aux questions posées 320
1.1.4.1 Synthèse quantitative : résultats de notre méta-analyse 320
1.1.4.2 Résultats 320
1.1.4.3 Synthèse qualitative 321
1.1.4.3.1 Par rapport aux témoins, quels sont les effets de coupes de régénération en traitement régulier (coupes rases, coupes progressives et apparentées) ? 321
1.1.4.3.1.1 Le cas des coupes rases 321
1.1.4.3.1.2 Le cas des coupes progressives 323
1.1.4.3.1.3 En général, dans les peuplements réguliers 323
1.1.4.3.2 Par rapport aux témoins non gérés ou non exploités, quels sont les effets de coupes jardinées s.l. ? 323
1.1.4.3.3 Quelles sont les différences d'effets entre coupes rases et coupes jardinées *s.l.* ? 323
1.1.4.3.4 Au sein des traitements réguliers, quelles sont les différences entre coupes rases et coupes progressives ? 324
1.1.5 Perspectives 324
1.1.6 Références bibliographiques 325

Rédacteurs
Marion **Gosselin,** INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Frédéric **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Contributeurs
Ida **Delpy**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Jeanne **Muller**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France

1.1.1 Contexte et problématique

En sylviculture, la coupe rase fait partie des coupes dites « de régénération », dont l'objectif est d'initier le renouvellement d'un peuplement forestier. D'autres types de coupes de régénération existent, qui diffèrent les uns des autres par la combinaison entre :

- le régime (futaie ou taillis) ;
- le traitement (régulier ou irrégulier) ;
- la durée de la période de régénération ;
- la taille des trouées opérées dans le couvert arboré ;

- la quantité et l'arrangement spatio-temporel des arbres adultes maintenus sur pied au service de la régénération, c'est-à-dire conservés temporairement (court ou moyen terme) comme semenciers ou comme abri ;
- la quantité et l'arrangement spatial d'arbres de rétention, maintenus à long terme au service de la biodiversité (en tant qu'habitats ou parce qu'ils permettent de maintenir des conditions microclimatiques favorables à la biodiversité).

La répartition spatio-temporelle des coupes de régénération varie aussi en fonction du traitement sylvicole et des essences-objectifs :

- en futaie régulière, le peuplement est entièrement régénéré en début de cycle, puis fait l'objet de coupes d'éclaircies au fur et à mesure de sa croissance. La fréquence des coupes de régénération est faible, elle correspond à l'inverse de l'âge d'exploitabilité de l'essence. Les trouées créées dans les peuplements sont larges (entre 0,5 et plusieurs hectares) ;
- en futaie irrégulière, une partie du peuplement est régénéré à chaque passage en coupe, chaque coupe visant à la fois de l'amélioration et de la régénération. La fréquence des coupes de régénération est élevée. Les trouées créées dans les peuplements sont petites (moins de 0,5 ha).

La création de trouées dans les peuplements peut initier, à l'échelle des peuplements, des successions secondaires, et ce d'autant plus que les trouées sont vastes : fort apport de lumière sur le sol ou les strates basses, entraînant des modifications microclimatiques, pédologiques (minéralisation) et floristiques (développement d'espèces héliophiles). Elle peut aussi influencer, à l'échelle du paysage, la répartition et la dispersion des espèces (création d'habitats temporaires pour les espèces de milieux ouverts, perte temporaire ou fragmentation d'habitats pour les espèces de peuplements forestiers fermés).

À travers les mécanismes de succession forestière et d'écologie du paysage, les coupes de régénération peuvent donc avoir des conséquences sur la composition et l'abondance des communautés d'espèces, aux échelles du peuplement et du paysage. Pour les effets à l'échelle du paysage, voir « Question 3.1. Quel est l'impact des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle des paysages ? » ; pour les effets liés à la taille des coupes rases, voir « Question 3.2. Focus : quel est l'effet de la surface des coupes rases sur la richesse spécifique, à court terme, par groupe taxonomique ? ». Nous nous limitons ici aux effets à l'échelle du peuplement.

Les différences sylvicoles entre types de coupes de régénération se traduisent par tout un gradient de possibilités pour deux grands facteurs susceptibles d'influencer la biodiversité en forêt à court, moyen ou long terme, à l'échelle du peuplement (de 0,5 à quelques dizaines d'hectares) : la taille des trouées et **le maintien d'arbres adultes (voire de plusieurs strates ligneuses)** sur le parterre de coupe. Ces deux facteurs conditionnent la **mise en lumière du sous-bois**, qui peut entraîner une succession secondaire lorsqu'elle est forte. La mise en lumière et les modifications microclimatiques ou pédologiques induites par la coupe (voir Volet 1, « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols ») sont atténuées par le maintien d'arbres adultes. Ces arbres procurent, en outre, des habitats à d'autres espèces, habitats potentiellement différents selon la fonction attribuée aux arbres : les arbres de rétention peuvent être choisis pour leurs dendromicrohabitats, cavités par exemple, et peuvent être des arbres morts, tandis que les semenciers seront des arbres vivants sans défaut sur le tronc. Mais c'est surtout à moyen et long terme que les impacts peuvent être différents selon la fonction attribuée aux arbres maintenus sur le parterre de coupe, puisque les semenciers et abris seront coupés à moyen terme, tandis que les arbres de rétention sont maintenus de façon pérenne. De même, les effets des différents

types de coupes de régénération à moyen et long terme dépendront de la fermeture des peuplements, plus forte en traitements réguliers (qui comportent à long terme des stades très fermés) qu'en traitements irréguliers (qui entretiennent toujours des petites trouées dans les peuplements).

Sur la base de ces principes écologiques, nos questions sont :

- par rapport à des peuplements non coupés (peuplements non exploités depuis longtemps ou peuplements gérés arrivés à l'âge d'exploitation mais non coupés), quels sont les effets des coupes de régénération à court, moyen et long terme sur la biodiversité ? Nous traiterons d'une part le cas des coupes de régénération en traitement régulier, d'autre part le cas des coupes en traitement irrégulier. Nous nous intéresserons à la biodiversité en forêt en matière de nombre total et abondance d'espèces par groupes taxonomiques, mais aussi par groupes écologiques (espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, espèces périforestières, espèces de milieux ouverts, espèces généralistes, de forêts anciennes, etc.)
- quels sont les différences d'effets entre coupes rases et coupes jardinées *s.l.* ? L'hypothèse est que les coupes jardinées, qui ouvrent des trouées de taille moindre et qui maintiennent en permanence des arbres d'âges variés dans le peuplement, altèreraient moins la biodiversité que les coupes rases.
- au sein des traitements réguliers, quelles sont les différences d'effets entre coupes rases et coupes progressives ? Nous formulons l'hypothèse que la coupe rase est une perturbation d'habitat différente des coupes progressives, qui maintiennent des semenciers sur pied, et aurait des effets plus forts, négatifs sur la diversité des espèces forestières et positifs sur celle des espèces de milieux ouverts.

Dans tous les cas, nous nous efforcerons d'identifier les groupes d'espèces les plus sensibles (positivement ou négativement) aux coupes de régénération (hypothèses sur les espèces forestières d'intérieur, espèces de milieux ouverts, espèces de début de succession, espèces de milieux fermés à faibles capacités de mobilité, espèces de microhabitats peu fréquents, etc.)

Faute de temps, nous n'avons pas étendu la synthèse au recépage de taillis (qui n'est pas à proprement parler une coupe de régénération, mais de rajeunissement).

1.1.2 Définitions

Abri : le rôle d'abri concerne la protection des semis ou plants vis-à-vis du soleil ou du vent.

Arbre de rétention : la pratique dite de « rétention », développée dans les pays scandinaves dans les années 2000 et en particulier dans les régénérations par coupe rase, consiste à laisser, lors des coupes, des éléments supports de biodiversité : arbres vivants, isolés ou en bouquets, zones tampons non exploitées en bordure de lacs, cours d'eau ou mares, bois mort sur pied ou au sol, y compris bois mort créé pour l'occasion (*e.g*. souches hautes). Les arbres de rétention sont des arbres maintenus sur pied (et de façon pérenne) lors des coupes en tant qu'éléments supports de biodiversité.

Biodiversité en forêt : diversité des formes de vie présentes en forêt (qu'il s'agisse d'organismes strictement inféodés à la forêt ou non). Dans cette fiche, nous nous restreignons à la diversité des espèces présentes en forêt, et que nous répartissons dans les groupes écologiques suivants :

- les **espèces non forestières** (plus fréquentes dans d'autres type de milieux qu'en forêt) ;
- les **espèces généralistes** (ubiquistes, sans préférence marquée en forêt ou hors-forêt) ;
- les **espèces forestières** (plus fréquentes en forêt), qui sont soit des **espèces forestières spécialistes de peuplements adultes** (espèces sciaphiles ou de demi-ombre, associées aux peuplements forestiers adultes, à couvert élevé), soit des **espèces périforestières** (espèces

forestières spécialistes de début de succession, de milieux ouverts intraforestiers ou d'ourlets forestiers).

Coupes assimilées aux coupes progressives : pour l'expertise, dans le cas des stades jeunes (< 20 ans après la coupe), nous avons regroupé dans cette catégorie les coupes progressives de régénération, les coupes avec réserve de semenciers, le système bi-étagé et les coupes avec protection des petites tiges marchandes.

Coupes avec protection des petites tiges marchandes : méthode de gestion canadienne qui consiste à récolter, en un seul passage, les arbres dont le diamètre à 1,30 m du sol est supérieur à un diamètre seuil de 13, 15 ou 17 cm (soit environ 70 à 90 % du volume marchand) et à conserver le plus grand nombre possible d'arbres résineux dont le diamètre est inférieur à ce seuil (semis, gaules et petites tiges marchandes). Ce système permet de conserver en partie la structure irrégulière des peuplements, mais ne laisse après la coupe que de jeunes arbres.

Coupe avec réserve de semenciers : mode de régénération qui consiste à exploiter la quasi-totalité du peuplement en une seule coupe en fin de révolution, à l'exception d'un petit nombre de semenciers (5 à 30 par ha) laissés seuls ou en petits groupes, mais uniformément répartis sur l'ensemble de la surface pour assurer une distribution homogène des semis. À la différence des coupes progressives, il n'y a qu'une ou deux coupes, les semenciers maintenus sont en densité plus faible et rarement récoltés une fois la régénération acquise (volume trop faible pour que la récolte soit rentable). Cette méthode de gestion est appliquée aux arbres dont les graines sont transportées par le vent, comme les pins (pas celles qui sont lourdes et qui ne voyagent pas très loin de l'arbre d'origine).

Coupe de régénération : la régénération désigne l'ensemble des opérations sylvicoles permettant le renouvellement d'un peuplement forestier par voie sexuée. Le renouvellement du peuplement s'acquiert grâce à des coupes dites de régénération, qui permettent la mise en lumière du sol et, le cas échéant, du houppier des semenciers, et le développement des jeunes semis ou plants. Ces coupes permettent à la fois de récolter un peuplement forestier et de le renouveler ensuite par voie naturelle ou artificielle (Bastien *et* Gauberville, 2011). Les effets des coupes de régénération à moyen et long terme intègrent logiquement les effets du renouvellement, puisqu'une coupe de régénération est suivie du renouvellement du peuplement.

Coupes progressives : série de coupes, étalées sur une période limitée de temps (1/2 révolution en Europe, 1/5 révolution au Québec), destinées à régénérer un peuplement en permettant aux semis préexistants de se développer mais aussi (et surtout) à de nouveaux semis de s'établir sous le couvert de semenciers (et non dans des trouées à côté). Les semenciers sont maintenus en forte densité et progressivement récoltés par des coupes partielles successives, au fur et à mesure de l'acquisition de la régénération. Les coupes progressives comprennent successivement :

- une **coupe d'ensemencement**, qui permet l'installation de la régénération naturelle en mettant en lumière le houppier des semenciers et en éclairant le sol par relevé de couvert (*i.e.* prélèvement des petits bois du sous-étage) ;
- une ou plusieurs **coupes secondaires**, qui favorisent le développement des semis, en réduisant progressivement l'abri (*i.e.* densité de couvert arboré) et en augmentant l'arrivée de lumière au sol ;
- une **coupe définitive**, sur semis acquis, qu'elle met en pleine lumière en récoltant les derniers arbres semenciers du peuplement.

Coupe rase : coupe de régénération qui consiste à enlever en une seule intervention tous les arbres matures du peuplement, afin de permettre l'installation de la régénération après la coupe, par voie naturelle ou artificielle. La coupe rase est une modalité de régénération en traitement régulier, elle

s'applique à l'échelle d'un peuplement, donc sur des surfaces variables mais toujours supérieures à 0,5 ou 1 ha.

Coupes jardinées = Coupes jardinées *sensu lato* (*s.l.*) : dans cette contribution, nous regroupons sous ce terme toutes les coupes partielles qui visent simultanément à récolter, améliorer le peuplement et obtenir l'installation de nouvelles cohortes de régénération sous le couvert d'arbres matures jouant le rôle de semenciers et abris. Nous englobons donc ici les coupes **jardinatoires**, destinées à faire évoluer le peuplement vers une structure inéquienne, sans recherche d'équilibre des classes d'âge à l'échelle de la parcelle (Schütz, 1997 ; Bastien *et* Gauberville, 2011) et les coupes de **jardinage** (dans des peuplements déjà irréguliers, en recherchant un état d'équilibre à l'échelle de la parcelle), qu'il s'agisse de coupes **pied-à-pied** (coupe d'arbres individuels, dispersés, d'âges différents, produisant de petites trouées (< 0,1 ha) favorables à la régénération d'essences tolérantes à l'ombre) ou **par trouées** (coupe de groupes d'arbres sur des surfaces de 0,1 à 0,5 ha, assez vastes pour permettre la régénération d'espèces ne tolérant pas l'ombre), ou encore de coupes **avec protection de petites tiges marchandes**.

Court, moyen et long terme : dans le cadre de cette fiche, qui évalue les effets consécutifs à des coupes de régénération, le **court terme** est la période qui commence au moment de la coupe et se poursuit jusqu'à la réussite de la plantation ou de la régénération naturelle, soit environ 20 ans. Vis-à-vis de la réponse des taxons pionniers à la coupe, on peut distinguer le très court terme (0-5ans) au sein de la période de court terme (0-20 ans). Le moyen terme est la période s'ouvrant après la réussite de plantation ou de la régénération naturelle et se poursuivant jusqu'à l'âge adulte, ou permettant de reconstituer l'hétérogénéité interne des peuplements, soit en moyenne 20 à 50 ans. Le long terme (> 50 ans) est la période qui s'ouvre au-delà de 50 ans.

Peuplement : ensemble d'arbres homogène en matière de structure (= régime (futaie ou taillis) + traitement (= régulier ou irrégulier)) et de composition (nature des essences principales), ayant une surface minimale de 0,5 ha[206]

Semenciers : arbres de belle venue dont on met le houppier en lumière pour favoriser la fructification, donc la production de graines et l'ensemencement naturel de la parcelle.

Système bi-étagé : méthode de régénération par coupes progressives avec maintien de surréserves dans une optique de production de bois. Ce système est initié soit par une coupe à blanc avec surréserves (adaptée aux essences de lumière), soit par une série de coupes progressives irrégulières (pour les essences tolérantes à l'ombre). Mais à la différence des coupes progressives, les semenciers sont maintenus sur toute la durée du cycle sylvicole suivant (même quand les semis se sont déjà installés) dans une optique de production de bois, si bien que deux cohortes (ou classes d'âge) coexistent pendant toute la durée du cycle sylvicole : des arbres adultes d'âge compris entre une et deux fois l'âge d'exploitabilité, et de jeunes arbres de régénération d'âge inférieur à l'âge d'exploitabilité.

1.1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

1.1.3.1 Recherche de revues et de méta-analyses comparant des coupes de régénération (ou systèmes sylvicoles) à des témoins non coupés ou en évolution naturelle

[206] 0,5 ha est la limite de taille de trouée qui fait la différence entre une futaie régulière par parquets et une futaie irrégulière par bouquets

Nous avons, dans un premier temps, recensé des revues et méta-analyses traitant, pour tout ou partie, de l'effet du traitement (régulier versus irrégulier) ou de coupes de régénération sur la biodiversité spécifique, par comparaison à un témoin non coupé ou non géré.

Équation de recherche : *In TOPIC : forest* AND (species richness OR species diversity OR biodiversity) AND (impact OR effect OR influence OR role) AND (regeneration OR plantation* OR planting*) AND (manag* OR unmanag* OR old-growth OR silviculture OR cut* OR clearcut* OR felling OR clear-fell OR clearfell* OR select* cut*) AND in TITLE : (review OR systematic OR synthesis OR meta-analysis)*

Résultats : 9 méta-analyses et 10 revues bibliographiques retenues (sur 101 retours), qui mélangent les aspects « types de coupe de régénération » (= notre question), « rétention » (voir « Question 6. Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ? ») et plantation (voir « Question 8. Quelle est l'incidence d'une plantation sur la biodiversité, comparativement à la régénération naturelle d'une même essence ? »).

Dans les travaux recensés, nous avons constaté que :

- les synthèses les plus proches de notre sujet comparent les traitements réguliers et les traitements irréguliers à des témoins non gérés ou non coupés, mais il est rare qu'elles fassent des catégories précises en fonction de (i) la taille de trouées inhérente au type de coupe de régénération (< 0,1 ha en coupe jardinée pied à pied, 0,1 à 0,5 ha en coupe jardinée par trouées, entre 1 et plusieurs dizaines d'hectares en coupe de régénération de traitements réguliers), (ii) la durée depuis la coupe, (iii) la nature, l'arrangement spatial et la quantité des semenciers maintenus sur pied. Le fait que les coupes progressives soient rarement étudiées en tant que modalité singulière pour les comparer aux coupes rases pose problème dans le cadre de la présente expertise, car les peuplements issus de coupes progressives représentent une forte part des peuplements gérés en France métropolitaine ;
- une partie relativement importante des articles sur lesquels ces synthèses se sont appuyées comporte des biais méthodologiques (absence de réplicas, ségrégation spatiale entre témoin et traitement, comparaisons à essences dominante non équivalentes) et pour plusieurs études il y a eu des erreurs lors de l'extraction des données pour réaliser les synthèses ;
- plusieurs synthèses ne font pas la distinction entre rétention d'arbres (à long terme) pour la biodiversité et maintien (temporaire) de semenciers pour la régénération. Elles regroupent dans une même catégorie des pratiques qui diffèrent beaucoup par la nature, la quantité, la durée et l'arrangement spatial d'arbres maintenus sur pied ;
- peu de synthèses concernent uniquement les forêts tempérées ;
- plusieurs synthèses traitent uniquement de l'effet de la rétention d'arbres-habitats, par comparaison de coupes rases et de coupes rases avec rétention : nous les avons réservées pour la contribution à la « Question 6. Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ? ».

Pour toutes ces raisons, nous avons choisi de réaliser notre propre méta-analyse en sélectionnant, parmi les études utilisées dans les méta-analyses de (Chaudhary *et al*., 2016 ; Basile *et al.*, 2019 ; Duguid *et* Ashton, 2013), les études sans biais méthodologique et en adaptant les descripteurs aux coupes de régénération d'intérêt pour l'expertise : **coupes rases, coupes progressives et coupes jardinées *s.l.* (par pied ou par trouées, en système à l'équilibre ou en cours d'irrégularisation),** par rapport à un témoin non coupé ou en évolution naturelle, en tenant compte du stade successionnel. Faute de temps et de moyens humains, notre méta-analyse s'est limitée aux effets sur la richesse spécifique, à l'échelle du peuplement, et n'a pas utilisé les études propres à la méta-analyse (en forêts boréales uniquement) de (Savilaakso *et al*., 2021). Par nature, elle ne pouvait aborder la composition des communautés que sous l'angle du nombre d'espèces par groupes écologiques. Aussi avons-nous complété notre méta-analyse par une synthèse qualitative.

1.1.3.2 Réalisation d'une synthèse quantitative (méta-analyse)

Le jeu initial de données comprenait 327 études distinctes, issues des méta-analyses de Chaudhary *et al.* (2016), Basile *et al.* (2019)et Duguid *et* Ashton (2013). Après exclusion de 213 études ne traitant pas de coupes de régénération en forêt tempérée ou boréale, et de 87 études pour redondance, biais d'échantillonnage de type absence de répétitions, ou données inadaptées, nous avons conservé 114 études, totalisant 253 cas de comparaisons.

L'examen du jeu de données nous a conduits à exclure 117 cas supplémentaires pour cause de données non appropriées (44 cas), biais expérimentaux (42), manque de données (< 10) pour certains groupes écologiques d'espèces (13 cas), manque d'information pour renseigner les descripteurs (trois cas) et risque de confusion de facteurs dans le jeu de données final (les 15 cas de lichens correspondaient tous à un seul type de traitement).

Nous comparons l'écart de richesse spécifique entre témoin et traitement, à l'échelle du peuplement, pour les traitements figurant dans le Tableau 5.1.1-1 (qui combinent le type de coupe et le stade, c'est-à-dire la durée depuis la coupe).

Nous avons distingué trois types de témoins : peuplement géré non coupé, arrêt d'exploitation (> 20 ans), peuplement non géré.

La métrique utilisée pour comparer les traitements et les témoins est le *log* du *ratio* (LR) entre la valeur moyenne de richesse spécifique dans le traitement (M_{TR}) et valeur moyenne de richesse spécifique dans le témoin (M_T) :

$LR = Ln (R) = ln (M_{TR}/M_T)$

Une valeur nulle du *logratio* signifie qu'il n'y a pas de différence de richesse entre traitement et témoin, une valeur positive (ou respectivement négative) indique une richesse supérieure (ou respectivement inférieure) dans le traitement. Plus la valeur positive ou négative est élevée, plus l'effet est fort.

Nous avons évalué l'effet de plusieurs variables dans des modèles additifs comportant :

- En variable principale, le **type de traitement** (Voir Tableau 5.1.1-1).
- En variables additionnelles : le **groupe taxonomique** (Plantes (= vasculaires et bryophytes), Oiseaux, Lichens, Champignons, Plantes vasculaires, Arthropodes), le **groupe écologique** (espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, saproxyliques, épiphytes-ou-saxicoles, pas de groupe écologique particulier), le **type d'étude** (observationnel ou expérimental[207]) et le **biome** (tempéré ou boréal).

Tableau 5.1.1-1 : Nombre de cas exploitables dans notre méta-analyse pour étudier l'écart de richesse spécifique entre témoin et traitement

Traitement	Nombre de cas	Dont boréal	Dont tempéré
Peuplements réguliers jeunes (< 20 ans)	37		
Dont issus de coupe rase	*25*	*9*	*16*
Dont issus de coupes progressives ou apparentées[208]	*12*	*0*	*12*

[207] Les études observationnelles comparent des données issues de coupes qui ont été réalisées dans la gestion courante à celles de témoins sélectionnés dans le paysage forestier, le plus proches possibles en distance et en conditions de milieux. Dans les études expérimentales, les coupes ont été réalisées pour les besoins de l'étude, selon des modalités définies, avec une modalité témoin sur le même site.

[208] Dans le cas des stades jeunes (< 20 ans), nous avons regroupé les coupes progressives de régénération, les coupes avec réserve de semenciers, le système bi-étagé et les coupes avec protection des petites tiges marchandes.

Peuplements réguliers de milieu de succession (20 à 50 ans)	9		
Dont issus de coupe rase	*6*	*4*	*2*
Dont issus de coupes progressives	*3*	*0*	*3*
Peuplements réguliers matures (> 50 ans)	15		
Dont issus de coupe rase	*15*	*13*	*2*
Dont issus de coupes progressives	*0*		
Peuplements jardinés (tous stades confondus)	38	*8*	*30*

1.1.3.3 Réalisation d'une synthèse qualitative pour quelques catégories complémentaires de coupes de régénération

Pour les catégories de coupes de régénération sans données suffisantes dans notre méta-analyse[209], pour les effets à long terme et pour les métriques de biodiversité qui n'ont pu être traitées par méta-analyse (abondance, composition), nous proposons une synthèse qualitative :

- des méta-analyses de Savilaakso *et al*. (2021), Duguid *et* Ashton (2013) , Forsman *et al*. (2010), et des revues de King *et* Schlossberg (2014), Nascimbene *et al*. (2013), Nolet *et al.* (2018), Summerville *et* Crist (2008), Moola *et* Vasseur (2008) ;
- de quelques études qui comparent avec les mêmes témoins à la fois la coupe progressive et la coupe rase ;
- et de quelques études qui comparent traitements et **témoins à stades successionnels équivalents, stades matures notamment** (les traitements étant majoritairement des peuplements issus de coupes rases ; aucun peuplement issu de coupe progressive ou assimilée, trois études seulement en traitement irrégulier).

1.1.4 Réponses aux questions posées

1.1.4.1 Synthèse quantitative : résultats de notre méta-analyse

Domaine de validité des résultats

Dans le jeu de données final, la majorité des données concerne les plantes vasculaires (les résultats sont donc « tirés » par les plantes vasculaires, qui sont sur-représentées dans les données). Cela explique que les résultats généraux soient semblables à ceux de Duguid *et* Ashton (2013), qui étudiaient les plantes vasculaires.

En traitement régulier, la majorité des données relève de coupes rases. Les coupes progressives et apparentées sont sous-représentées (voir Tableau 5.1.1-1).

En matière de traits de vie, les résultats sur les groupes « espèces épiphytes » et « espèces forestières » sont plus représentatifs des études en forêt tempérée, ceux des groupes « saproxyliques » sont plus représentatifs des forêts boréales.

1.1.4.2 Résultats

Notre méta-analyse montre que les jeunes peuplements (< 20 ans) issus des coupes rases, progressives ou apparentées sont plus riches en espèces, tous taxons confondus, que les témoins non gérés ou non coupés : en moyenne 18 [4 ; 35] % d'espèces en plus, dans les études observationnelles. Cet effet disparaît dans les études expérimentales.

En revanche, un effet négatif des coupes rases, progressives ou apparentées se fait sentir à long terme sur la richesse locale en espèces (tous taxons confondus et sans distinction de groupes écologiques d'espèces) : les stades matures sont nettement plus pauvres que les témoins non gérés

[209] Par exemple : coupes progressives, coupes avec réserves de semenciers ou système bi-étagé.

ou non coupés (en moyenne 40 [18 ; 57] % d'espèces en moins dans les études observationnelles). En stades de milieu de succession, la différence entre traitement et témoin n'est pas significative. Dans les études expérimentales, ces effets négatifs sont renforcés.

Les **peuplements irréguliers ne diffèrent pas statistiquement des témoins** (malgré une tendance à 16 % d'espèces en plus en moyenne, tous taxons confondus).

Par rapport aux coupes rases, les coupes progressives tendent à avoir plus d'espèces, mais c'est une tendance très faible et non significative, qui ne suffit pas à éviter l'effet négatif des coupes de régénération à long terme, en traitement régulier (effet « tiré » dans notre jeu de données par les coupes rases).

En traitement régulier, les coupes de régénération défavorisent fortement les espèces forestières spécialistes de peuplements adultes à moyen (en moyenne 36 [7 ; 57] % d'espèces spécialistes en moins) et long terme (en moyenne 59 [28 ; 76] % d'espèces spécialistes en moins).

Pour les **espèces forestières spécialistes de peuplements adultes**, les peuplements passés par des coupes de régénération sont quasiment toujours plus pauvres que les témoins non gérés ou non coupés : si cet effet n'est pas significatif pour les peuplements issus de coupes jardinées *s.l.* et pour les jeunes stades issus de coupes rases, progressives ou apparentées, il est en revanche très fort dans les stades ultérieurs en peuplements réguliers : en moyenne, **perte de 36 [7 ; 57] %** d'espèces spécialistes en stades de milieu de succession et **59 [28 ; 76] %** en peuplements matures. .

Dans les études expérimentales, les effets négatifs sont renforcés, à tel point que pour les espèces forestières l'effet devient négatif aussi dans les jeunes stades en traitement régulier et dans les peuplements issus de coupes jardinées *s.l.*

1.1.4.3 Synthèse qualitative

1.1.4.3.1 Par rapport aux témoins, quels sont les effets de coupes de régénération en traitement régulier (coupes rases, coupes progressives et apparentées) ?

1.1.4.3.1.1 Le cas des coupes rases

Par rapport aux témoins non gérés ou non coupés, les peuplements issus de coupes rases, après un enrichissement temporaire en espèces de milieux ouverts durant la première décennie, ont des communautés appauvries (tous taxons confondus) à moyen et long terme (voir nos résultats au « 1.1.4.2 Résultats » en boréal et tempéré, et Savilaakso *et al.*, 2021 en boréal).

Les résultats sont pourtant très variables au sein de chaque groupe taxonomique : ils peuvent être aussi bien positifs que négatifs ou non significatifs, en richesse et en abondance. Par exemple, pour les plantes en forêt tempérée, à long terme, Graae *et* Heskjaer (1997) ou Loya *et* Jules (2008) trouvent des communautés plus riches en peuplement issus de coupes rases, tandis que D'Amato *et al.* (2009) ou Wyatt *et* Silman (2010) trouvent des communautés moins riches (- 30 à - 50 % d'espèces) et deux à quatre fois moins abondantes. Il faut distinguer les groupes écologiques d'espèces pour avoir des résultats plus homogènes.

Pour les plantes, les communautés sont souvent plus riches à court terme (moins de 10 ans) après la coupe (voir Uotila *et al*., 2005) en pineraies boréales de pins sylvestres, mais aussi, plus généralement, (Savilaakso *et al*., 2021).

Quels que soient les taxons, les espèces de milieux ouverts profitent des jeunes peuplements issus de coupes rases (voir Uotila *et al*., 2005 pour les plantes et lichens en pineraies boréales, synthèse de Savilaakso *et al*., 2021 pour tous taxons en forêts boréales).

À l'inverse, les espèces forestières sont défavorisées par les coupes rases à court, moyen et même long terme ; leur recolonisation au fur et à mesure de la succession secondaire est lente, même les peuplements de plus de 80 ans sont moins riches en espèces forestières (spécialistes ou périforestières, par opposition aux espèces généralistes et espèces de milieux ouverts) que les témoins non exploités (Savilaakso *et al.*, 2021). Ce résultat vaut aussi pour les plantes, qui comportent pourtant plus d'espèces héliophiles que forestières : malgré une hausse de richesse dans les 10 premières années après la coupe, les peuplements issus de coupe rase sont ensuite durablement (jusqu'à 50, 100 ou 150 ans) moins riches en espèces que les peuplements témoins de même âge en évolution naturelle (tous groupes écologiques de plantes confondus, méta-analyse de Savilaakso *et al*., 2021, en boréal, études de Wyatt *et* Silman, 2010, et D'Amato *et al.*, 2009, en tempéré ; pour les plantes forestières spécialistes, synthèse de Moola *et* Vasseur, 2008).

La synthèse de Summerville *et* Crist (2008) sur les papillons de nuit en forêts boréales du Nord-Est de l'Amérique conclut aussi à des communautés moins riches en coupes rases, à court et moyen terme, avec des différences de composition (quelques espèces devenant dominantes, les espèces dépendant de plantes forestières étant les plus défavorisées).

On note plus souvent, pour les espèces forestières de bryophytes, lichens et champignons, des communautés moins riches et moins abondantes dans les peuplements issus de coupe rase. De même, pour les champignons saproxyliques en forêt boréale, les pièces de bois mort de plus de 10 cm de diamètre portent des communautés beaucoup moins riches et abondantes dans les peuplements matures issus de coupe rase que dans les témoins non exploités depuis 100 ans. En pineraies matures issues de coupe rase, seules les plus grosses pièces de bois mort (> 10 cm de diamètre) ont des communautés appauvries par rapport aux témoins non exploités. En pessière, même les plus petits bois morts ont des communautés plus pauvres (Juutilainen *et al*., 2014).

Pour les ***coléoptères saproxyliques***, Similä *et al*. (2002) montrent une richesse moindre dans les stades jeunes (< 10 ans) issus de coupe rase, par rapport à des peuplements non exploités depuis au moins 50 ans, et une tendance, mais sans différence significative, à des communautés moins riches et moins abondantes dans les stades de milieux de succession (40 ans).

Les espèces les plus sensibles à la coupe rase sont le plus souvent des espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, à capacité de dispersion limitée ; la recolonisation semble nécessiter plusieurs décennies, mais on manque d'études à long terme (Summerville *et* Crist, 2008). Dans leur synthèse portant sur les forêts tempérées d'Amérique du Nord-Est, Moola *et* Vasseur (2008) concluent que la composition des communautés floristiques demeure perturbée à long terme par la coupe, avec perte ou déclin d'espèces forestières spécialistes des peuplements adultes. Les plus sensibles sont souvent des espèces à capacité de dispersion limitée (notamment des espèces barochores – qui tombent sous la plante-mère, autochores – dispersées mécaniquement par la plante-mère, ou myrméchocores – dispersées par les fourmis), des espèces vernales, ou des espèces nécessitant du bois mort en décomposition pour germer. Qui plus est, ces espèces ont rarement des banques de graines persistantes dans le sol : quand bien même les conditions forestières d'ombrage redeviennent favorables, leur recolonisation nécessite la présence, à proximité du peuplement, de populations sources.

Pour les oiseaux, notons que les espèces de stades forestiers matures fréquentent aussi parfois les stades jeunes post-coupes de régénération qui, à la période où les oisillons quittent le nid, sont un espace à la fois riche en ressources alimentaires (fruits, insectes) et libre de prédateurs (King *et* Schlossberg, 2014).

1.1.4.3.1.2 Le cas des coupes progressives

En forêts feuillues tempérées d'Europe, la synthèse de Nascimbene *et al*. (2013) montre un effet négatif des régénérations par coupes progressives sur la diversité des lichens épiphytes (synthèse sur 35 articles, en hêtraies et chênaies surtout). C'est notamment lié au fait que la coupe finale, outre qu'elle supprime les supports de vie des lichens épiphytes, modifie fortement les conditions microclimatiques (passage de conditions ombragées à mise en lumière). Les auteurs concluent qu'il ne suffit pas d'augmenter l'âge d'exploitabilité pour assurer la conservation à long-terme des lichens forestiers : il importe à la fois de conserver de vieux peuplements riches en espèces de lichens et d'assurer entre ces réserves des corridors et une matrice forestière apte à accueillir et disperser ces espèces.

1.1.4.3.1.3 En général, dans les peuplements réguliers

Pour les **plantes vasculaires en forêts tempérées**, les peuplements **réguliers** ont en moyenne, tous stades confondus, autant d'espèces que les témoins non gérés, mais les résultats sont là aussi très variables (positifs, négatifs ou nuls) d'une étude à l'autre, et à long terme, les peuplements réguliers matures sont toujours significativement plus pauvres (- 28 % [- 41 ; - 15]) que les témoins : ces résultats de Duguid *et* Ashton (2013) en tempéré rejoignent ceux de Savilaakso *et al*. (2021) en boréal, ainsi que notre propre méta-analyse.

1.1.4.3.2 Par rapport aux témoins non gérés ou non exploités, quels sont les effets de coupes jardinées *s.l.* ?

Par rapport aux témoins non exploités, les peuplements irréguliers sont généralement aussi riches en espèces – voire plus riches pour les plantes vasculaires en tempéré (Duguid *et* Ashton, 2013) – et abritent des communautés aussi abondantes (voir Savilaakso *et al*., 2021, en boréal, tous taxons ; méta-analyse de Duguid *et* Ashton, 2013, pour les plantes vasculaires en forêt tempérée, avec en moyenne 30 [12 ; 47,7] % d'espèces en plus dans les peuplements irréguliers). Dans les forêts boréales et tempérées d'Amérique du Nord, les peuplements irréguliers issus de coupes par trouées abritent aussi des communautés d'oiseaux forestiers plus abondantes que les témoins non coupés (Forsman *et al*., 2010). Les lichens forestiers font exception : leurs communautés sont souvent moins abondantes en peuplement irrégulier que dans les témoins, quoique parfois d'abondance égale ou supérieure (Savilaakso *et al*., 2021). En composition les peuplements issus de coupes jardinées *s.l*. ont des communautés peu différentes de celles des témoins pour les papillons de nuit (Summerville *et* Crist, 2008).

1.1.4.3.3 Quelles sont les différences d'effets entre coupes rases et coupes jardinées *s.l.* ?

En **forêt boréale**, tous taxons confondus (les plus étudiés étant les arthropodes, les plantes vasculaires, les bryophytes, les lichens et les champignons), les jeunes peuplements issus de coupes rases sont **aussi riches** en espèces que les peuplements irréguliers, mais ce sont des **espèces très différentes** : les espèces **forestières** (spécialistes ou périforestières) sont plus nombreuses dans les peuplements irréguliers que dans les jeunes peuplements issus de coupes rases, qui contiennent plus d'espèces (en nombre et en abondance) de milieux ouverts ; elles sont aussi plus nombreuses dans les peuplements irréguliers que dans les peuplements matures (> 80 ans) issus de coupe rase (Savilaakso *et al.*, 2021).

En **nombre total d'espèces**, les peuplements matures issus coupes rases sont plus pauvres que les peuplements régénérés en traitement irrégulier, sans effet net du groupe écologique, mais ce résultat est tiré par deux études à gros jeu de données, l'une sur les insectes et l'autre sur les lichens forestiers

(Savilaakso *et al*., 2021). En **abondance**, les peuplements matures issus de coupes rases sont comparables aux peuplements irréguliers : l'abondance supérieure dans les jeunes peuplements issus de coupes rases ne perdure pas au-delà de d'une dizaine d'années (Savilaakso et al., 2021).

1.1.4.3.4 Au sein des traitements réguliers, quelles sont les différences entre coupes rases et coupes progressives ?

Il y a clairement un **manque d'études concernant les effets des coupes progressives**, et plus encore les effets comparés de coupes rases et de coupes progressives. Nous donnons ici les résultats de comparaisons à court (< 10 ans) ou moyen terme (15 ans) entre systèmes bi-étagés et coupes rases, dans la mesure où, dans les premiers stades, les systèmes bi-étagés peuvent être assimilés à des peuplements en coupes progressives (avant la coupe finale des semenciers).

Pour les oiseaux nicheurs, (McDermott *et* Wood, 2009) n'observent **pas de différence de richesse à court terme** entre les témoins, les peuplements issus de coupe rase et les peuplements bi-étagés (qui à ce stade s'apparentent à des coupes progressives), tandis que King *et* DeGraaf (2000) ou Preston *et* Harestad (2007) observent **au contraire des communautés significativement plus riches dans les peuplements en cours de coupes progressives** (abritant à la fois des espèces de début et de fin de succession) **ou de système bi-étagé** que dans les coupes rases ou dans les témoins non coupés. **À moyen terme**, les différences entre traitements ne sont **pas significatives**, que ce soit **en richesse** (McDermott *et* Wood, 2009) **ou en abondance** (Duguay *et al*., 2001).

C'est surtout en composition et à court terme que les différences se font sentir. Les espèces de début de succession sont nettement plus abondantes à court terme (6-10 ans) dans les peuplements régénérés, avec par ordre décroissant : coupe rase > système bi-étagé > témoin (McDermott *et* Wood, 2009). À moyen terme, la diversité des communautés diminue, il y a très peu d'espèces de début de succession, quel que soit le type de coupe, mais des espèces forestières de fin de succession, qui étaient absentes des jeunes stades, commencent à recoloniser les peuplements. Globalement, des espèces forestières de fin de succession sont capables de fréquenter les jeunes stades (McDermott *et* Wood, 2009 ; King *et* Schlossberg, 2014), que ce soit en coupe rase ou en système bi-étagé. Hormis pour quelques espèces singulières, les espèces généralistes sont aussi abondantes dans les peuplements passés par des coupes que dans les témoins, à court comme à moyen terme (McDermott *et* Wood, 2009).

1.1.5 Perspectives

La littérature concernant les effets de coupes de régénération est dominée par les études en forêt boréale et, pour les forêts tempérées, les études en Amérique du Nord, et leurs types de coupe de régénération les plus fréquents : coupes rases ou coupes rases avec rétention, et dans une moindre mesures coupes jardinées *s.l*. **Nous manquons clairement de données concernant les forêts tempérées européennes et leurs types de coupes de régénération (coupes rases, coupes progressives de régénération).**

Ce qui ressort de la bibliographie disponible montre que :

- **les coupes de régénération en système régulier (= coupes rases, progressives ou apparentées), après un enrichissement temporaire en espèces de milieux ouverts durant la première décennie, ont un effet négatif à moyen et long terme sur la richesse locale en espèces, tous taxons confondus. Par rapport aux coupes rases, les coupes progressives** tendent à avoir plus d'espèces, mais c'est une tendance très faible et non significative, qui ne

suffit pas à éviter ces effets négatifs. Les coupes jardinées *s.l.*, en système irrégulier, n'ont pas cet effet négatif à moyen et long terme sur la richesse spécifique globale.

- toutes les coupes de régénération, en système régulier comme en système irrégulier, défavorisent fortement à moyen et long terme les espèces forestières spécialistes de peuplements adultes.

Pour comparer les effets des divers types de coupes de régénération, il faut tenir compte à la fois des échelles spatiales (effets à l'échelle du peuplement et effets à l'échelle du paysage) et des échelles temporelles (à court, moyen et long terme). Idéalement, comme l'indiquent Nolet *et al.* (2018), il faudrait évaluer les effets de la coupe de régénération sur toute la durée d'un cycle (dans un système à l'équilibre, après plusieurs cycles de même nature), pour les traitements réguliers (soit entre 80 et 250 ans selon les essences) et sur une durée équivalente (soit plusieurs coupes successives de jardinage *s.l.*) dans les peuplements irréguliers. À notre connaissance, aucune étude n'a ce recul.

Qui plus est, aucune synthèse publiée ne permet de distinguer l'effet des coupes progressives par rapport aux autres coupes de régénération : soit elles sont regroupées avec les coupes rases et les coupes avec réserves de semenciers dans une catégorie « coupes de régénération en traitements réguliers », soit elles sont classées dans les catégories de « coupes rases avec rétention ».

Par ailleurs, autant la comparaison entre coupe rase et coupes progressives se conçoit bien à l'échelle du peuplement (traitements réguliers, même intervalle de temps entre deux coupes de régénération pour une essence donnée, ouverture du peuplement identique après coupe finale), autant il est plus délicat de les comparer aux coupes de traitement irréguliers (qui sont à la fois des coupes d'amélioration et de régénération, qui sont plus fréquentes) ; selon le traitement (régulier ou irrégulier), on ne régénère pas la même proportion du peuplement au moment de la coupe. Cela ne serait probablement comparable qu'à l'échelle gamma (paysage), en faisant une moyenne des différents stades pour les peuplements réguliers. (voir « Question 3.1. Quel est l'impact des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle des paysages ? »).

Il serait toutefois possible, et bienvenu, d'installer des suivis à long terme ou des études observationnelles synchroniques permettant de comparer les coupes rases et les coupes progressives en matière d'effets à court, moyen et long terme sur la biodiversité, aux échelles locales et paysagères, et d'y ajouter la comparaison avec les traitements irréguliers à l'échelle paysagère.

1.1.6 Références bibliographiques

Basile, M., Mikusinski, G., Storch, I., 2019. Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. Global Ecology and Conservation 18, 12.

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Scientific Reports 6, 23954.

D'Amato, A.W., Orwig, D.A., Foster, D.R., 2009. Understory vegetation in old-growth and second-growth Tsuga canadensis forests in western Massachusetts. Forest Ecology and Management 257, 1043–1052.

Duguay, J.P., Wood, P.B., Nichols, J.V., 2001. Songbird abundance and avian nest survival rates in forests fragmented by different silvicultural treatments. Conservation Biology 15, 1405–1415.

Duguid, M.C., Ashton, M.S., 2013. A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. Forest Ecology and Management 303, 81–90.

Forsman, J.T., Reunanen, P., Jokimäki, J., Mönkkönen, M., 2010. The effects of small-scale disturbance on forest birds: A meta-analysis. Canadian Journal of Forest Research 40, 1833–1842.

Graae, B.J., Heskjaer, V.S., 1997. A comparison of understorey vegetation between untouched and managed deciduous forest in Denmark. Forest Ecology and Management 96, 111–123.

Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H., Halme, P., 2014. The effects of forest management on wood-inhabiting fungi occupying dead wood of different diameter fractions. Forest Ecology and Management 313, 283–291.

King, D.I., DeGraaf, R.M., 2000. Bird species diversity and nesting success in mature, clearcut and shelterwood forest in northern New Hampshire, USA. Forest Ecology and Management 129, 227–235.

King, D.I., Schlossberg, S., 2014. Synthesis of the conservation value of the early-successional stage in forests of eastern North America. Forest Ecology and Management 324, 186–195.

Loya, D.T., Jules, E.S., 2008. Use of species richness estimators improves evaluation of understory plant response to logging: A study of redwood forests. Plant Ecology 194, 179–194.

McDermott, M.E., Wood, P.B., 2009. Short- and long-term implications of clearcut and two-age silviculture for conservation of breeding forest birds in the central Appalachians, USA. Biological Conservation 142, 212–220.

Moola, F.M., Vasseur, L., 2008. The maintenance of understory residual flora with even-aged forest management: A review of temperate forests in northeastern North America. Environmental Reviews 16, 141–155.

Nascimbene, J., Thor, G., Nimis, P.L., 2013. Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe - A review. Forest Ecology and Management 298, 27–38.

Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M., 2018. Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. Ecology and Evolution 8, 1217–1226. https://doi.org/10.1002/ece3.3737

Preston, M.I., Harestad, A.S., 2007. Community and species responses by birds to group retention in a coastal temperate forest on Vancouver Island, British Columbia. Forest Ecology and Management 243, 156–167.

Savilaakso, S., Johansson, A., Häkkilä, M., Uusitalo, A., Sandgren, T., Mönkkönen, M., Puttonen, P., 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. Environmental Evidence 10.

Schütz, J.P., 1997. Sylviculture 2 : La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, CHE.

Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A.L., 2002. Beetle species richness along the forest productivity gradient in northern Finland. Ecography 25, 42–52.

Summerville, K.S., Crist, T.O., 2008. Structure and conservation of lepidopteran communities in managed forests of northeastern North America: A review. Canadian Entomologist 140, 475–494.

Uotila, A., Hotanen, J.P., Kouki, J., 2005. Succession of understory vegetation in managed and seminatural Scots pine forests in eastern Finland and Russian Karelia. Canadian Journal of Forest Research 35, 1422–1441.

Wyatt, J.L., Silman, M.R., 2010. Centuries-old logging legacy on spatial and temporal patterns in understory herb communities. Forest Ecology and Management 260, 116–124.

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

Question 1.2. Focus : quels sont les effets des coupes rases sur la richesse spécifique à court terme, par groupe taxonomique ?

Sommaire

1.2.1 Contexte et problématique 327
1.2.2 Définitions 329
1.2.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 329
1.2.3.1 Collecte des données 329
1.2.3.2 Covariables 330
1.2.3.3 Calcul de l'effet standardisé (*effect size*) 330
1.2.3.4 Analyses statistiques 331
1.2.4 Réponses à la question posée 332
1.2.5 Conclusions et perspectives 333
1.2.6 Références bibliographiques 335

Rédacteurs

Hervé **Jactel**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Audrey **Bourdin**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Lucas **Moreews**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Nattan **Plat**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Alex **Stemmelen**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Inge **van Halder**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Théo **Dokhelar**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France

1.2.1 Contexte et problématique

L'effet des coupes rases sur le maintien de la biodiversité en forêt implique des processus multiples associés d'une part à la suppression d'éléments (les arbres, le sous-bois, une partie de la litière) porteurs d'habitats et/ou de ressources pour la faune et la flore qui en dépendent et d'autre part à des modifications des conditions environnementales du territoire, liées aux travaux d'exploitation et à l'ouverture du couvert.

À l'échelle locale la coupe des arbres, en principe matures, se traduit par une perte de ressources alimentaires, d'habitats ou dendromicrohabitats pour les espèces dépendant des troncs et des houppiers, comme certains vertébrés (oiseaux, chauve-souris, micromammifères), arthropodes, lichens, etc. Inversement la production et le maintien de rémanents de coupes, la création de souches peut abonder le stock de bois mort qui constitue une ressource alimentaire ou des sites de reproduction pour les espèces saproxylophages (champignons, arthropodes). L'ouverture du couvert qui résulte des coupes rases modifie (i) les conditions d'éclairement pouvant favoriser les espèces de plantes héliophiles mais nuire aux espèces sciaphiles et aussi (ii) le microclimat local. Elle se traduit également par une augmentation de la longueur des écotones (lisières) pouvant favoriser certaines espèces *via* la complémentarité des ressources mais en menacer d'autres *via* l'augmentation du risque de prédation ou la dispersion d'espèces invasives. L'utilisation d'engins d'exploitation, selon leur poids et la structure du substrat, peut conduire à des phénomènes de tassement menaçant la survie d'espèces associées à la litière et au sol. De même l'importance de la pente du peuplement coupé peut conduire à des phénomènes d'érosion et de lessivage impactant la biodiversité du sol forestier.

À l'échelle du paysage, la réalisation de coupes rases se traduit par une augmentation de la fragmentation du couvert forestier et une diminution de la connectivité des fragments d'habitats boisés, avec des conséquences variables en fonction des comportements et des capacités de dispersion des espèces. La création de zones d'habitats ouverts peut bénéficier aux espèces favorisées par la complémentarité des différents types d'habitats, par exemple les habitats forestiers pour les sites d'abri ou de reproduction et les habitats ouverts pour l'alimentation (par exemple, cervidés, rapaces, chauve-souris).

Les conséquences pour la biodiversité des coupes rases sont dépendantes de l'âge des arbres au moment de leur exploitation car ce degré de maturité influence les phénomènes décrits plus haut à l'échelle locale. Un grand nombre d'espèces forestières dépendent en effet des « gros » bois et des vieux bois présents dans les « vieilles forêts » dont l'âge dépasse « l'âge d'exploitabilité ». La fréquence et la récurrence des coupes sont également importantes car ces dernières peuvent interrompre les phénomènes de maturation et de successions végétales, le cycle sylvigénétique, qui déterminent à leur tour l'accumulation ou le renouvellement (*turn-over*) des espèces forestières. Des espèces sont ainsi principalement présentes dans les « forêts anciennes » où l'occupation du sol par un couvert boisé s'est maintenue de façon continue sur une longue durée.

Il ressort donc de ces considérations que la réponse de la biodiversité des forêts aux coupes rases peut varier fortement entre les groupes taxinomiques étudiés, voire entre les espèces, car elle dépend de leurs exigences d'habitats et de ressources, de leurs comportement et capacité de dispersion, donc plus de leurs traits fonctionnels que de leur appartenance à un phylum. Il est donc attendu un effet non univoque en termes de sens et de magnitude des coupes rase sur la biodiversité générale en forêt (Muys *et al*., 2022).

Nous ne connaissons qu'une seule revue de synthèse ayant traité de la question de l'effet des coupes rases sur la biodiversité en forêt pour différents groupes taxinomiques. Chaudhary *et al*. (2016) ont réalisé une méta-analyse de la littérature scientifique sur l'effet la gestion forestière pour la biodiversité en comparant notamment différentes modalités d'exploitation, dont la coupe rase. Sur la base de 106 cas comparant la biodiversité dans une coupe rase *versus* dans une forêt voisine de même maturité que celle coupée (en zone tempérée ou boréale) les auteurs concluent à un effet globalement négatif des coupes rases sur la richesse en espèces. Ce résultat cache cependant une grande disparité entre les réponses des taxons étudiés, avec un effet significativement négatif pour les oiseaux (19 cas), les amphibiens (cinq cas) et les champignons (sept cas), négatif mais non significatif pour les arthropodes (12 cas) et les plantes (49 cas), neutre pour les lichens (neuf cas) et significativement positif pour les mammifères (cinq cas). Cette méta-analyse souffre cependant de plusieurs limites méthodologiques : faible nombre de cas, absence de pondération des effets en fonction de la qualité des études, non prise en compte des covariables comme l'âge ou la surface des coupes rases.

Pour combler ces lacunes nous avons donc entrepris de réaliser une nouvelle méta-analyse quantitative pour évaluer l'effet des coupes rases sur la biodiversité des forêts en comparant la diversité des espèces de différents groupes taxinomiques dans des forêts proches, de même âge, structure et composition, coupées à blanc ou non coupées. Nous avons en outre renseigné et testé l'effet de covariables caractérisant le biome forestier, la composition des forêts, et la date de mesure après la coupe.

1.2.2 Définitions

Coupe rase : d'après le dictionnaire des termes forestiers de l'Union Internationale des Instituts de Recherches Forestières (IUFRO), la coupe rase désigne « l'abattage de la quasi-totalité des arbres d'un peuplement, ayant pour effet de créer une zone ouverte disponible pour un reboisement »[210].

Cas d'étude : dans une méta-analyse, un cas d'étude est une comparaison de l'objet d'étude (ici, la diversité spécifique d'un groupe taxonomique) entre le traitement (ici, une coupe rase) et le témoin (ici, absence de coupe). Une étude est susceptible de fournir plusieurs cas d'étude.

1.2.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

1.2.3.1 Collecte des données

Nous avons utilisé la base de données Web of Science sur laquelle nous avons utilisé la combinaison de mots-clés suivante pour nos recherches d'articles primaires jusqu'en 2021 : *(clearcut* OR clearfell* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearance) AND (forest* OR plantation) AND (species richness OR shannon OR simpson OR species diversity OR alpha diversity OR biodiversity OR diversity OR community OR communities)*.

En utilisant la combinaison mentionnée ci-dessus, la recherche a donné 2 822 articles.

Nous avons complété cette base d'articles avec ceux utilisés par Chaudhary *et al*. (2016) ainsi que par Fedrowitz *et al*. (2014) qui avaient comparé les effets sur la biodiversité de la coupe partielle avec ceux des coupes rases et de l'absence de coupe (nous ne traitons pas ici de l'effet de la coupe partielle dite « de rétention »).

Un premier tri a été effectué sur cette liste afin d'éliminer les articles ne traitant pas directement d'une comparaison de l'effet sur la biodiversité entre une coupe rase et un témoin (absence de coupe) sur la base de la lecture des résumés. Après ce tri effectué, il est resté 262 articles théoriquement exploitables sur différents taxons.

Un deuxième tri a ensuite été réalisé en appliquant des critères d'exclusion sur la base des textes lus en intégralité. Nous avons notamment exclu les études sans répétition du traitement (coupe rase) et du témoin (forêt intacte), ne portant que sur l'abondance d'une seule espèce, celles pour lesquelles les coupes rases étaient trop anciennes (car après un certain temps suivant une coupe rase la régénération naturelle ou la replantation reconstitue un couvert forestier ; la comparaison devient alors celle de la biodiversité entre forêt jeune *versus* mature et non entre forêt après coupe rase *versus* forêt non coupée. Nous avons retenu un seuil de 8 ans comme compromis entre un âge après coupe pas trop tardif et le nombre de cas disponibles car un seuil plus bas – de l'ordre de 2-3 ans – aurait conduit à éliminer trop de publications), celles s'intéressant à la diversité des arbres comme variable de réponse à la coupe (afin d'éviter de traiter le sujet de la régénération naturelle), celles où la composition en essences principales, la maturité et la localisation géographique étaient trop différentes entre forêts coupées et non coupées. Nous avons exclu les publications réalisées en forêt tropicale car trop peu nombreuses et donc non représentatives. Concernant les données statistiques, nous avons également exclu les publications où manquaient les informations sur la taille des échantillons (nombre de répétitions pour calculer la moyenne) et sur la variance de la mesure de biodiversité. Cette sélection a permis la constitution d'une base de 103 articles et 221 cas d'étude (soit deux fois plus que dans l'article de Chaudhary *et al*. (2016).

[210] Voir ici : https://www.iufro.org/science/special/silvavoc/silvaterm/query-silvaterm-database/clear-cutting/

Tableau 5.1.2-1 : Nombre d'articles retenus pour la méta-analyse comparant l'effet des coupes rases à celui des coupes partielles (coupe de rétention) ou de l'absence de coupe sur la diversité spécifique de 12 classes d'organismes (* la catégorie « plantes » correspond aux plantes vasculaires)

	Nombre d'articles	Nombre de comparaisons
Amphibiens	3	4
Arachnides	6	13
Bryophytes	8	19
Champignons	10	18
Chauve-souris	1	3
Insectes	30	57
Lichens	5	10
Mollusques	4	8
Oiseaux	25	35
Plantes[211]	18	47
Reptiles	1	1
Rongeurs	5	6
Total	**116**[212]	**221**

1.2.3.2 Covariables

Nous avons en outre renseigné des covariables afin d'en tester l'influence sur la réponse de la biodiversité aux coupes rases. Nous avons utilisé les informations contenues dans les articles retenus pour la méta-analyse pour caractériser :

- le biome (boréal, tempéré) ;
- la composition de la forêt (conifères, feuillus, mixtes) ;
- l'âge de la coupe (médiane du nombre d'années après la coupe).

Outre les covariables, chaque cas d'étude s'est vu attribuer un identifiant unique (Cas ID) et a été assigné à un article original (Article ID). Au sein de chaque article ID, nous avons considéré comme un Cas ID chaque comparaison entre la diversité spécifique d'une classe d'organismes entre une situation de coupe rase et une situation d'absence de coupe (par exemple, dans un article donné, des coupes rases pouvaient avoir été comparées avec des forêts non coupées dans deux régions forestières différentes, générant deux Cas ID ; ou bien des coupes rases avaient été réalisées dans deux types de composition de forêt, générant deux Cas ID ; pour satisfaire aux exigences de la méta-analyse, chaque Cas ID devait être assorti de répétitions permettant de calculer la moyenne et l'écart type).

1.2.3.3 Calcul de l'effet standardisé (*effect size*)

Afin de mieux évaluer la magnitude de l'effet des coupes rases sur la biodiversité nous avons utilisé le *log ratio* (Eq1) comme métrique d'effet standardisé (Hedges *et al*., 1999) :

$$LR = \ln(R) = \ln(M_{CC}/M_{NC}) \qquad \text{(Eq1)}$$

[211] La catégorie « plantes » correspond aux plantes vasculaires.
[212] Ce nombre diffère de 103 car certains articles traitaient de plusieurs classes d'organismes.

avec M_{CC} la moyenne de la richesse spécifique (ou de la diversité spécifique) de la classe d'organismes dans la modalité « coupe rase » et M_{NC} la moyenne de la richesse spécifique (ou de la diversité spécifique) de la classe d'organismes dans la modalité « non coupé ».

Comme variable de réponse pour calculer le *log ratio* nous avons utilisé les mesures de richesse spécifique ou les indices de diversité spécifique (par exemple, l'indice de Shannon). Nous n'avons pas retenu les abondances d'espèces (pour une classe donnée) considérant que ces mesures sont souvent difficiles à interpréter, dépendant du type d'échantillonnage (par exemple, le biais de piégeage), et difficiles à comparer entre classes.

Les résultats de moyennes d'effet standardisé ont été recalculés par transformation réciproque *du log ratio* afin de les exprimer plus simplement en pourcentage d'effet (Eq2) :

$$\% \text{ effet} = (\exp \ln(R) - 1) * 100 \qquad \text{(Eq2)}$$

Un effet positif indique donc une plus grande richesse ou diversité spécifique dans les coupes rases que dans les situations d'absence de coupe ($M_{CC} > M_{NC}$).

Conformément aux pratiques recommandées pour la réalisation de méta-analyses statistiques (Gurevitch *et al*., 2013) la variance du log ratio a été utilisée comme indice de qualité des articles (sous l'hypothèse que plus la variance est élevée moins la mesure de la variable de biodiversité est précise, en raison de biais méthodologiques par exemple) pour pondérer la contribution de chaque comparaison coupe rase *versus* absence de coupe dans le calcul de la moyenne pondérée des effets standardisés, en prenant comme poids l'inverse de cette variance (Eq3) :

$$W = 1/V \text{ avec } V = (ET_{CC})^2/(N_{CC} * M_{CC}^2) + (ET_{NC})^2/(N_{NC} * M_{NC}^2) \qquad \text{(Eq3)}$$

avec W =poids, V = variance, ET = écart-type, N = taille de l'échantillon et M = moyenne

1.2.3.4 Analyses statistiques

Nous avons d'abord estimé la moyenne globale de l'effet standardisé (*grand mean effect size*) des coupes rases sur la biodiversité en utilisant l'ensemble des données (combinant les métriques de richesse et diversité spécifique), soit 221 comparaisons avec le témoin « absence de coupe ». La moyenne de l'effet standardisé est considérée comme significative si son intervalle de confiance (IC) ne contient pas la valeur zéro.

Pour éviter les facteurs de confusion, les covariables ont ensuite été testées en utilisant une approche hiérarchique (Castagneyrol, 2012). Chaque covariable a été ajoutée au modèle uniquement dans le sous-ensemble de données où il était équitablement distribué en nombre de cas parmi les différentes modalités.

Ainsi pour tester l'effet du « biome » pour la comparaison « coupe rase » *vs* « absence de coupe » nous nous sommes restreints aux seules classes arachnides, oiseaux, champignons, insectes, bryophytes et plantes car toutes présentes dans les catégories « boréal » (137 comparaisons) et « tempéré » (74 comparaisons). Cet effet « biome » s'est révélé non significatif (QM(df = 1) = 0.5174, p-val = 0.4719).

Nous avons procédé de même pour le test de l'effet de la composition en essences principales (catégorisées en « feuillues », « conifères » ou « mixtes ») des forêts en ne retenant que les classes oiseaux, insectes, plantes vasculaires, arachnides et bryophytes pour la comparaison « coupe rase » vs « absence de coupe » (avec 37, 143 et 39 comparaisons pour les forêts feuillues, de conifères et mixtes, respectivement). Cet effet « composition » s'est révélé également non significatif (QM(df = 2) = 0.8631, p-val = 0.6495).

N'ayant pas détecté d'effet significatif de ces deux covariables, nous ne les avons pas testées en interaction avec les autres covariables dans la suite de nos analyses.

Nous avons ensuite testé l'effet de l'âge de la coupe rase (nombre d'années après la coupe) sur le jeu de données complet (sans séparer par biome ou par composition des forêts) et conclu à l'absence d'effet significatif (QM(df = 1) = 0.6383, p-val = 0.4243 ; Figure 5.1.2-1).

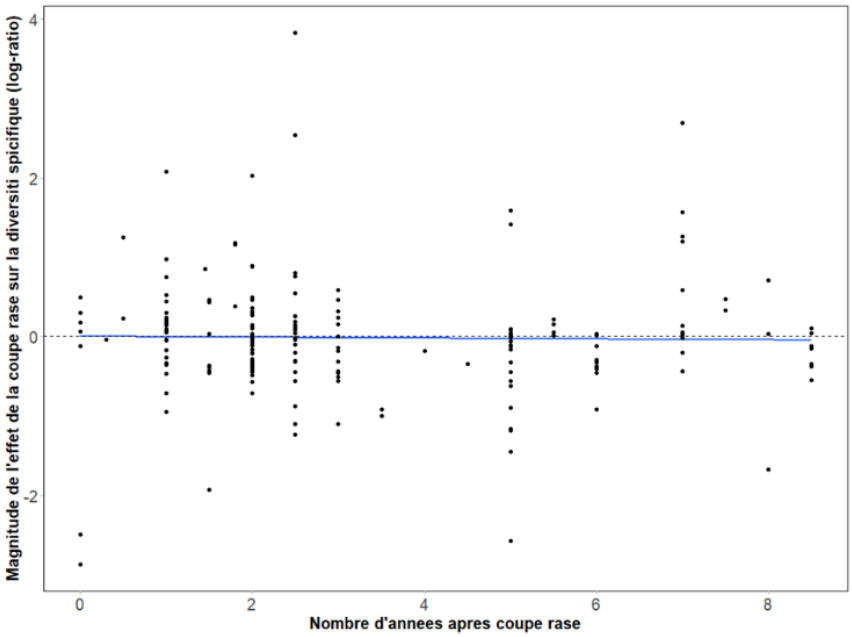


Figure 5.1.2-1 : Relation entre effet standardisé de la coupe rase sur la diversité spécifique des organismes (tous taxons confondus) et nombre d'années après la coupe (correspondant à la date de recensement des organismes) dans la limite de 8 ans.

Nous nous sommes donc *in fine* focalisé sur les covariables de taxonomie, en retenant le niveau de la « classe ». Afin de conserver assez de robustesse dans nos tests, nous avons décidé de ne garder que les classes d'organismes représentées par au moins trois articles et 10 comparaisons.

1.2.4 Réponses à la question posée

Sur l'ensemble du jeu de données (221 comparaisons) la moyenne des effets de la coupe rase sur la diversité des classes d'organismes étudiées en comparaison avec les forêts non coupées n'est pas significativement différente de zéro (m = -3,2 %, [- 12,6 % ; + 7,3 %]). En se limitant aux sept classes d'organismes bien couvertes par la littérature scientifique (199 comparaisons), le résultat est le même (m = -4,2 %, [- 14,4 % ; + 7,1 %]). La diversité spécifique n'est donc pas, en moyenne, différente dans les coupes rases et dans les forêts non coupées, toutes classes confondues.

En utilisant le jeu de données restreint aux sept classes d'organismes couverts par suffisamment d'articles et de comparaisons, nous avons détecté un effet significatif (P = 0,008) de la classe sur la réponse de la diversité spécifique à la coupe rase. La diversité spécifique des oiseaux (- 21,5 % ; [- 36,9 % ; - 2,4 %]) et celle des bryophytes (- 28,4 % ; [- 46,9 % ; - 3,6 %]) se sont révélées significativement inférieure dans les coupes rases à celles des forêts non coupées. En revanche pour les champignons, insectes, plantes vasculaires, lichens et arachnides, la diversité spécifique n'était pas significativement différente entre situations de coupe rase ou d'absence de coupe (voir Figure 5.1.2-1).

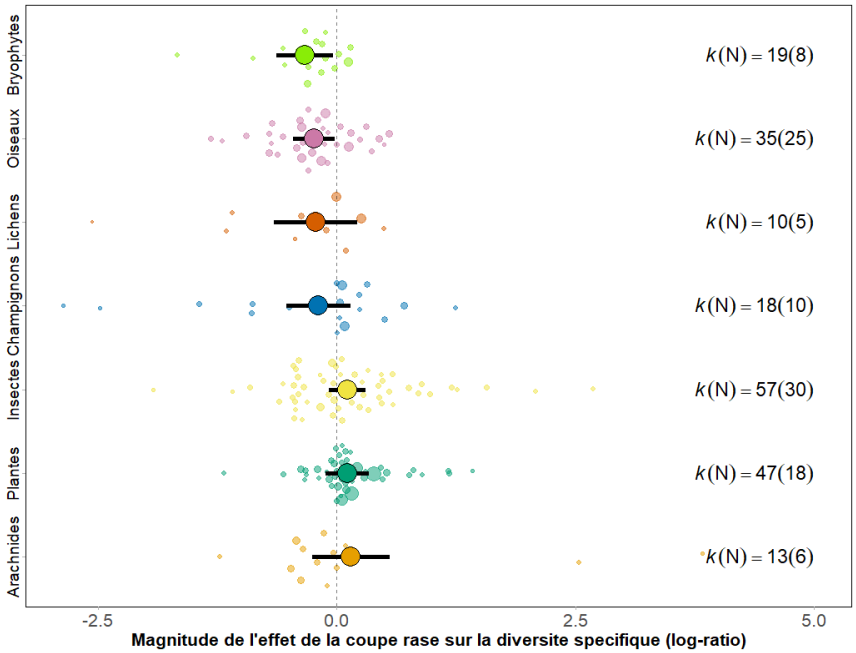


Figure 5.1.2-2 : Moyenne (et intervalle de confiance) de l'effet des coupes rases (par rapport à la situation témoin d'absence de coupe) sur la diversité spécifique de sept classes d'organismes. N est le nombre d'articles et k le nombre de comparaisons. La taille des points indique la précision du cas d'étude correspondant (rayon = 1 / erreur standard).

1.2.5 Conclusions et perspectives

Notre méta-analyse permet cependant de révéler un certain nombre de résultats marquants sur l'effet des coupes à court terme (dans les 8 ans suivant la coupe). Le premier constat valide les hypothèses initiales, confirmant l'absence d'un effet général des coupes rases sur la richesse spécifique. La moyenne générale des effets des coupes rases sur la richesse ou diversité spécifique n'est pas significativement différente de zéro, un résultat dû à la grande variabilité de la magnitude mais aussi du signe (positif ou négatif) de la réponse à la coupe rase de la diversité spécifique aussi bien à l'intérieur des classes d'organismes qu'entre classes. Il est donc important de rappeler que les coupes rases peuvent aussi avoir des effets bénéfiques pour certains organismes.

Deux classes d'organismes se sont révélées significativement et négativement impactées par les coupes rases en termes de diversité spécifique, les oiseaux et les bryophytes. Le résultat sur la faune avienne confirme ceux de Chaudhary *et al*. (2016). Les espèces d'oiseaux seraient moins nombreuses dans les coupes rases en raison de la disparition des arbres servant à la nidification (Simon, 2002 ; Laughlin *et al*., 2013), à l'absence de sous-bois, utilisé pour la nidification ou l'alimentation (Wang *et al*., 2006) ainsi qu'à une diminution des ressources alimentaires. Pour les bryophytes, le mécanismes sous-jacent de leur diminution après coupe rase est plus probablement lié à une modification du microclimat, avec une augmentation de la lumière et une diminution de l'humidité, conditions moins favorables à leur survie (Dynesius *et* Hylander, 2007). La gestion des rémanents de coupe (voir « Question 5.1. Quel est l'impact local d'une coupe rase sur la biodiversité en fonction des conditions d'exploitation : maintien ou export des rémanents, dessouchage et andainage ? ») est aussi importante car les pièces de bois mort sont d'importants supports (microhabitats) pour les bryophytes (Paquette *et al*., 2016).

Les autres classes étudiées ne présentent pas de réponse globale univoque à la coupe rase, avec des moyennes d'effets standardisés non significativement différentes de zéro. Ce résultat suppose

l'existence d'un équilibre (en nombre ou magnitude) entre les réponses positives et négatives à la coupe rase. Ainsi pour les plantes vasculaires, les coupes rases, augmentant l'apport de lumière, peuvent être favorables à la colonisation par les espèces héliophiles mais défavorables au maintien des espèces sciaphiles (Cesonienė *et al.*, 2019). Les travaux d'exploitation engendrant une perturbation des horizons supérieurs du sol peuvent également bénéficier aux espèces rudérales de plantes alors qu'ils pourraient nuire aux espèces compétitrices comme les arbustes (Heinrichs *et* Schmidt, 2009). Comme les bryophytes, certaines espèces de lichens et de champignons ont également tendance à disparaître dans les coupes rases en raison du changement de microclimat vers des conditions plus sèches (Locky *et* Bayley, 2007) mais d'autres espèces pourraient bénéficier de la présence de souches après coupe (Hämäläinen *et al*., 2015). Par ailleurs la perturbation du sol aurait des conséquences néfastes pour les champignons souterrains comme les mycorhizes (voir « Question 2. Quel est l'impact d'une coupe rase sur la biodiversité des sols ? » et « Question 7. Quels sont les impacts des travaux préparatoires du sol sur la biodiversité forestière ? ») mais la production de bois mort constituerait un apport de ressources pour les champignons lignivores (Parladé *et al*., 2019). Les études sur les insectes attestent également d'un effet favorable des coupes rases pour les espèces de milieu ouvert comme certains carabes (Koivula *et al*., 2019). Un facteur important déterminant le sens positif ou négatif de l'effet des coupes rases sur la diversité spécifique des insectes est la gestion des rémanents de coupes (voir « Question 5.1. Quel est l'impact local d'une coupe rase sur la biodiversité en fonction des conditions d'exploitation : maintien ou export des rémanents, dessouchage et andainage ? »), qui constituent des habitats et ressources nécessaires aux insectes saproxylophages (Fossestl *et* Sverdrup-Thygeson, 2009; Jonsell *et* Schroeder, 2014) mais peuvent empêcher la colonisation par certaines espèces de carabes (Nitterus *et al*., 2007). La réponse aux coupes rases des arachnides, en tant que prédateurs, suit logiquement celle de leurs insectes proies, sans parler des effets possibles du changement de microclimat.

L'analyse systématique de la littérature scientifique a permis d'identifier une centaine d'articles ayant comparé, pour chaque article, dans les mêmes conditions, en forêts boréales ou tempérées, et avec les mêmes méthodes d'inventaire, la richesse ou diversité spécifique d'organismes appartenant à sept classes distinctes (plantes vasculaires, bryophytes, lichens, champignons, arachnides, insectes, oiseaux) de la faune ou de la flore locale dans des forêts ayant subi ou non une coupe rase. Environ 53 % des études ont été réalisées en Amérique du Nord, 43 % en Europe et 4 % en Australasie. Étonnement nous n'avons pu trouver qu'une seule étude de ce type ayant été menée en France (Van Halder *et al*., 2010). De plus 70 % des études ont été menées en forêts boréales contre 30 % en forêt tempérées. La très grande majorité de ces études ne s'est intéressée qu'à une seule classe d'organismes, avec seulement quatre articles ayant étudié deux classes et trois articles ayant étudié trois classes. La comparaison de la réponse des différentes classes à la coupe rase ne peut donc être réalisée qu'en tenant compte de la moyenne des effets standardisés (donc dans des conditions sans doute différentes) et non pas à l'intérieur d'une même étude. Les conséquences multitaxinomiques des coupes rases sont donc difficiles à évaluer. Le principe de calcul des effets standardisés impose d'utiliser des variables de réponse dont on puisse calculer la moyenne (et la variance). Cela est possible avec la richesse spécifique ou des indices de diversité spécifique de type Shannon, mais cela ne l'est pas avec des descripteurs qualitatifs de la biodiversité comme des compositions de communautés d'espèces. Dès lors, l'information sur l'identité des espèces, ou plus encore sur les préférences d'habitats ou les traits fonctionnels des espèces, n'est plus accessible après calcul des effets standardisés. Cette méta-analyse sur l'effet des coupes rases ne peut donc se borner qu'à renseigner sur la réponse quantitative du nombre d'espèces, de façon indifférenciée par rapport aux exigences écologiques des espèces entrant dans le calcul des richesses spécifiques. Une manière plus pertinente d'analyser l'effet des coupes rases serait de se focaliser sur la réponse (quantitative) de groupes

fonctionnels d'espèces, par exemple les espèces spécialistes *vs* généralistes en termes d'exigence d'habitat (espèce forestières, espèces de milieux ouverts) ou les espèces sédentaires *vs* mobiles, etc. Cette approche par groupes écologiques (tous taxons confondus) est réalisée dans la « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? ». Cependant nous manquons actuellement de publications en nombre suffisant pour mener ce type d'analyse pour plusieurs groupes taxinomiques.

1.2.6 Références bibliographiques

Castagneyrol, B., 2012. Rôles fonctionels et structurels de la biodiversité sur les comunautés d'insectes et d'herbivorie associée : une approche expérimentale.

Cesonienė, L., Daubaras, R., Tamutis, V., Kaškonienė, V., Kaškonas, P., Stakėnas, V., Zych, M., 2019. Effect of clear-cutting on the understory vegetation, soil and diversity of litter beetles in scots pine-dominated forest. Journal of Sustainable Forestry 1–18. https://doi.org/10.1080/10549811.2019.1607755

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Scientific Reports 6, 23954.

Dynesius, M., Hylander, K., 2007. Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. Biological Conservation 135, 423–434. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.010

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L., 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. J. Appl. Ecol. 51, 1669–1679. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12289

Fossestl, K., Sverdrup-Thygeson, A., 2009. Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. Scandinavian Journal of Forest Research 24, 403–416. https://doi.org/10.1080/02827580903143871

Gurevitch, J., Koricheva, J., Mengersen, K., 2013. Handbook of Meta-Analysis In Ecology and Evolution, Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution. https://doi.org/10.1515/9781400846184

Hämäläinen, A., Kouki, J., Lõhmus, P., 2015. Potential biodiversity impacts of forest biofuel harvest: lichen assemblages on stumps and slash of Scots pine. Can. J. For. Res. 45, 1239–1247. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0532

Hedges, L., Gurevitch, J., Curtis, P., 1999. The Meta-Analysis of Response Ratios in Experimental Ecology. Ecology 80, 1150–1156. https://doi.org/10.2307/177062

Heinrichs, S., Schmidt, W., 2009. Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. Forest Ecology and Management 258, 667–678. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.037

Jonsell, M., Schroeder, M., 2014. Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape – Biodiversity implications for stump harvest. Forest Ecology and Management 334, 313–320. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.042

Koivula, M.J., Venn, S., Hakola, P., Niemelä, Jari, 2019. Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post harvest ». Forest Ecology and Management 436, 27–38.

Laughlin, A., Karsai, I., III, F., 2013. Habitat Partitioning and Niche Overlap of Two Forest Thrushes in the Southern Appalachian Spruce–Fir Forests. The Condor 115. https://doi.org/10.1525/cond.2013.110179

Locky, D., Bayley, S., 2007. Effects of logging in the southern boreal peatlands of Manitoba, Canada. Canadian Journal of Forest Research 37, 649–661. https://doi.org/10.1139/X06-249

Muys, B., Angelstam, P., Bauhus, J., Bouriaud, L., Jactel, H., Kraigher, H., Müller, J., Pettorelli, N., Pötzelsberger, E., Primmer, E., Svoboda, M., Thorsen, B., Meerbeek, K., 2022. Forest Biodiversity in Europe. https://doi.org/10.36333/fs13

Nitterus, K., Aström, M., Gunnarsson, B., 2007. Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera : Carabidae). Scand. J. For. Res. 22, 231–240.

Paquette, M., Boudreault, C., Fenton, N., Pothier, D., Bergeron, Y., 2016. Bryophyte species assemblages in fire and clear-cut origin boreal forests. Forest Ecology and Management 359, 99–108. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.031

Parladé, J., Queralt, M., Pera, J., Bonet, J.A., Castaño, C., Martínez-Peña, F., Piñol, J., Senar, M.A., De Miguel, A.M., 2019. Temporal dynamics of soil fungal communities after partial and total clear-cutting in a managed Pinus sylvestris stand. Forest Ecology and Management 449, 117456. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117456

Simon, N.P.P., 2002. Songbird abundance in clear-cut and burned stands: a comparison of natural disturbance and forest management. Canadian journal of forest research = v. 32, 1343–1350. https://doi.org/10.1139/x02-057

Van Halder, I., Barbaro, L., Corcket, E., Jactel, H., 2010. Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. Biodiversity and Conservation 225–245. https://doi.org/10.1007/978-90-481-2807-5_12

Wang, X., Burns, D., Yanai, R., Briggs, R., Germain, R., 2006. Changes in stream chemistry and nutrient export following a partial harvest in the Catskill Mountains, New York, USA. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 223, 103–112. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.060

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

Question 2. Quel est l'impact d'une coupe rase sur la biodiversité des sols ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 338
2.2 Définitions 338
2.3 Matériel et méthodes 339
2.4 Réponses à la question 339
2.4.1 Effets de la coupe rase sur les communautés microbiennes du sol en comparaison à des coupes sylvicoles partielles 339
2.4.1.1 Effets de la coupe rase sur les communautés microbiennes du sol 339
2.4.1.1.1 Cas des champignons : la coupe rase diminue la richesse et modifie la composition des communautés fongiques, avec diminution des ECM 340
2.4.1.1.2 Cas des bactéries : les coupes rases entraînent une modification et une homogénéisation de la composition spécifique des communautés bactériennes à court et moyen termes 340
2.4.1.2 Effets de la coupe rase sur la diversité microbienne fonctionnelle 341
2.4.1.3 Effets de la surface de la coupe et de la distance aux lisières forestières sur la diversité microbienne 341
2.4.1.4 Effets des pratiques de rétention sur les communautés microbiennes du sol 342
2.4.1.5 Persistance temporelle des effets de la coupe rase sur la diversité microbienne du sol et recolonisation 343
2.4.2 Effets de la coupe rase sur les communautés faunistiques du sol en comparaison à des coupes sylvicoles partielles 344
2.4.2.1 Effets des coupes rases sur la macrofaune à court et moyen terme 344
2.4.2.1.1 À court et moyen termes, les effets des coupes rases sur l'abondance de la macrofaune du sol varient en fonction des groupes trophiques 344
2.4.2.1.2 Cas des araignées : la coupe rase s'accompagne d'un fort remplacement des espèces 344
2.4.2.1.3 Cas des coléoptères : la coupe rase n'a pas d'effet significatif sur la richesse spécifique mais modifie la composition des communautés 344
2.4.2.1.4 Les effets variables selon les groupes trophiques persistent à moyen terme (10-12 ans après la coupe) 345
2.4.2.2 Effets des coupes rases sur la mésofaune 345
2.4.2.2.1 Cas des enchytréides 346
2.4.2.2.2 Cas des collemboles 346
2.4.2.2.3 Cas des acariens oribates 346
2.4.2.3 Synthèse 347
2.4.2.4 Intérêts des pratiques de rétention d'arbres matures sur la faune du sol 347
2.5 Perspectives : besoins de recherche et pistes de recommandation 348
2.6 Références bibliographiques 349

Rédacteurs

Emila **Akroume**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Dôle (39), France
Lucie **Vincenot**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France
Michael **Aubert**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV USC INRAE, Rouen (76), France

Contributeur

Lucas **Poullard**, Université Rouen Normandie, Laboratoire ECODIV, Rouen (76), France

2.1 Contexte et problématique

Les pratiques d'exploitation sylvicole, par exemple la coupe rase, altèrent intrinsèquement les habitats forestiers, de l'échelle fine des micro-habitats (*e.g.* échelle de l'arbre, du système racinaire) à celle du paysage, avec des impacts potentiels sur la biodiversité associée (Savilaakso *et al*., 2021). La biodiversité du sol (principalement faune, champignons, bactéries et archées) est constituée de taxons à mobilité réduite, augmentant leur sensibilité aux perturbations à large échelle. Le sol forestier est un habitat abritant des réseaux d'interactions trophiques, où les impacts directs de l'exploitation sur certains groupes taxonomiques (*e.g.* faune détritivore, champignons décomposeurs) peuvent se répercuter sur les groupes en interaction (*e.g.* macrofaune prédatrice, communautés bactériennes).

La biodiversité du sol est parfois négligée par manque de visibilité, du fait de modes de vie endogée ou semi-épigée, de tailles individuelles parfois microscopiques, ou de critères taxonomiques limités. Elle présente cependant des rôles écosystémiques variés, tels que la décomposition de la matière organique, la participation aux cycles biogéochimiques, la structuration des sols, la nutrition symbiotique des végétaux. En modifiant la biocénose des sols (en composition ou nombre d'espèces, abondance des individus ou équilibre des communautés), les perturbations d'exploitation par coupe rase altèrent ces rôles cruciaux pour le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

2.2 Définitions

Biodiversité du sol : ensemble des organismes vivants dont une partie au moins du cycle biologique se déroule dans les horizons pédologiques enrichis en matières organiques et considérés depuis leurs dimensions génétique, taxonomique et fonctionnelle jusqu'à la diversité des interactions qu'ils entretiennent entre eux et avec la matrice sol. Cela inclue entre autres les virus, les bactéries, les champignons, la faune (voir définitions de micro-, méso-, macro-, mégafaune) mais aussi les plantes via leurs systèmes racinaires.

Champignon ectomycorhizien (ECM) : champignon Ascomycète ou Basidiomycète en interaction symbiotique basée sur des échanges trophiques (azote, phosphore en échange de produits de photosynthèse) avec les racines d'un ou plusieurs arbres-hôtes.

Champignon mycorhizien arbusculaire : champignon généralement Gloméromycète en interaction symbiotique avec les racines d'une ou plusieurs plantes-hôtes basée sur des échanges trophiques (apport hydrominéral du champignon en échange des produits de photosynthèse de la plante). Les plantes sont généralement des herbacées, mais aussi des ligneux comme les Acéracées, les Rosales et de nombreuses familles des forêts tropicales et subtropicales.

Communautés microbiennes : ensemble des espèces de champignons micro- et macroscopiques, d'archées (archébactéries) et eubactéries.

Diversité microbienne fonctionnelle : diversité des fonctions assurées par les microorganismes qui constituent une communauté microbienne. Dans la présente étude traitant de la biodiversité du sol, il s'agit donc de la diversité des fonctions liées aux cycles biogéochimiques.

Macrofaune : ensemble des espèces animales de taille individuelle supérieure à 2 mm (visible à l'œil nu – *e.g.* annélides, arachnides, crustacés, insectes, mollusques, myriapodes). Au-delà d'une taille de 100 mm, le terme de mégafaune est préféré (*e.g.* taupes, lapins).

Mésofaune : ensemble des espèces animales de taille individuelle comprise entre 0,1 et 2 mm (visible à la loupe – *e.g.* acariens, collemboles, insectes).

Microfaune : ensemble des espèces animales de taille individuelle inférieure à 0,1 mm (visible au microscope – *e.g.* nématodes, protistes).

Champignon à mycorhizes éricoïdes : champignon Ascomycète ou Basidiomycète en interaction symbiotique basée sur des échanges trophiques (azote, phosphore en échange de produits de photosynthèse) entre un ou plusieurs champignons et une ou plusieurs plantes-hôtes de la famille des Ericacées. Les partenaires fongiques de mycorhizes éricoïdes peuvent également mettre en place des ectomycorhizes avec les systèmes racinaires d'arbres.

Saprotrophe : organisme obtenant ses ressources trophiques par décomposition de matière organique morte (*e.g.* champignons décomposeurs, arthropodes détritivores).

2.3 Matériel et méthodes

En raison du nombre limité de références par taxon et par pratique sylvicole, il n'a pas été possible de réaliser une méta-analyse sur les impacts de la coupe rase sur les communautés du sol. Il s'agit donc d'une synthèse narrative, en majorité fondée sur des études réalisées dans le contexte de forêts résineuses d'Amérique du Nord ou de Fennoscandie où l'exploitation par coupe rase (avec ou sans rétention) est majoritaire (Savilaakso *et al*., 2021). Quelques études citées ont été menées en contexte tempéré, voire en milieu tropical (Chen *et al*., 2021b).

Dans cette étude, nous avons comparé la coupe rase à différentes opérations de prélèvement plus ou moins intensives. Certaines sont explicitement identifiées comme la **régénération par coupe progressive** (*shelterwood*). Les coupes rases avec pratiques de **rétention** à but de préservation de la biodiversité et/ou du paysage sont traitées dans un paragraphe spécifique. Enfin, afin d'éviter une confusion sémantique, tous les autres types de prélèvement partiels, souvent peu détaillés dans les articles cités, ont été regroupés sous l'appellation « **coupes partielles** ». Ce terme englobe donc les prélèvements lors de **coupes de jardinage** dans un but de renouvellement (*selection cut*) mais aussi des prélèvements en système *a priori* équien sans but explicite de régénération ou d'amélioration du peuplement (*selective cut*) mais dont les effets peuvent être jugés comparables du point de vue de la biodiversité du sol.

2.4 Réponses à la question

2.4.1 Effets de la coupe rase sur les communautés microbiennes du sol en comparaison à des coupes sylvicoles partielles

2.4.1.1 Effets de la coupe rase sur les communautés microbiennes du sol

Marshall (2000) a comparé les impacts sur la diversité microbienne du sol de différents types de coupes à court et moyen termes (2 à 10 ans après la coupe) et long terme (> 10 ans après la coupe). Dans cette synthèse, trois grands groupes de coupe sont traités : les coupes rases, les coupes de régénération progressive et des coupes en système irrégulier, parfois appelées à « rotation allongée ». En général, la majorité des taxons voit leur abondance diminuer après coupe rase.

De façon plus générique, différents facteurs de stress environnementaux, souvent associés à une réduction de l'activité photosynthétique des plantes (incendie, tempêtes, ou perturbations anthropiques), peuvent modifier les communautés microbiennes du sol en favorisant la surreprésentation de clades spécifiques ayant des capacités compétitives élevées dans les nouvelles conditions environnementales générées (Mayer *et al*., 2022 ; Pérez-Izquierdo *et al*., 2020).

2.4.1.1.1 Cas des champignons : la coupe rase diminue la richesse et modifie la composition des communautés fongiques, avec diminution des ECM

Plusieurs études se concentrent sur les impacts à court et moyen termes des coupes rases et des pratiques sylvicoles alternatives sur les champignons, notamment ectomycorhiziens (ECM) du fait de leur rôle essentiel en tant que symbiotes privilégiés des essences forestières. Les communautés fongiques sont fortement impactées par la coupe rase en considérant la richesse et la composition spécifiques (Tomao *et al*., 2020). En particulier, une diminution du nombre d'espèces fongiques ECM apparaît de manière récurrente (Bowd *et al*., 2022 ; Durall *et al*., 2006 ; Jones *et al*., 2003 ; Marshall, 2000 ; Parladé *et al*., 2019 ; Tomao *et al*., 2020). Dès quelques mois à quelques années après la coupe rase, la réponse des communautés fongiques peut aussi se refléter dans des changements de composition spécifique et fonctionnelle au profit des espèces saprotrophes et des espèces mycorhiziennes arbusculaires (Kohout *et al*., 2018 ; Parladé *et al*., 2019), voire au sein-même de la guilde ECM (Heinonsalo *et al*., 2007).

Par exemple, en comparaison avec une régénération naturelle par coupes progressives, la coupe rase provoquerait une diminution de la richesse en espèces fongiques ECM observée 2 ans après la coupe (Hagerman *et al*., 2001). Des travaux récents (Parladé *et al*., 2019) confirment la baisse de l'abondance relative des champignons ECM dans la communauté fongique observée 5 ans après coupe rase, avec une augmentation relative des saprotrophes. Par ailleurs, la réponse des cortèges fongiques totaux après coupe rase partielle (s'apparentant à une coupe secondaire en régénération par coupes progressives) était semblable à celle observée après coupe rase simple (Parladé *et al*., 2019).

Les champignons ECM étant indispensables à la nutrition des arbres, l'effet de la coupe rase sur la colonisation racinaire par les ectomycorhizes a été également étudié, avec des observations contrastées de mycorhization moindre (Jones *et al*., 2003) ou non modifiée (Marshall, 2000) à court et moyen terme. Heinonsalo et Sen (2007) n'ont pas observé de changement dans la diversité des morphotypes dominants d'ECM associés à de jeunes pins sylvestres 1 et 4 ans après coupe rase, suggérant une persistance de l'inoculum ECM dans le sol à cette échelle temporelle. Cette variabilité semble liée au contexte forestier (sol, climat, essence, itinéraires de gestion) et aux partenaires ECM (espèces fongiques ECM, arbres-hôtes) étudiés.

2.4.1.1.2 Cas des bactéries : les coupes rases entraînent une modification et une homogénéisation de la composition spécifique des communautés bactériennes à court et moyen termes

Une modification de composition spécifique a été observée en réponse aux coupes rases pour les communautés bactériennes (Marshall, 2000 ; Siira-Pietikäinen *et al*., 2001), avec des divergences nettes par rapport aux communautés présentes initialement. Par contraste, les communautés bactériennes ne semblent pas impactées par des coupes de jardinage ou par trouées (Siira-Pietikäinen *et al*., 2001). Le groupe des Archées semble également perdre en richesse taxonomique après des interventions fortes comme des coupes sanitaires ou des coupes rases (Bowd *et al*., 2022).

Du point de vue de l'équilibre taxonomique des communautés microbiennes (fongiques et bactériennes), la coupe rase semble modifier la structure des cortèges conduisant à une homogénéisation des communautés (Chen *et al*., 2021a) et à une modification des formes d'interactions arbre-micro-organismes (Chen *et al*., 2021b). Cette pratique aurait tendance à bénéficier aux espèces pionnières (champignons à stratégie de colonisation par dispersion de spores, par exemple ECM) et à celles favorisées par l'accumulation de matières organiques (bactéries copiotrophes, champignons saprotrophes) induite par la coupe rase, en l'absence de traitement particulier des rémanents d'exploitation (Chen *et al*., 2021a, 2021b).

2.4.1.2 Effets de la coupe rase sur la diversité microbienne fonctionnelle

La modification de la composition des communautés microbiennes est susceptible de s'accompagner d'une modification de la diversité fonctionnelle. La plupart des études mettent en avant une diminution de la biomasse microbienne, en particulier fongique à court terme après une coupe rase (Bååth, 1980 ; Kohout *et al*., 2018 ; Lindo and Visser, 2003 ; Mummey *et al*., 2010 ; Siira-Pietikäinen *et al*., 2001). Elle est généralement associée à une diminution significative de la respiration basale (Siira-Pietikäinen *et al*., 2001) et de l'activité enzymatique dans l'horizon minéral dans les 2 ans suivant la coupe rase (Bååth, 1980 ; Kohout *et al*., 2018 ; Mayer *et al*., 2022). En comparaison, d'autres systèmes de sylviculture (trouées ou coupe de jardinage) semblent n'avoir aucun effet notable sur la biomasse microbienne ou sur la respiration basale à court terme (Siira-Pietikäinen *et al*., 2001).

Ces changements du fonctionnement des communautés microbiennes du sol sont à relier directement avec la modification des ratios entre champignons et bactéries dans le sol forestier suite à une coupe rase. Alors que sous peuplement forestier la proportion de biomasse fongique est typiquement plus élevée que celle de la biomasse bactérienne, de façon récurrente une diminution de la biomasse fongique, et donc du ratio champignons/bactéries, est observée après coupe rase (Holden and Treseder, 2013 ; Marshall, 2000 ; Mummey *et al*., 2010 ; Siira-Pietikäinen *et al*., 2001). Les conditions de milieu après coupe rase semblent favoriser la majorité des groupes bactériens à l'exception des bactéries Gram-négatives (Mummey *et al*., 2010) et des groupes fixateurs d'azote (Marshall, 2000). Ces perturbations affectent durablement le cycle d'azote, avec une augmentation de la minéralisation de l'azote et une accumulation d'azote minéral dans le sol (principalement sous forme de nitrates et ammonium) (Osburn *et al*., 2019).

Comme évoqué en paragraphe 0, la modification de la structure des communautés microbiennes engendre une modification des formes d'interactions arbre-micro-organismes (Chen *et al*., 2021b), pouvant altérer les chaînes trophiques. Au sein des communautés fongiques, la réponse de la composition spécifique à court et moyen termes à une coupe rase peut aussi se refléter dans des changements d'équilibre des guildes fonctionnelles avec une perte d'espèces ECM au profit des espèces saprotrophes et des espèces mycorhiziennes arbusculaires (Kohout *et al*., 2018 ; Parladé *et al*., 2019), voire au sein de la guilde ECM avec une baisse relative des espèces formant des rhizomorphes (organes d'exploration à distance) après coupe rase (Heinonsalo *et al*., 2007).

2.4.1.3 Effets de la surface de la coupe et de la distance aux lisières forestières sur la diversité microbienne

La question de l'impact de la surface de la coupe rase est récurrente. Après une coupe rase, la recolonisation fongique se produit essentiellement à partir de spores transportées par le vent ou par des animaux provenant de zones forestières adjacentes et de propagules fongiques résistantes qui persistent plus profondément dans les couches de sol minéral (Glassman *et al*., 2016 ; Livne-Luzon *et al*., 2017 ; Rincón *et al*., 2014). Bien qu'abordée, là aussi, principalement en Amérique du Nord et en Fennoscandie, régions où les coupes rases sont souvent de grandes tailles, les études se concentrent sur des cas de petites ouvertures de l'ordre de quelques ares[213].

La distance de la lisière entre zone ouverte et peuplement fermé est très structurante pour les communautés ectomycorhiziennes en particulier. La richesse en espèces ECM diminue avec la distance à la lisière (Hagerman *et al*., 1999 ; Jones *et al*., 2003 ; Kranabetter and Wylie, 1998). La proximité de la lisère forestière favorise la colonisation racinaire des plants par les champignons ECM (Hagerman *et*

[213] Les études en question n'en précisent pas les raisons. Il s'agit peut-être d'une question de facilité d'échantillonnage : travailler sur des petites surfaces permet de s'affranchir / de limiter des soucis d'hétérogénéité spatiale particulièrement compliqués à prendre en compte pour des études de biodiversité microbienne.

al., 1999) ainsi que la croissance et la survie des plants, en particulier dans les contextes de concurrence végétale (Grove *et al*., 2019).

La littérature fait apparaître un seuil de distance à la lisière entre 5 m (Kranabetter *et* Wylie, 1998) et 15 m (Hagerman *et al*., 1999), à partir duquel la densité d'ectomycorhizes baisserait. Hagerman *et al*. (1999) présentent une baisse de 65 % de la colonisation racinaire et de 55 % du nombre de morphotypes d'ECM sur les racines des semis au-delà de 16 m des lisières par rapport aux plants situés à 2 ou 3 m du peuplement mature. En comparaison, il pourrait y avoir jusqu'à 50 % de plus de morphotypes d'ECM sous régénération naturelle ou à moins de 5 m de la lisière (Kranabetter *et* Wylie, 1998) et la richesse en carpophores d'ECM peut décroître rapidement au-delà de 7 m de la lisière (Durall *et al*., 1999). La lisière favorise la dispersion des spores d'espèces de stade forestier mature depuis le peuplement vers le parterre de coupe ou des bouquets d'arbres isolés (Peay *et al*., 2010). Elle peut aussi être importante en tant que réservoir d'hyphes (associés à des arbres vivants et formant un réseau mycorhizien commun entre arbres d'âges variés) – même si pour Harvey *et al*. (1980) l'extension limitée (1,5 m) du mycélium fongique ECM d'une parcelle adjacente à celle exploitée en coupe rase suivie de brûlis serait insuffisante pour la colonisation à court terme des racines des jeunes plants. En revanche, du mycélium viable de *Phaeocollybia sp*. a pu être détecté à moyen terme après coupe rase (Gordon and Van Norman, 2014) ; il est possible que la réponse du mycélium et des mycorhizes associées varie selon les espèces, notamment selon les types exploratoires mycorhiziens (Agerer, 2001)

Le fait de créer une ouverture dans la canopée semble remanier localement la composition des communautés fongiques, notamment en diminuant la richesse en espèces fongiques ECM, y compris dans des peuplements gérés en structures non-régulières (Durall *et al*., 1999 ; Tomao *et al*., 2020).

Du point de vue fonctionnel, la biomasse microbienne, la biomasse des champignons endomycorhiziens et la respiration du sol diminuent avec l'augmentation de la taille de la trouée (Schliemann *et* Bockheim, 2014) ; de même, si l'activité enzymatique microbienne totale n'est pas différente entre des peuplements fermés et des peuplements avec de légères ouvertures (40-50 m²), elle devient significativement plus faible dès une surface de trouée d'1 are (Yang *et al*., 2017). L'ouverture de trouées provoquerait des modifications de compositions des communautés microbiennes et des comportements différents entre les cortèges sur les capacités de dégradation de la lignine, mais ces changements seraient minimes et transitoires (Lewandowski *et al*., 2015). Et dans le cas des mycorhizes ECM, une coupe rase (suivie de brûlis dans le contexte de l'étude, Harvey *et al*., 1980) entraînerait une forte baisse d'activité enzymatique chez les racines ECM en marge (jusqu'à 8 m) de parcelle exploitée.

2.4.1.4 Effets des pratiques de rétention sur les communautés microbiennes du sol

Plusieurs études récentes s'intéressent à l'intérêt des méthodes de rétention d'arbres matures (par bandes, bouquets ou arbres isolés) pour atténuer les effets de la coupe rase sur les communautés du sol en fournissant des « îlots » intacts (Tomao *et al*., 2020). En plus de maintenir les niveaux de diversité et de biomasse fongique, la rétention d'arbres jouerait également un rôle de préservation des processus de dégradation de la matière organique et sur la dynamique du carbone et de l'azote du sol (Mayer *et al*., 2022).

L'effet conservateur des pratiques de rétention varie selon la densité de rétention. Par exemple, Sterkenburg *et al*. (2019) observaient que la conservation d'au moins 30 % des arbres permettrait d'atténuer significativement les effets négatifs de la coupe rase sur la richesse et la diversité des communautés ECM. (2004) n'observaient pas d'effet négatif à moyen terme de la coupe rase sur la production de carpophores épigés et hypogés quand 40 % des arbres matures étaient retenus, alors

que cette production baissait significativement quand 15 % des arbres étaient retenus. Au contraire, certains travaux montrent que la rétention d'arbres matures ne compense pas les effets négatifs de la coupe rase sur les communautés ECM, excepté aux abords immédiats des arbres de rétention où les cortèges fongiques demeurent similaires à ceux d'un peuplement forestier mature (Varenius *et al*., 2017).

Plus précisément, il apparaît que la distribution et la taille des îlots de rétention d'arbres matures affectent particulièrement la préservation de l'inoculum ECM. D'après Philpott *et al*. (2018), la rétention d'arbres isolés aurait les mêmes effets à court terme que la coupe rase sur la composition des communautés fongiques alors que la conservation de bouquets permettrait de maintenir des communautés similaires et aussi diversifiées que celles du peuplement intact. Et à moyen terme, Luoma *et al*. (2004) ont relevé une baisse significative encore plus forte de la production de carpophores lorsque 15 % des arbres matures étaient préservés en distribution dispersée plutôt qu'en îlots d'arbres agrégés.

2.4.1.5 Persistance temporelle des effets de la coupe rase sur la diversité microbienne du sol et recolonisation

La diversité microbienne des sols forestiers, et en particulier celle des communautés fongiques ECM, est très structurée par le stade du peuplement hôte, depuis le stade de régénération jusqu'au stade mature (Jones *et al*., 2003 ; Tomao *et al*., 2020 ; Wallander *et al*., 2010). Les modifications de composition des assemblages microbiens pionniers qui apparaissent après coupe peuvent donc perdurer au moins pendant la phase de régénération jusqu'à la fermeture du peuplement, après quoi un remplacement taxonomique a lieu par des espèces de stades intermédiaires à matures (e.g. Vincenot and Selosse, 2017 pour les ECM).

À court terme, l'abondance des champignons ECM diminue dès les premiers mois après une coupe rase (Kohout *et al*., 2018). Néanmoins, l'inoculum fongique et des racines ectomycorhizées resteraient actifs pendant encore 2 ans dans le sol après coupe rase, mais ils déclineraient rapidement si le laps de temps est trop important entre coupe et plantation (Marshall, 2000 ; Jones *et al*., 2003). Il est donc recommandé, du point de vue du potentiel de colonisation racinaire par les espèces ECM, de replanter dans les 2 années suivant la coupe pour éviter les difficultés à régénérer la parcelle si elle tend à être colonisée par une végétation associée à des cortèges non-ectomycorhiziens (souvent des poacées ou éricacées). La présence de mycorhizes éricoïdes ou arbusculaires a un effet négatif sur la capacité de formation et de colonisation des ectomycorhizes (Jones *et al*., 2003).

À l'inverse, on peut noter l'importance de la présence d'espèces ligneuses d'accompagnement, majoritairement associées à des champignons ECM, qui fournissent un réservoir d'inoculum d'ECM pour la phase de renouvellement du peuplement (Hagerman *et al*., 2001).

Malgré la modification de la composition spécifique des cortèges et la diminution en abondance des champignons ECM, la coupe rase n'affecterait cependant pas toujours significativement la diversité fongique ni le potentiel de recolonisation par les espèces ECM lors de la régénération (Parladé *et al*., 2019).

Même si les communautés peuvent parfois converger précocement (13 ans après coupe pour des ECM, Philpott *et al*., 2018) au cours de la régénération ou du reboisement, le retour des communautés microbiennes (fongiques et bactériennes) à leur composition initiale avant coupe rase et de leurs fonctions associées apparaît comme un processus de moyen à long terme, entre 30 et 60 ans après la coupe rase (Varenius *et al*., 2017 ; Osburn *et al*., 2019). Les effets fonctionnels d'une coupe rase sur les communautés fongiques ECM pourraient persister à long terme, comme le suggère l'étude de Varenius *et al*. (2016) qui montre la recolonisation menant à des richesses spécifiques semblables en

forêts naturelle ou 50 ans après coupe rase, mais une modification de la composition en espèces particulièrement marquée pour les espèces moins fréquentes. Les abondances de champignons symbiotiques augmentent à nouveau progressivement, tandis que l'abondance relative des saprotrophes diminue avec le temps (Chen *et al*., 2019) vers un ratio entre guildes fonctionnelles tendant peu à peu vers celui d'une forêt mature. En revanche, le mode de régénération (coupe rase ou régénération naturelle par coupes progressives) n'influencerait pas les communautés ECM (Varenius *et al*., 2016).

2.4.2 Effets de la coupe rase sur les communautés faunistiques du sol en comparaison à des coupes sylvicoles partielles

2.4.2.1 Effets des coupes rases sur la macrofaune à court et moyen terme

2.4.2.1.1 À court et moyen termes, les effets des coupes rases sur l'abondance de la macrofaune du sol varient en fonction des groupes trophiques

À des niveaux taxonomiques élevés (famille, ordre, classe), les coupes rases sur de grandes surfaces ou les coupes par trouées ont des effets contrastés sur l'abondance de différents groupes de macro-arthropodes selon leur groupe trophique, avec une baisse significative des prédateurs (araignées, Huhta, 1976 ; Siira-Pietikäinen *et al*., 2003), (chilopodes, Huhta, 1976 ; Pontégnie *et al*., 2005), (staphylins, Pontégnie *et al*., 2005), et une perte limitée de macro-arthropodes herbivores (diptères et coléoptères, Siira-Pietikäinen *et al*., 2003 ; Theenhaus *et* Schaefer, 1995) et fongivores (Siira-Pietikäinen *et al*., 2003). Chez les macro-arthropodes détritivores, les effets des coupes rases apparaissent neutres (vers et diptères, Theenhaus *et* Schaefer, 1995 ; tous groupes, Pontégnie *et al*., 2005) voire tendent à une hausse des effectifs (Siira-Pietikäinen *et al*., 2003). Ces réponses contrastées sont un constat récurrent dans les études sur l'impact des pratiques forestières sur la faune du sol, rendant difficile l'émergence de consensus sur les effets des pratiques en termes de biodiversité du sol de grands groupes taxonomiques.

2.4.2.1.2 Cas des araignées : la coupe rase s'accompagne d'un fort remplacement des espèces

La réponse de la macrofaune du sol est également variable selon les exigences écologiques d'organismes taxonomiquement et trophiquement proches. L'étude de Coyle (1981) a par exemple montré chez les Aranéides (araignées) un remplacement d'espèces fortement prononcé lors de coupe rase : 25 % des espèces présentes avant coupe avaient disparu une à cinq saisons après l'exploitation, et 50 % des espèces présentes après coupe n'étaient pas détectées avant. L'effet bénéfique global de la coupe sur la richesse spécifique masquait une réduction du nombre d'espèces sédentaires (construisant des toiles pour se nourrir) et une augmentation du nombre d'espèces chasseuses ; ces dernières étant favorisées par une réduction des retombées de litière et un climat plus sec. De manière comparable, Matveinen-Huju *et* Koivula (2008) ont observé chez les araignées des réponses contrastées selon l'écologie des espèces et un remplacement au sein des communautés. À court terme (piégeage 2,5 ans après coupe rase), l'abondance avait chuté drastiquement chez des espèces forestières tandis que des espèces d'habitats ouverts étaient apparues. Au sein des guildes trophiques, les communautés initialement dominées par des espèces piégeuses étaient dominées par des espèces chasseuses 2,5 ans après exploitation. Par ailleurs, les communautés associées à la modalité de rétention étaient similaires soumises à coupe rase (Matveinen-Huju *et* Koivula, 2008).

2.4.2.1.3 Cas des coléoptères : la coupe rase n'a pas d'effet significatif sur la richesse spécifique mais modifie la composition des communautés

Au niveau spécifique, pour les coléoptères adultes, Siira-Pietikäinen (2003) n'ont pas observé d'effet significatif à court terme des coupes rases sur la richesse spécifique, mais ont mis en évidence une forte modification de la composition en espèces des communautés, avec un remplacement d'espèces de prédateurs spécialistes dominantes par des prédateurs généralistes dominants. Considérant l'abondance des coléoptères, Theenhaus *et* Schaefer (1995) ou encore Pontégnie *et al*. (2005) ont observé une baisse significative du nombre total d'individus suite à une coupe rase, variant selon les groupes trophiques et menée notamment par des pertes de phytophages et de certains groupes de prédateurs. La réponse des communautés de coléoptères à la coupe rase peut aussi s'exprimer en préférences d'habitat, avec un gain d'espèces et d'individus d'habitats ouverts (*e.g. Pterostichus adstrictus*) et une baisse d'abondance limitée des espèces d'habitats forestiers 2 et 3 ans après exploitation (Koivula *et al*., 2019).

2.4.2.1.4 Les effets variables selon les groupes trophiques persistent à moyen terme (10-12 ans après la coupe)

En forêts caducifoliées canadiennes, Moore *et al*. (2002) avaient relevé des réponses à la coupe rase variables sur le moyen terme (12 ans) en fonction des groupes trophiques ; les escargots (herbivores) et les carabes (nombreux prédateurs) voyant leurs effectifs moyens totaux augmenter dans les modalités expérimentales coupes rases tandis que d'autres groupes comme les diplopodes (détritivores) et les limaces ne montraient pas de réponse significative à la coupe rase.

En forêts boréales, Siira-Pietikäinen *et* Haimi (2009) ont ré-échantillonné, 10 ans après, les sites de leur étude publiée en 2003, pour estimer les capacités de résilience des assemblages d'espèces. L'abondance totale des macro-arthropodes sur toutes les parcelles ayant subi un prélèvement, à l'exception du prélèvement sélectif de 30 % des arbres en place, était inférieure d'environ 50 % à celle des parcelles témoin non-coupées. Les coupes avaient majoritairement impacté les macro-arthropodes herbivores, microbivores (prédateurs de la microflore) et les détritivores. Les auteurs ont avancé le caractère « spécialiste » des herbivores ne retrouvant pas, dans la flore développée dans les coupes, les conditions similaires à celles du peuplement mature avant coupe malgré une végétation plus développée après coupe. Les auteurs ont également mis en évidence que la macrofaune du sol était l'un des groupes les plus impactés par les coupes, ces dernières détruisant les micro-habitats des peuplements matures tel que les accumulations de débris ligneux au sol. Les effets de coupe rase persistants liés à la modification d'habitat apparaissent notamment chez les Carabidae, dont les effectifs d'espèces d'habitat ouvert peuvent augmenter rapidement (en 2 ans) et rester élevés 10 ans après la coupe rase (Koivula *et al*., 2019). Chez des communautés de fourmis, Punttila *et al*. (1991) ont observé que la perte d'habitat de litière de résineux se traduisait deux ans après la coupe par des pertes d'effectifs et d'environ un tiers des espèces. Mais 10 ans après coupe, avec le développement au sol d'une nouvelle couverture de bryophytes et de litière de feuillus, une recolonisation par des espèces pionnières était visible.

À long terme (40 à 58 ans), Johansson *et al*. (2016) ont observé des réponses à la coupe rase des communautés de coléoptères épigés en forêt boréale variables selon les familles, comme une résilience des assemblages de Leiodidae (fongivores) à l'exploitation ou une persistance de la modification des assemblages de Curculionidae (phytophages). Pour l'ensemble des familles, une réponse à la coupe rase était visible à moyen terme (8 à 25 ans), avec des espèces différentes et moins nombreuses, et des effectifs plus faibles qu'en forêt mature. Mais ces réponses s'estompaient à long terme : les communautés ayant subi une coupe rase plus ancienne (40 à 58 ans) étaient semblables à celles de forêts matures (80 ans et plus).

2.4.2.2 Effets des coupes rases sur la mésofaune

Comme la macrofaune, la mésofaune est composée d'une multitude de groupes taxonomiques aux exigences trophiques et écologiques diverses. Les effets des coupes rases sur la mésofaune diffèrent entre systèmes boréaux et tempérés, ainsi qu'entre forêts résineuses et feuillues.

2.4.2.2.1 Cas des enchytréides

Les enchytréides (vers annélides détritivores) très abondants dans les sols acides sont souvent favorisés par les coupes rases dans les forêts résineuses boréales du nord de l'Europe (Marshall, 2000) avec une augmentation progressive de leur abondance dans les 3 années qui suivent la coupe (Siira-Pietikäinen *et al*., 2001). Mais, là-encore, la réponse semble contextuelle. Boros *et al*. (2019) ont par exemple mis en évidence, dans une chênaie sessiliflore en domaine tempéré, à l'opposé de ce qui est constaté en systèmes boréaux, une chute de l'abondance et de la richesse spécifique des enchytréides dans un traitement coupe rase en comparaison d'une zone non exploitée. L'épaisseur des horizons holorganiques (OL-OF-OH) est souvent mise en avant comme facteur de résistances, car fournissant un habitat tamponné aux enchytréides dont les capacités de dispersion sont faibles (Elek *et al*., 2018) et expliquant ainsi la différence de réponse entre forêts résineuses à horizon O épais et forêts de feuillus.

Des travaux plus anciens montreraient le même effet de préservation des communautés d'enchytréides, pour lesquelles la rétention de seulement 10 % des tiges éviterait une divergence de diversité par rapport aux peuplements matures (Siira-Pietikäinen *et al*., 2001).

2.4.2.2.2 Cas des collemboles

Les collemboles (meso-arthropodes détritivores et fongivores) ont également des réponses contextuelles aux pratiques de coupe. Siira-Pietikäinen *et al*. (2001) , dans l'étude sous peuplements résineux précédemment citée, n'ont pas montré d'effets significatifs des coupes sur la densité totale des collemboles même si trois années après coupe, une tendance à la baisse de cette densité était observée et était associée à une augmentation significative de la richesse spécifique de collemboles. La synthèse de Marshall (2000) conclut dans le même sens pour les forêts boréales *i.e.* un effet favorable des coupes sur les communautés de collemboles dû (i) à l'effet tampon des fortes épaisseurs de litière dans ces forêts et (ii) au fait que ces organismes sont majoritairement des espèces de stratégie *R* (fécondité élevée, développement rapide et renouvellement rapide des générations permettant aux populations de se rétablir rapidement après une perturbation). En comparant forêts caducifoliée et forêts résineuses au Canada, Lindo *et* Visser (2003) ont montré une absence de réponse des collemboles à un traitement de coupe rase (100 % de prélèvement) et à un traitement sélectif (prélèvement de 30 % du peuplement en place) pour les forêts résineuses, confirmant les études dans les forêts nord-européennes, mais une réduction significative de l'abondance de collemboles en coupe partielle de forêt de feuillus et une absence d'effet des coupes rases.

2.4.2.2.3 Cas des acariens oribates

Ces mêmes auteurs ont eu une approche plus fine par la suite (Lindo *et* Visser, 2004) en faisant un focus, pour le même dispositif expérimental, sur le groupe des acariens oribates (arthropodes arachnides fongivores) ; organismes de stratégie opposée aux collemboles *i.e.* stratégie K (faible fécondité, métabolisme lent, taux de renouvellement des générations lents, réponse faibles aux perturbations). Quelle que soit la pratique de coupe, les oribates ne répondent pas significativement à la coupe sous peuplement résineux alors que sous peuplement feuillus, le prélèvement sélectif (30 % du peuplement en place), le prélèvement par trouée et la coupe rase avaient un effet négatif sur l'abondance. Les auteurs expliquent cette différence par une diminution de la ressource trophique (biomasse fongique) dès qu'un prélèvement est effectué. Il faut toutefois noter dans cette étude, que

si beaucoup de résultats furent non significatifs, les tendances furent similaires pour de nombreux groupes (*e.g.* collemboles fongivores – détritivores, acariens prédateurs) *i.e.* diminution des abondances dès lors qu'une coupe fut réalisée que ce soit en peuplement résineux ou en peuplement feuillus. Les raisons mises en avant furent la diminution des épaisseurs des horizons holorganiques, un brassage des horizons superficiels du sol ou encore une augmentation de la densité apparente (tassement).

2.4.2.3 Synthèse

Affectant directement l'habitat physique (horizons superficiels du sol) et les ressources trophiques (quantité et qualité de la matière organique végétale aérienne et souterraine) des communautés des sols, les coupes forestières (rases ou partielles) impactent de façon variable la faune édaphique selon la taille des groupes de faunes étudiés (macro- ; méso- ; microfaune), leurs exigences écologiques (quels horizons superficiels du sols enrichis en matière organique prospectent-ils préférentiellement, OL, OF, OH et/ou A ?) et leurs exigences trophiques (prédateurs, détritivores, herbivores, fongivores, bactérivores). La réponse des communautés varie selon les taxons étudiés (*e.g.* araignée, enchytréides, carabe) (Elek *et al*., 2018) et le contexte (climat, type de sols, essence dominante).

Des tendances générales émergent toutefois. Dans leur travail de synthèse bibliographique portant sur le nord de l'Europe, Gustafsson *et al* (2010) mettent en évidence une valeur-seuil de 33 % du volume de bois prélevé, au-delà de laquelle apparaissent des effets négatifs sur la faune. Ils associent ce seuil à une modification du microclimat humide habituellement rencontré sous peuplement mature et à la suppression de micro-habitats nécessaires aux espèces spécialistes des vieux peuplements.

2.4.2.4 Intérêts des pratiques de rétention d'arbres matures sur la faune du sol

L'étude multi-taxonomique de Siira-Pietikäinen *et al*. réalisée en 2003 dans des peuplements d'épicéa (*Picea abies*) a montré que l'amplitude des changements post-exploitation forestière dans les communautés des macro-arthropodes du sol était fortement liée à la proportion d'arbres prélevés (100 %, 90 %, 50 %, 30 %) quelle que soit la superficie de la coupe réalisée. L'étude a porté sur la comparaison de coupes à blanc, coupes laissant 10 % des arbres en place, coupes par trouée de 0,1 à 0,2 ha exportant 50 % des arbres de la parcelle, prélèvements sélectifs de 30 % et contrôle non coupé. Les coupes à blanc sur de grandes surfaces ou les coupes par trouées de petite dimension ont un effet net sur les assemblages d'espèces au contraire d'une exploitation partielle laissant 70 % du peuplement en place.

La méta-analyse de Savilaako *et al*. (2021), en systèmes boréaux aussi, montre quelques effets génériques des coupes de rétention (comparées à des peuplements inéquiennes) pour des grands groupes de faune du sol, comme une perturbation négligeable des communautés de collemboles (richesse et abondance) et d'enchytréides (abondance), voire une augmentation d'effectifs pour certains groupes d'arthropodes mais une perte d'espèces chez les Carabidae. Toutefois les auteurs de cette étude suggèrent qu'une moindre perturbation due à l'exploitation est meilleure pour les espèces spécialistes des systèmes forestiers (recherchant un microclimat tamponné, sciaphile et frais). Leurs résultats vont dans le sens d'une méta-analyse précédente dont certains groupes taxonomiques étudiés étaient en lien avec l'interface sol-végétation (*e.g.* coleoptères et araignées), *i.e.* les effets favorables à la richesse spécifique de la faune dans le cas des coupes avec rétention d'arbres augmentent avec la proportion d'arbres conservés en lien avec l'apparition d'espèces généralistes compensant la diminution du nombre d'espèces spécialistes (Fedrowitz *et al*., 2014).

Enfin, Boros *et al*., (2019) ont mis en évidence, dans une chênaie sessiliflore en domaine tempéré, des réponses à l'opposé de ce qui est constaté pour les systèmes boréaux. Les auteurs ont montré une

chute de l'abondance et de la richesse spécifique des enchytréides dans un traitement de coupe rase avec ou sans conservation d'un îlot de 20 m de diamètre de 8-12 arbres, alors qu'une coupe exportant seulement 30 % de la surface terrière initiale n'avait pas d'effet significatif en comparaison d'une zone non exploitée.

2.5 Perspectives : besoins de recherche et pistes de recommandation

Concernant la gestion des communautés microbiennes, différentes études relèvent le potentiel des lisières pour maintenir un inoculum viable capable de mettre en place de nouvelles interactions et réseaux trophiques avec les jeunes plants, même si ce potentiel serait spatialement limité (moins de 10 m pour les hyphes mycorhiziennes ; Durall *et al*., 1999 ; Harvey *et al*., 1980 ; Kranabetter *et* Wylie, 1998). Il serait alors pertinent d'ajuster les pratiques de coupe rase en pratiques de rétention, augmentant l'étendue de lisière, en veillant à assurer (i) une densité de rétention significative (*e.g.* 30 à 40 % de rétention ; Luoma *et al*., 2004 ; Sterkenburg *et al*., 2019) et (ii) une rétention en îlots d'arbres matures plutôt qu'en arbres isolés (Luoma *et al*., 2004 ; Philpott *et al*., 2018 ; Varenius *et al*., 2017). Par ailleurs, Harvey *et al*. (1980) et Dahlberg *et al*. (2001) ont montré les effets néfastes d'un brûlis après coupe rase sur les mycelia souterrains ; cette pratique serait à proscrire pour maintenir un réseau ectomycorhizien fonctionnel disponible pour les jeunes plants.

Högberg *et* Högberg (2022) ont récemment questionné l'effet facilitateur des arbres matures vis-à-vis des jeunes plants par transferts nutritifs via les réseaux mycorhiziens communs. Les auteurs proposaient deux hypothèses de facilitation, soit précoce par transfert d'azote aux jeunes plantes, soit à long terme par héritage du pool azoté lors d'une coupe – ce qui renforce la pertinence du maintien de longues lisières ou d'îlots pour la reprise du peuplement suite à la coupe rase. Des expérimentations de tranchées et d'isotopies permettraient d'explorer plus avant ces deux hypothèses.

Enfin, le maintien des espèces de sous-bois pourrait servir de relais au maintien de réseaux mycéliens fonctionnels relayés par une association à des arbustes à statut mycorhizien mixte comme *Arbutus unedo* (Hagerman *et al*., 2001). Les strates de sous-bois et leurs interactions multiples avec les essences exploitées sont également perturbées lors des coupes rases, l'ampleur et les implications fonctionnelles de ces impacts mériteraient d'être explorés.

En ce qui concerne la faune du sol, impactant directement l'habitat physique (horizons superficiels du sol) et la ressource à la base des chaines trophiques des sols (quantité et qualité de la matière organique végétale aérienne et souterraine), la qualité des coupes forestières (rases ou partielles) a *de facto* un impact sur la faune édaphique mais variablement selon la taille des groupes de faunes étudiés (macro- ; méso- ; microfaune), leurs exigences écologiques (les horizons superficiels du sols enrichis en matière organique qu'ils prospectent préférentiellement) et leurs exigences trophiques (prédateurs, détritivores, herbivores, fongivores, bactérivores). Il est toutefois reconnu que toutes pratiques modifiant (i) le microclimat tamponné humide habituellement rencontré sous peuplement mature et (ii) réduisant les micro-habitats associés à ces derniers (*e.g.* accumulation de matière organique, bois morts), ont des effets négatifs sur les espèces spécialistes des vieux peuplements (Gustafsson *et al*., 2010). Des pratiques permettant de maintenir ponctuellement, au sein de coupes rases, les conditions de micro-climat et de micro-habitats des peuplements antérieurs, sont une plus-value à la conservation des espèces spécialistes. Si les îlots de rétentions apparaissent comme des solutions pour certains groupes comme les carabes (Baker *et al*., 2016 ; Koivula *et al*., 2019), la superficie de ces îlots doit être considérée avec attention afin que le micro-climat généré par la coupe rase ne se fasse pas ressentir au cœur de ces derniers limitant leur fonction de refuge (Matveinen-Huju *et* Koivula, 2008). Toutefois, trop peu d'étude se sont intéressées à tester les effets de la taille des îlots

et de leur densité en arbres sur cette fonction de refuge dans un contexte de coupes rases (Fedrowitz *et al*., 2014).

Il faut enfin mentionner que les études publiant des résultats issus de la détermination de la faune du sol jusqu'à l'espèce sont très rares. Le plus souvent, les niveaux taxonomiques supérieurs sont retenus (*e.g.* classe, famille, ordre) ou simplement les groupes écologique (*e.g.* collemboles eu-, hémi-, épé-daphique) ou encore les groupes trophiques (*e.g.* prédateurs, détritivores, microbivores). Il est donc compliqué d'avoir une image parfaite de l'effet de la coupe rase sur la diversité spécifique de la macrofaune du sol et conséquemment sur les fonctions qu'elle adosse.

2.6 Références bibliographiques

Agerer, R., 2001. Agerer R.. Exploration types of ectomycorrhizae. Mycorrhiza 11: 107-114. Mycorrhiza 11, 107–114. https://doi.org/10.1007/s005720100108

Bååth, E., 1980. Soil fungal biomass after clear-cutting of a pine forest in central Sweden ». Soil Biol. Biochem. 12, 495–500.

Baker, T.P., Jordan, G.J., Baker, S.C., 2016. Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? For. Ecol. Manag. 365, 128–136. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.022

Boros, G., Kovács, B., Ódor, P., 2019. Green tree retention enhances negative short-term effects of clear-cutting on enchytraeid assemblages in a temperate forest. Appl. Soil Ecol. 136, 106–115. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.12.018

Bowd, E.J., Banks, S.C., Bissett, A., May, T.W., Lindenmayer, D.B., 2022. Disturbance alters the forest soil microbiome. Mol. Ecol. 31, 419–447. https://doi.org/10.1111/mec.16242

Chen, J., Chazdon, R.L., Swenson, N.G., Xu, H., Luo, T., 2021a. Drivers of soil microbial community assembly during recovery from selective logging and clear-cutting. J. Appl. Ecol. n/a. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13976

Chen, J., Feng, K., Hannula, S.E., Kuzyakov, Y., Li, Y., Xu, H., 2021b. Interkingdom plant-microbial ecological networks under selective and clear cutting of tropical rainforest. For. Ecol. Manag. 491, 119182. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119182

Chen, J., Xu, H., He, D., Li, Y., Luo, T., Yang, H., Lin, M., 2019. Historical logging alters soil fungal community composition and network in a tropical rainforest. For. Ecol. Manag. 433, 228–239. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.005

Coyle, F.A., 1981. Effects of Clearcutting on the Spider Community of a Southern Appalachian Forest. J. Arachnol. 9, 285–298.

Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A.F.S., Johannesson, H., 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. Biol. Conserv. 100, 151–161. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00230-5

Durall, D.M., Gamiet, S., Simard, S.W., Kudrna, L., Sakakibara, S.M., 2006. Effects of clearcut logging and tree species composition on the diversity and community composition of epigeous fruit bodies formed by ectomycorrhizal fungi. Can. J. Bot. 84, 966–980. https://doi.org/10.1139/b06-045

Durall, D.M., Jones, M.D., Wright, E.F., Kroeger, P., Coates, K.D., 1999. Species richness of ectomycorrhizal fungi in cutblocks of different sizes in the Interior Cedar-Hemlock forests of northwestern British Columbia: sporocarps and ectomycorrhizae. Can. J. For. Res. 29, 1322–1332. https://doi.org/10.1139/x99-105

Elek, Z., Kovács, B., Aszalós, R., Boros, G., Samu, F., Tinya, F., Ódor, P., 2018. Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. Sci. Rep. 8, 16990. https://doi.org/10.1038/s41598-018-35159-z

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L., 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. J Appl Ecol 51, 1669–1679.

Glassman, S.I., Levine, C.R., DiRocco, A.M., Battles, J.J., Bruns, T.D., 2016. Ectomycorrhizal fungal spore bank recovery after a severe forest fire: some like it hot. ISME J. 10, 1228–1239. https://doi.org/10.1038/ismej.2015.182

Gordon, M., Van Norman, K., 2014. Molecular monitoring of protected fungi: mycelium persistence in soil after timber harvest. Fungal Ecol. 9, 34–42. https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.01.006

Grove, S., Saarman, N.P., Gilbert, G.S., Faircloth, B., Haubensak, K.A., Parker, I.M., 2019. Ectomycorrhizas and tree seedling establishment are strongly influenced by forest edge proximity but not soil inoculum. Ecol. Appl. 29, e01867. https://doi.org/10.1002/eap.1867

Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup-Thygeson, A., 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: A review of ecological consequences. Scand. J. For. Res. 25, 295–308. https://doi.org/10.1080/02827581.2010.497495

Hagerman, S.M., Jones, M.D., Bradfield, G.E., Sakakibara, S.M., 1999. Ectomycorrhizal colonization of Picea engelmannii × Picea glauca seedlings planted across cut blocks of different sizes. Can. J. For. Res. 29, 1856–1870. https://doi.org/10.1139/cjfr-29-12-1856

Hagerman, S.M., Sakakibara, S.M., Durall, D.M., 2001. The potential for woody understory plants to provide refuge for ectomycorrhizal inoculum at an interior Douglas-fir forest after clear-cut logging. Can. J. For. Res. 31, 711–721. https://doi.org/10.1139/cjfr-31-4-711

Harvey, A.E., Jurgensen, M.F., Larsen, M.J., 1980. Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. Can. J. For. Res. 10, 300–303. https://doi.org/10.1139/x80-051

Heinonsalo, J., Koskiahde, I., Sen, R., 2007. Scots pine bait seedling performance and root colonizing ectomycorrhizal fungal community dynamics before and during the 4 years after forest clear-cut logging ». Can. J. For. Res. 37, 415–429.

Heinonsalo, J., Sen, R., 2007. Scots pine ectomycorrhizal fungal inoculum potential and dynamics in podzol-specific humus, eluvial and illuvial horizons one and four growth seasons after forest clear-cut logging ». Can. J. For. Res. 37, 404–414.

Högberg, P., Högberg, M.N., 2022. Does successful forest regeneration require the nursing of seedlings by nurse trees through mycorrhizal interconnections? For. Ecol. Manag. 516, 120252. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120252

Holden, S., Treseder, K., 2013. A meta-analysis of soil microbial biomass responses to forest disturbances. Front. Microbiol. 4.

Huhta, V., 1976. Effects of clear-cutting on numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates. Ann. Zool. Fenn. 13, 63–80.

Johansson, T., Hjältén, J., Olsson, J., Dynesius, M. et R., Jean-Michel, 2016. Long-term effects of clear-cutting on epigaeic beetle assemblages in boreal forests ». For. Ecol. Manag. 2016, 65–73.

Jones, M.D., Durall, D.M., Cairney, J.W.G., 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. New Phytol. 157, 399–422. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00698.x

Kohout, P., Charvátová, M., Štursová, M., Mašínová, T., Tomšovský, M., Baldrian, P., 2018. Clearcutting alters decomposition processes and initiates complex restructuring of fungal communities in soil and tree roots. ISME J. 12, 692–703. https://doi.org/10.1038/s41396-017-0027-3

Koivula, M.J., Venn, S., Hakola, P., Niemelä, Jari, 2019. Responses of boreal ground beetles (Coleoptera, Carabidae) to different logging regimes ten years post harvest ». For. Ecol. Manag. 436, 27–38.

Kranabetter, J.M., Wylie, T., 1998. Ectomycorrhizal community structure across forest openings on naturally regenerated western hemlock seedlings. Can. J. Bot. 76, 189–196. https://doi.org/10.1139/b97-180

Lewandowski, T.E., Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., Stoffel, J.L., Gower, S.T., D'Amato, A.W., Balser, T.C., 2015. Soil microbial community response and recovery following group selection harvest: Temporal patterns from an experimental harvest in a US northern hardwood forest. For. Ecol. Manag. 340, 82–94. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.012

Lindo, Z., Visser, S., 2004. Forest floor microarthropod abundance and oribatid mite (Acari: Oribatida) composition following partial and clear-cut harvesting in the mixedwood boreal forest. Can. J. For. Res. 34, 998–1006. https://doi.org/10.1139/x03-284

Lindo, Z., Visser, S., 2003. Microbial biomass, nitrogen and phosphorus mineralization, and mesofauna in boreal conifer and deciduous forest floors following partial and clear-cut harvesting. Can. J. For. Res. 33, 1610–1620. https://doi.org/10.1139/x03-080

Livne-Luzon, S., Avidan, Y., Weber, G., Migael, H., Bruns, T., Ovadia, O., Shemesh, H., 2017. Wild boars as spore dispersal agents of ectomycorrhizal fungi: consequences for community composition at different habitat types. Mycorrhiza 27, 165–174. https://doi.org/10.1007/s00572-016-0737-9

Luoma, D.L., Eberhart, J.L., Molina, R., Amaranthus, M.P., 2004. Response of ectomycorrhizal fungus sporocarp production to varying levels and patterns of green-tree retention. For. Ecol. Manag. 202 337-354.

Marshall, V.G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. For. Ecol. Manag. 133, 43–60. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00297-2

Matveinen-Huju, K., Koivula, M., 2008. Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages ». Can. J. For. Res. 38, 782–794.

Mayer, M., Rosinger, C., Gorfer, M., Berger, H., Deltedesco, E., Bässler, C., Müller, J., Seifert, L., Rewald, B., Godbold, D.L., 2022. Surviving trees and deadwood moderate changes in soil fungal communities and associated functioning after natural forest disturbance and salvage logging. Soil Biol. Biochem. 166, 108558. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108558

Moore, J.-D., Ouimet, R., Camiré, C., Houle, D., 2002. Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada. Can. J. Soil Sci. 82, 105–113. https://doi.org/10.4141/S01-017

Mummey, D.L., Clarke, J.T., Cole, C.A., O'Connor, B.G., Gannon, J.E., Ramsey, P.W., 2010. Spatial analysis reveals differences in soil microbial community interactions between adjacent coniferous forest and clearcut ecosystems. Soil Biol. Biochem. 42, 1138–1147. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.020

Osburn, E.D., McBride, S.G., Aylward, F.O., Badgley, B.D., Strahm, B.D., Knoepp, J.D., Barrett, J.E., 2019. Soil Bacterial and Fungal Communities Exhibit Distinct Long-Term Responses to Disturbance in Temperate Forests. Front. Microbiol. 10.

Parladé, J., Queralt, M., Pera, J., Bonet, J.A., Castaño, C., Martínez-Peña, F., Piñol, J., Senar, M.A., De Miguel, A.M., 2019. Temporal dynamics of soil fungal communities after partial and total clear-

cutting in a managed Pinus sylvestris stand. For. Ecol. Manag. 449, 117456. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117456

Peay, K.G., Garbelotto, M., Bruns, D, T., 2010. Evidence of dispersal limitation in soil microorganisms: isolation reduces species richness on mycorrhizal tree islands». Ecology 91, 3631–3640.

Pérez-Izquierdo, L., Zabal-Aguirre, M., Verdú, M., Buée, M., Rincón, A., 2020. Ectomycorrhizal fungal diversity decreases in Mediterranean pine forests adapted to recurrent fires. Mol. Ecol. 29, 2463–2476. https://doi.org/10.1111/mec.15493

Philpott, T.J., Barker, J.S., Prescott, C.E., Grayston, S.J., 2018. Limited effects of variable-retention harvesting on fungal communities decomposing fine roots in coastal temperate rainforests. Appl. Environ. Microbiol. 84. https://doi.org/10.1128/AEM.02061-17

Pontégnie, M., du Bus de Warnaffe, G., Lebrun, P., 2005. Impacts of silvicultural practices on the structure of hemi-edaphic macrofauna community. Pedobiologia 49, 199–210. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2004.09.005

Punttila, P., Haila, Y., Pajunen, T., Tukia, H., 1991. Colonisation of clearcut forests by ants in the southern Finnish taiga: a quantitative survey. Oikos 612, 250–262.

Rincón, A., Santamaría, B.P., Ocaña, L., Verdú, M., 2014. Structure and phylogenetic diversity of post-fire ectomycorrhizal communities of maritime pine. Mycorrhiza 24, 131–141. https://doi.org/10.1007/s00572-013-0520-0

Savilaakso, S., Johansson, A., Häkkilä, M., Uusitalo, A., Sandgren, T., Mönkkönen, M., Puttonen, P., 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. Environ. Evid. 10.

Schliemann, S.A., Bockheim, J.G., 2014. Influence of gap size on carbon and nitrogen biogeochemical cycling in Northern hardwood forests of the Upper Peninsula, Michigan. Plant Soil 377, 323–335. https://doi.org/10.1007/s11104-013-2005-5

Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. For. Ecol. Manag. 258, 332–338. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.024

Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., Siitonen, J., 2003. Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. For. Ecol. Manag. 172, 339–353. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00811-8

Siira-Pietikäinen, A., Pietikäinen, J., Fritze, H., Haimi, J., 2001. Short-term responses of soil decomposer communities to forest management: clear felling versus alternative forest harvesting methods. Can. J. For. Res. 31, 88–99. https://doi.org/10.1139/x00-148

Sterkenburg, E., Clemmensen, K., Lindahl, B., Dahlberg, A., 2019. The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. J. Appl. Ecol. 56. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13363

Theenhaus, A., Schaefer, M., 1995. The effects of clear-cutting and liming on the soil macrofauna of a beech forest. For. Ecol. Manag. 77, 35–51. https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03580-4

Tomao, A., Antonio Bonet, J., Castaño, C., de-Miguel, S., 2020. How does forest management affect fungal diversity and community composition? Current knowledge and future perspectives for the conservation of forest fungi. For. Ecol. Manag. 457, 117678. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117678

Varenius, K., Kårén, O., Lindahl, B., Dahlberg, A., 2016. Long-term effects of tree harvesting on ectomycorrhizal fungal communities in boreal Scots pine forests. Spec. Sect. Drought US For. Impacts Potential Manag. Responses 380, 41–49. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.006

Varenius, K., Lindahl, B.D., Dahlberg, A., 2017. Retention of seed trees fails to lifeboat ectomycorrhizal fungal diversity in harvested Scots pine forests. FEMS Microbiol. Ecol. 93, fix105. https://doi.org/10.1093/femsec/fix105

Vincenot, L., Selosse, M.-A., 2017. Population biology and ecology of ectomycorrhizal fungi ». Biogeogr. Mycorrhizal Symbiosis 39–59.

Wallander, H., Johansson, U., Sterkenburg, E., Brandström Durling, M., Lindahl, B.D., 2010. Production of ectomycorrhizal mycelium peaks during canopy closure in Norway spruce forests. New Phytol. 187, 1124–1134. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03324.x

Yang, Y., Geng, Y., Zhou, H., Zhao, G., Wang, L., 2017. Effects of gaps in the forest canopy on soil microbial communities and enzyme activity in a Chinese pine forest. Pedobiologia 61, 51–60. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2017.03.001

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

Question 3.1. Quel est l'impact des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle des paysages ?

Sommaire

3.1.1 Contexte et problématique 354
3.1.2 Définitions 356
3.1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiqués 357
3.1.4 Réponses à la question posée 358
3.1.4.1 Nature, magnitude et portée de l'effet lisière entre coupe rase et peuplements forestiers adjacents sur la biodiversité 358
3.1.4.1.1 Littérature disponible 358
3.1.4.1.2 Mécanismes 358
3.1.4.1.3 Types de réponses possibles 359
3.1.4.1.4 Résultats 360
3.1.4.1.5 Discussion 362
3.1.4.2 Rôle des coupes rases du paysage environnant sur la biodiversité dans les peuplements forestiers non coupés 362
3.1.4.2.1 Résultats 363
3.1.4.2.1.1 Comment la biodiversité locale répond-elle aux variations de quantité totale de coupes rases dans le paysage ? 363
3.1.4.2.1.2 À quantité donnée de coupes rases, quel est l'effet sur la biodiversité locale de la configuration des coupes rases dans le paysage, selon qu'elles sont réparties en un petit nombre de grandes tâches ou un grand nombre de petites tâches ? 363
3.1.4.2.1.3 Existe-t-il des habitats forestiers à proximité desquels les coupes rases devraient être proscrites ou strictement limitées ? 365
3.1.4.2.2 Discussion 366
3.1.4.3 Quelle est la contribution des coupes rases à la diversité gamma dans des paysages forestiers, et comment cette contribution varie-t-elle en fonction de la proportion de coupes rases dans le paysage ? 366
3.1.4.4 Rôle de néo-habitat ou d'habitat de substitution pour les espèces de milieux ouvert dans les paysages comprenant une part important de milieux agricoles 366
3.1.5 Perspectives 367
3.1.6 Références bibliographiques 369

Rédacteurs

Laurent **Bergès,** INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France

3.1.1 Contexte et problématique

Les effets des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle du paysage sont examinés dans cette fiche dans le cadre des interactions (flux d'organismes, de matériaux et d'énergie) entre les différents habitats qui composent la mosaïque paysagère (Turner *et* Gardner, 2015).

Les coupes forestières (coupes rases, mais aussi les autres types de coupes de régénération) participent à l'hétérogénéité de composition et de structure du paysage forestier, c'est-à-dire la variété des habitats présents (nombre et diversité) et de leur agencement spatial (taille des tâches d'habitat, répartition spatiale, distance entre tâches) (Fahrig *et al.*, 2011). Dans les forêts gérées majoritairement en futaie régulière, le paysage est constitué d'une mosaïque de peuplement d'âges variés qui se répartissent selon les modalités d'aménagement et les choix sylvicoles opérés, passés et actuels. Les coupes rases sont des milieux ouverts temporaires. Par conséquent, lorsqu'on étudie l'effet des coupes

rases à l'échelle du paysage à un instant donné, il est important de se replacer dans un contexte de mosaïque paysagère changeante dans le temps et dans l'espace : les coupes rases vont redevenir des peuplements adultes au gré de la succession forestière, et les peuplements adultes aujourd'hui ont vocation à être coupés et régénérés demain. Cependant, l'influence d'une coupe rase donnée peut persister sur plusieurs années, ce qui implique un effet cumulatif d'une succession de coupes rases dans le paysage, comme observé sur les communautés de coléoptères saproxyliques (Fierro *et al*., 2020).

Une première manière d'aborder l'effet des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle du paysage considère l'effet du paysage environnant sur la biodiversité au sein d'un habitat donné (niveau local, diversité *alpha*). Cette question peut être elle-même déclinée selon deux échelles paysagères :

- une échelle paysagère de proximité, qui s'intéresse aux effets lisière induits par la création d'une interface (ou lisière) entre une coupe rase et les peuplements non exploités adjacents, à la fois dans le sens effet de la coupe rase sur la biodiversité dans les peuplements non exploités adjacents, mais aussi dans l'autre sens, effet des peuplements non exploités sur la biodiversité dans les coupes rases (voir Figure 5.3.1-1-A) ;
- une échelle paysagère plus large, qui s'intéresse aux effets des coupes rases sur la biodiversité locale d'une forêt non coupée en considérant un paysage de l'ordre de quelques centaines de mètres ou du kilomètre autour du point focal (voir Figure 5.3.1-1-B ; Miguet *et al*., 2017).

Une autre manière d'aborder l'impact des coupes rases à l'échelle du paysage consiste à analyser leur effet sur la biodiversité non plus au niveau local mais aussi au niveau du paysage (diversité *gamma* multi-habitat). Indépendamment du niveau de diversité *alpha* que l'on peut rencontrer dans les coupes rases, celles-ci peuvent héberger des communautés différentes de celles des autres peuplements forestiers (diversité *bêta*). Cela signifie qu'à un instant donné, en fonction des différences de diversité *alpha* et du niveau de diversité *bêta* entre types de peuplement, l'hétérogénéité paysagère créée par les coupes rases peut contribuer à accroître plus ou moins fortement la diversité *gamma* à l'échelle du paysage (voir Figure 5.3.1-1-C).

Enfin, une dernière vision consiste à évaluer dans quelle mesure les coupes rases peuvent être des habitats propices aux cortèges d'espèces des milieux ouverts et agricoles, dans un contexte de déclin des espèces associées aux milieux ouverts semi-naturels dans les paysages d'agriculture intensive (voir Figure 5.3.1-1-D). Cette dernière vision est en lien avec la vision précédente de contribution des coupes rases à la diversité gamma.

Nous évaluerons l'effet des coupes rases à l'échelle du paysage sur la diversité et la composition taxonomique des communautés d'espèces en cherchant à répondre aux quatre questions suivantes :

1) Quelle est la nature, la magnitude et la portée de l'effet lisière entre une coupe et les peuplements forestiers adjacents, en matière de biodiversité, et comment l'effet lisière varie-t-il avec le temps depuis la coupe rase ?
2) Quel est l'effet de la quantité et de l'agencement spatial des coupes rases dans le paysage environnant sur la biodiversité locale de peuplements forestiers non exploités ?
3) Quelle est la contribution des coupes rases à la diversité gamma multi-habitat dans des paysages forestiers, et comment cette contribution varie-t-elle en fonction de la proportion de coupes rases dans le paysage ?
4) Les coupes rases peuvent-elles jouer un rôle de "néo-habitat" ou d'habitat de substitution pour les espèces de milieu ouvert dans les paysages d'agriculture intensive ?

Les mécanismes sous-jacents et les hypothèses associées à chaque question sont détaillés dans les parties suivantes, mais nous pouvons indiquer que les effets attendus varient selon que l'on considère les espèces forestières et les espèces non forestières (voir « 3.1.2 Définitions »). À noter que cette synthèse ne porte pas sur la diversité génétique ou phylogénétique.

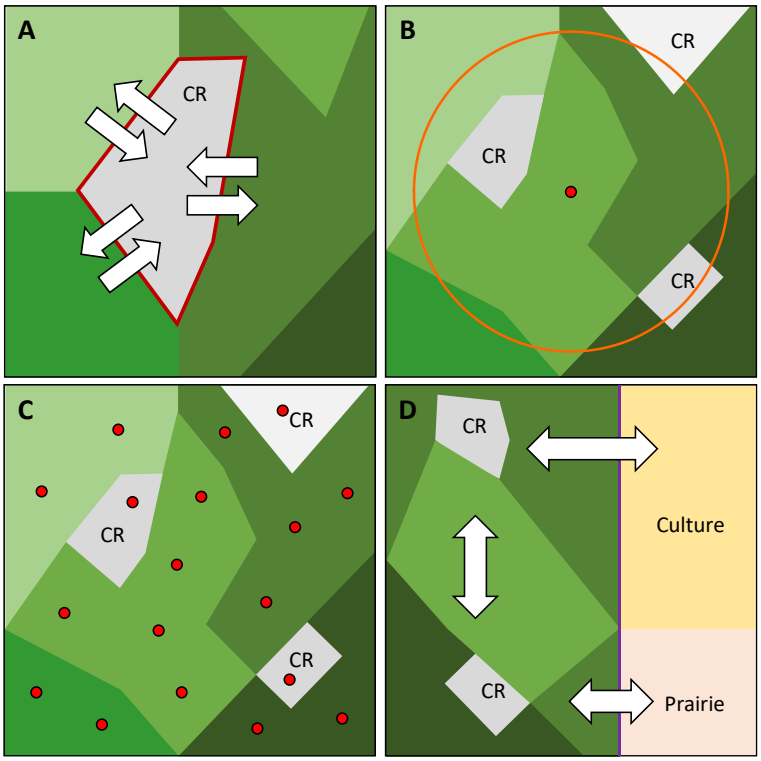


Figure 5.3.1-1 : Représentation des différentes façons complémentaires d'aborder l'effet des coupes rases sur la biodiversité à l'échelle du paysage : (A) analyse de l'effet lisière (en rouge) entre la coupe rase et les différents peuplements forestiers non exploitées à proximité (représentés par différentes couleurs vertes) sur la biodiversité, avec les effets lisière qui peuvent aller dans les deux sens (les flèches indiquent le sens des effets) ; (B) analyse de l'effet de la quantité et de l'agencement spatial des coupes rases dans le paysage sur la biodiversité au niveau d'un point d'inventaire (en rouge, diversité *alpha*) ; le paysage est en général caractérisé dans un *buffer* paysager (en orange) autour du point d'inventaire (les flèches indiquent l'effet des coupes rases sur la biodiversité présente au centre du *buffer*) ; (C) analyse de la contribution des coupes rases à la diversité gamma au niveau d'un paysage (la diversité *gamma* multi-habitat est évaluée à partir de plusieurs points d'inventaire répartis dans les différents types de peuplement forestiers présents dans la fenêtre paysagère) ; (D) analyse du rôle des coupes rases comme habitat de substitution ou néo-habitat pour les espèces de milieu ouvert dans les paysages d'agriculture intensive (les flèches indiquent les échanges d'individus entre les différents habitats favorables dans le paysage ; la lisière externe de la forêt est figurée en violet).

3.1.2 Définitions

Paysage : zone hétérogène et d'assez grande superficie (au moins de l'ordre du km², voire beaucoup plus) composée d'une mosaïque de tâches différentes avec différents types d'habitat ou d'écosystème et qui interagissent entre eux.

Écologie du paysage : discipline de l'écologie qui s'intéresse aux interactions et aux relations spatiales qui influencent les processus écologiques (au-delà des limites de l'habitat ou des unités de gestion).

Tâche (ou *patch*) : zone relativement homogène, possédant des limites bien définies, qui diffère de son environnement.

Lisière : limite, brutale ou progressive, entre deux milieux, permettant de passer d'une formation végétale dans une autre. Elle est une frontière écologique entre deux écosystèmes. Les lisières forestières peuvent être classées en trois catégories : lisières naturelles entre forêt et milieux ouverts naturels (prairies naturelles, limite supérieure de la forêt, dunes, déserts, lacs, zones humides, tourbières), lisières induites par des perturbations naturelles (incendies, attaques d'insectes, glissement de terrain, coulées de lave, avalanches) et lisières d'origine anthropique entre forêt et milieux agricoles ou urbanisés qui peuvent être considérées comme permanentes (ou destinées à perdurer plusieurs décennies voire siècles).

Effet lisière : correspond aux gradients spatiaux biotiques et abiotiques observés à la frontière entre deux types d'habitat distincts, ici une coupes rase et une forêt non exploitée (Cadenasso *et al*., 2003 ; Ries *et al*., 2004).

Biodiversité en forêt : diversité des espèces présentes en forêt (qu'il s'agisse d'organismes strictement inféodés à la forêt ou non). Dans cette fiche, nous répartissons les espèces dans les groupes écologiques suivants :

- les **espèces forestières** (plus fréquentes en forêt), qui sont soit des espèces forestières spécialistes de peuplements adultes (espèces sciaphiles ou de demi-ombre, associées aux peuplements forestiers adultes, à couvert élevé), soit des espèces périforestières (espèces forestières spécialistes de début de succession, de milieux ouverts intra-forestiers ou d'ourlets forestiers) ;
- les **espèces non forestières** (plus fréquentes dans d'autres types de milieux qu'en forêt) ;
- les **espèces généralistes** (ubiquistes, sans préférence marquée en forêt ou hors-forêt).

Diversité *alpha* : diversité locale dans un habitat uniforme de taille fixe à un temps donné (*i.e.* à l'échelle de la placette d'observation).

Diversité *bêta* : mesure qui consiste à comparer la diversité des espèces entre écosystèmes ou le long de gradients environnementaux. Souvent appréhendée par des indices de similarité qui quantifie le niveau de ressemblance entre deux ou plusieurs communautés, du point de vue de leur composition.

Diversité *gamma* : diversité à l'échelle de l'ensemble des communautés dans un paysage donné.

3.1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiqués

Recherche des références sur le Web of Science en utilisant une équation de recherche spécifique élaborée sur la base de l'équation de recherche adoptée pour d'autres questions du Thème 5. À partir de cette bibliographie, on a privilégié la synthèse narrative en exploitant le plus possible les revues systématiques disponibles.

Équation de recherche utilisée :*TI=forest* AND TS=("species richness" OR "species diversity" OR biodiversity OR communit* OR abundance OR population*) AND TS=(impact* OR effect* OR influenc* OR role* OR respons* OR relation*) AND TS=(clearcut* OR clear-cut* OR clear-fell* OR clearfell* OR "clearcut logging" OR "patch cut*" OR "strip cut*" OR "row cut*" OR "strip fell*" OR "one-cut shelterwood" OR "one-step overstory removal" OR "coupe rase" OR "coupe à blanc" OR "blanc-étoc" OR "blanc etoc" OR "CPRS" OR "coupe avec protection de la régénération et des sols" OR kahlschlag OR saumhieb OR saumschlag) AND TS=(landscape-scale OR landscape OR "edge effect*" OR "depth-of-edge effect*"))*

Cette équation identifie 623 références (au 16/02/2023). Une sélection des références sur la base du titre et du résumé (voire de la lecture de l'article si besoin) a permis de conserver une centaine d'articles. Au moment de la synthèse, d'autres références ont été intégrées, issues d'une bibliographie personnelle d'une part et de la bibliographie citée par la centaine d'articles sélectionnés d'autre part. Cet ensemble d'environ 190 références forme la base bibliographique de cette revue.

3.1.4 Réponses à la question posée

3.1.4.1 Nature, magnitude et portée de l'effet lisière entre coupe rase et peuplements forestiers adjacents sur la biodiversité

3.1.4.1.1 Littérature disponible

La synthèse de Franklin *et al*. (2021) concernant l'effet lisière sur la végétation indique que 50 % des références sont en forêt tempérée, contre 34 % en forêt boréale et 15 % en forêt tropicale (parmi les 67 cas d'études traitant de l'effet lisière induit par une coupe rase). De plus, la littérature s'est concentrée principalement sur les impacts biotiques de la coupe sur l'intérieur de la forêt non perturbée (Harper *et al*., 2005; Franklin *et al.*, 2021), mais sans se limiter aux coupes rases. D'autres travaux ont porté sur l'effet inverse, à savoir comment la forêt intacte affecte la coupe forestière adjacente (Baker *et al*., 2013 ; Fountain-Jones *et al*., 2015), là aussi sans se limiter aux coupes rases. Enfin, plusieurs études se sont intéressées aux effets lisière dans les deux directions (Helle *et* Muona, 1985 ; Spence *et al*., 1996 ; Heliölä *et al*., 2001 ; Marozas *et al*., 2005 ; Selonen *et al.*, 2005 ; Larrivée *et al*., 2008).

Un point important abordé dans la littérature est la variation de l'effet lisière selon que la lisière est d'origine naturelle ou anthropique (Franklin *et al*., 2021). Les lisières créées par les coupes rases sont temporaires et le contraste entre la coupe rase et les forêts non exploitées est destiné à s'atténuer avec le développement de la nouvelle génération d'arbres dans la coupe, même si le contraste peut persister très longtemps pour certains attributs de maturité, comme les gros arbres vivants ou les gros bois morts sur pied.

3.1.4.1.2 Mécanismes

Plusieurs mécanismes fondamentaux expliquent les réponses de la biodiversité aux lisières (Ries *et al.*, 2004). Deux mécanismes sont propres aux lisières : (i) des flux écologiques de matière, d'énergie et d'organismes entre habitats adjacents et (ii) un accès à des ressources complémentaires réparties entre habitats adjacents. Plus précisément, les flux biotiques et abiotiques (organismes, énergie, eau et nutriments) sont modifiés autour de ces zones de transition où l'habitat forestier et la coupe rase interagissent, ce qui entraîne des changements dans les conditions environnementales : changements de microclimat[214], de litière, du recyclage des nutriments, du taux de décomposition, modification de la dispersion des graines et du pollen et des interactions entre les espèces (Brothers *et* Spingarn, 1992 ; Murcia, 1995 ; Fagan *et al*., 1999 ; Ries *et al*., 2004 ; Schmidt *et al*., 2017). Ces changements induisent en cascade des modifications sur d'autres composantes de l'écosystème, comme la densité des jeunes arbres, le couvert du sous-étage, la hauteur des arbustes et la composition des communautés floristiques du sous-bois (Laurance *et al*., 2002 ; Ries *et al*., 2004 ; Harper *et al*., 2005 ; Ewers *et* Didham, 2006). Certains auteurs distinguent trois niveaux de réponse (Franklin *et al*., 2021) : réponses primaires (celles du peuplement forestier), réponses secondaires (celle de la végétation du sous-bois) et réponses tertiaires (celle des animaux).

Les processus et mécanismes dominants qui sous-tendent l'effet lisière vers la coupe rase et l'effet lisière vers la forêt non exploitée sont liés mais différents (Harper *et al*., 2005). Ainsi, l'effet lisière vers la forêt non exploitée entraîne une réduction du couvert arboré et de la densité des arbres à proximité de la lisière, qui entraîne une mise en lumière, une réduction du pompage de l'eau par les arbres et

[214] Augmentation de la pénétration du vent et dessiccation, augmentation des radiations, des températures maximales – avec un impact plus prononcé dans les zones arides, variabilité annuelle et journalière accrue et baisse de l'humidité.

une augmentation de l'évapotranspiration, de la décomposition et de la croissance (*id*.), tandis que l'influence de la forêt peut avoir des effets inverses sur ces mêmes variables, avec moins de jeunes arbres et de biomasse dans les coupes rases à proximité des lisières. D'autres facteurs comme la quantité de bois mort au sol ou le cycle des nutriments peuvent présenter des gradients contrastés de part et d'autre de la lisière. Ces distinctions peuvent entraîner des différences en termes de magnitude, de portée et de durée de l'effet lisière sur la biodiversité de part et d'autre de la lisière, et peuvent affecter différemment les cortèges d'espèces (Baker *et al*., 2013).

3.1.4.1.3 Types de réponses possibles

Plusieurs réponses des espèces à la distance à la lisière ont été proposées, qui sont liées aux mécanismes présentés précédemment (flux écologiques, accès et distribution des ressources entre habitats de part et d'autre de la lisière) et s'appliquent au cas d'une lisière entre coupe et forêt non exploitée adjacente (Figure 5.3.1-2 ; Ries *et* Sisk, 2004 ; Ewers *et* Didham, 2008).

Une première réponse prédit que les espèces situées à côté d'un habitat de moindre qualité, n'apportant pas de ressources complémentaires à celles qui se trouvent déjà dans leur habitat privilégié, déclinent près des lisières, bien que les individus puissent « déborder » dans l'habitat adjacent. Cette réponse correspond à une situation où l'abondance d'une espèce diminue en forêt fermée près de la lisière puis décline dans la coupe rase jusqu'à potentiellement devenir faible ou nulle au cœur de la coupe rase (Figure 5.3.1-2-A). Une seconde réponse correspond au schéma inverse, c'est-à-dire une abondance d'espèce supérieure en coupe rase suite à la perturbation, avec un gradient qui diminue depuis la coupe rase vers la forêt fermée (Figure 5.3.1-2-B). Une troisième réponse est rencontrée lorsque les espèces se trouvent dans des habitats adjacents qui contiennent chacun des ressources essentielles, mais complémentaires (c'est-à-dire divisées entre les habitats adjacents), ou bien lorsque les ressources sont concentrées au niveau de la lisière : le modèle prédit dans ces deux cas un pic d'abondance de l'espèce à proximité de la lisière entre la forêt et la coupe rase (Figure 5.3.1-2-C). Une dernière réponse correspond à une qualité d'habitat égale dans les habitats adjacents, et se traduit par l'absence de variation de l'abondance de l'espèce de part et d'autre de la lisière entre coupe rase et peuplement adjacent (Figure 5.3.1-2-D).

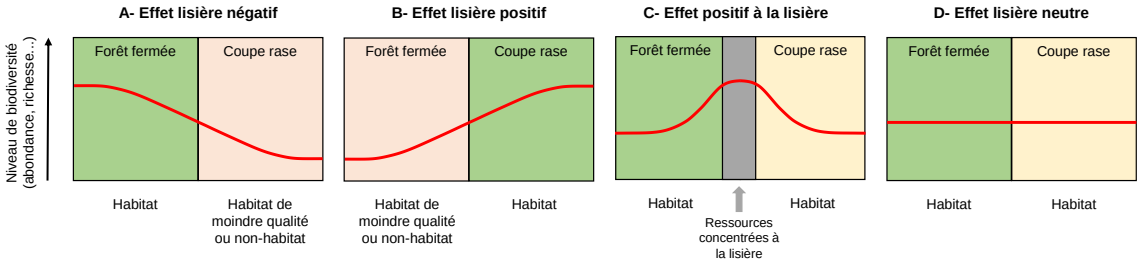


Figure 5.3.1-2 : Illustration des quatre profils de réponse potentielle de la biodiversité à l'effet lisière entre une CR et un peuplement forestier adjacent n'ayant pas subi de coupe : effet lisière négatif (A), positif (B), positif à la lisière entre les deux habitats (C), ou neutre (D). Adapté de Ries *et* Sisk (2004) et Ewers *et* Didham (2008). À noter que les profils (B) et (C) ne peuvent être distingués que si l'étude porte sur un gradient allant dans les deux directions de façon symétrique.

En plus de la nature de l'effet lisière, celui-ci peut être caractérisé par deux composantes : (i) sa magnitude (MEI, *magnitude of edge influence*), qui se définit comme l'amplitude de variation des facteurs écologiques influencés par l'effet lisière par rapport au niveau atteint à l'intérieur de la forêt intacte ou dans la coupe rase, et (ii) sa profondeur, ou portée (DEI, *depth-of-edge influence*), c'est-à-dire la distance entre la lisière et l'intérieur de l'habitat cible où l'influence de la lisière est tangible (Harper *et* Macdonald, 2011 ; Ries *et al*., 2017). De plus, les effets lisière varient dans l'espace et le

temps (Ries *et al*., 2017) et peuvent être influencés par plusieurs paramètres : la taille de la tâche, le contexte paysager, l'âge, la structure, la géométrie, la topographie et l'orientation de la lisière et la synergie entre lisières multiples (Murcia, 1995 ; Ries *et* Sisk, 2004 ; Ewers *et* Didham, 2006b ; Laurance *et al*., 2007 ; Alignier *et* Deconchat, 2013 ; Chabrerie *et al*., 2013 ; Andrieu *et al.*, 2018).

3.1.4.1.4 Résultats

L'effet lisière (nature, magnitude et portée) est bien documenté et porte sur la structure et la composition du peuplement forestier (réponse primaire), la végétation du sous-bois ou associée aux arbres (réponse secondaire) et les autre groupes taxonomiques (réponse tertiaire, Tableau 5.3.1-1).

Le schéma de réponse récurrent est le suivant : l'effet lisière induit par la coupe rase crée un gradient croissant d'abondance ou de richesse spécifique des espèces forestières depuis la lisière vers l'intérieur forestier (Figure 5.3.1-2-A). À l'inverse, il peut se créer un gradient de pénétration des espèces non forestières au-delà de la lisière, mais ce schéma est moins souvent observé (Figure 5.3.1-2-B). Par exemple, une étude sur les araignées en forêt boréale à partir de transects installés de part et d'autre de la lisière (Larrivée *et al*., 2008) indique la présence de gradients qui débordent de chaque côté de la lisière : plus précisément, l'abondance et la richesse des araignées de milieu ouvert diminue de 94 % et de 80 % respectivement depuis le centre de la coupe rase vers la lisière, et l'effet se prolonge en forêt mature sur 20 à 30 m environ (Figure 5.3.1-2-B). À l'inverse, l'abondance et la richesse des araignées d'intérieur forestier diminue de 71 % et de 45 % respectivement depuis l'intérieur forestier vers la lisière, et se prolonge jusqu'à 50 m vers le centre de la coupe rase (Figure 5.3.1-2-A).

Tableau 5.3.1-1 : Références bibliographiques répertoriées et analysées concernant les effets lisière entre coupe rase et peuplements forestiers adjacents regroupées selon le type de réponse (primaire, secondaire ou tertiaire).

Peuplement forestier (réponse primaire)	
Mortalité, couvert de la canopée, densité, surface terrière, volume de bois vivant, âge, diamètre, hauteur, biomasse, volume de bois mort, etc.	(Harper *et al*., 2015, 2005 ; Franklin *et al*., 2021)
Végétation du sous-bois (réponse secondaire)	
Lichens	(Peck *et* McCune, 1997 ; Dettki *et al*., 1998 ; Esseen *et* Renhorn, 1998 ; Rheault *et al*., 2003 ; Caruso *et al*., 2011)
Bryophytes	(Moen *et* Jonsson, 2003 ; Hylander, 2005 ; Marozas *et al*., 2005 ; Caruso *et al*., 2011 ; Braithwaite *et* Mallik, 2012 ; Dupuch *et* Fortin, 2013 ; Baker *et al*., 2014 ; Harper *et al*., 2015 ; Liepa *et al.*, 2020)
Plantes vasculaires	(Matlack, 1994 ; Asselin *et al.*, 2001 ; Euskirchen *et al.*, 2001 ; Harper *et* Macdonald, 2002 ; Marozas *et al*., 2005 ; Tabor *et al*., 2007 ; Franklin *et al.*, 2021)
Autres groupes taxonomiques (réponse tertiaire)	
Champignons	(Selonen *et al*., 2005 ; Siitonen *et al*., 2005 ; Jones *et al.*, 2008 ; Baker *et al*., 2013 ; Ruete *et al.*, 2016)
Invertébrés	(Helle *et* Muona, 1985 ; Spence *et al.*, 1996 ; Heliölä *et al.*, 2001 ; Molnár *et al*., 2001 ; Koivula *et al*., 2002 ; Buddle *et al*., 2006 ; Jonsson *et* Nordlander, 2006 ; Baker *et al*., 2007 ; Klimaszewski *et al.*, 2008 ; Larrivée *et al*., 2008 ; Siira-Pietikäinen *et* Haimi, 2009 ; Fountain-Jones *et al*., 2015 ; Pinksen *et al*., 2021)
Amphibiens	(DeMaynadier *et* Hunter Jr, 1999)
Oiseaux	(Steventon *et al*., 1998 ; Manolis *et al*., 2002 ; Schmiegelow *et* Monkkonen, 2002 ; Brazaitis *et al*., 2005 ; Schlossberg *et* King, 2008)
Chauve-souris	(Grindal *et* Brigham, 1999 ; Law *et* Law, 2011 ; Webala *et al.*, 2011)
Cervidés	(Marcot *et* Meretsky, 1983 ; Franklin *et al*., 2021)

Relations proie-prédateur	(Costa *et al*., 2013)

Une tendance observée pour certains groupes taxonomiques (oiseaux, mammifères, dont les ongulés) est la présence d'un pic d'abondance ou de richesse (Figure 5.3.1-2-C), grâce à la complémentarité des ressources de part et d'autre de la lisière (abri, nourriture). De plus, même si ce point n'est pas explicitement documenté, il est possible que la conjonction des deux gradients opposés pour les espèces forestières et pour les espèces non forestières puisse aussi conduire parfois à un pic d'abondance ou de richesse totale au niveau de la lisière (Figure 5.3.1-2-C).

Un autre type d'effet lisière est celui induit indirectement sur les relations proie-prédateur. Une étude américaine (Costa *et al*., 2013) montre que les lisières entre peuplement de pins et coupe rase présentent une perméabilité différente au mouvement des insectes et contribuent à façonner les patrons de répartition spatiale des prédateurs et des proies. Malgré une capacité de dispersion 12 fois supérieure à celle de sa proie, le coléoptère forestier *Thanasimus dubius* montre un schéma de réponse à la lisière en escalier avec très peu de captures dans les coupes rases (Figure 5.3.1-2-A), alors que sa proie *Ips grandicollis*, un ravageur de pin, est moins limité par cette limite (Figure 5.3.1-2-D). Ainsi, *Ips grandicollis* peut compenser sa plus faible capacité de dispersion en se déplaçant dans les coupes rases, ce qui pourrait faciliter l'évitement de son principal prédateur.

La portée de l'effet lisière est bien mieux documentée que la magnitude (Ries *et al*., 2017). Selon les variables considérées, la portée d'effet lisière liée à une coupe rase peut s'étendre sur quelques mètres seulement et jusqu'à 200 m (Baker *et al*., 2013 ; Harper *et al*., 2015). La portée d'effet lisière est en général plus importante pour les variables de réponse secondaire ou tertiaire que pour les variables de réponse primaire (Harper *et al*., 2015 ; Franklin *et al.*, 2021). De plus, les groupes taxonomiques plus mobiles (mammifères et oiseaux) présentent des DEI plus longues que les groupes moins mobiles, comme les champignons ectomycorhiziens, pour lesquels la distance aux racines des arbres présents semble être un facteur limitant assez fort (Baker *et al*., 2013). À l'exception des vertébrés, les estimations de DEI ne dépassent pas 100 m, bien que cela puisse être biaisé par les échelles (spatiales et temporelles) de l'évaluation (*id*.)

Il n'y a pas de consensus sur la façon dont l'effet lisière évolue au cours du temps ni sur la durée de cet effet. Dans le cas de l'effet lisière vers l'intérieur du peuplement forestier, celui-ci peut persister pendant 20 ans (Liepa *et al*., 2020), voire 40 ans après la coupe rase (Marozas *et al.*, 2005). De plus, il a globalement tendance à s'atténuer avec le temps (Matlack, 1993 ; Esseen *et* Renhorn, 1998 ; Harper *et* Macdonald, 2002 ; Harper *et al*., 2015 ; Ruete *et al*., 2016), même si, dans certains cas, il peut aussi s'étendre (Brazaitis *et al*., 2005 ; Dupuch *et* Fortin, 2013), ou changer de nature (Dovciak *et* Brown, 2014). Cependant, lorsque l'effet lisière persiste en magnitude et que sa portée s'accentue avec le temps comme c'est le cas dans les forêts matures, cela pose la question de la capacité de conserver la biodiversité de ces types de forêts en présence de coupes rases à l'échelle du paysage, car la surface d'habitat de cœur forestier non soumis à l'effet lisière diminue avec le temps (Dupuch *et* Fortin, 2013).

Dans le cas de l'effet lisière vers l'intérieur de la coupe rase, un gradient de recolonisation de la coupe rase depuis le peuplement adjacent par les espèces forestières (et parallèlement une possible régression des espèces non forestières, mais qui n'est pas clairement documenté) se met en place de la périphérie vers le centre de la coupe rase quelques années à dizaines d'années après la perturbation (Baker *et al*., 2013). Il est possible que la coupe entraîne à la fois une dette d'extinction (par exemple, tous les pieds d'une plante forestière ne disparaissent pas immédiatement après la coupe) et un crédit de colonisation (la recolonisation s'effectue par les bords de la coupe rase au fur et à mesure que les conditions s'améliorent avec la maturation du peuplement dans la coupe rase). Cet effet lisière s'atténue souvent avec le temps, et s'estompe rapidement après la fermeture de la canopée, suite à la régénération du peuplement forestier dans la coupe rase.

Enfin, les effets lisière sur la biodiversité sont différents selon que la lisière est d'origine naturelle ou anthropique, avec en moyenne une portée d'effet lisière plus longue pour les lisières anthropiques et un fonctionnement différent entre ces deux types de lisière (Esseen *et al*., 2016 ; Magura *et al*., 2017 ; Franklin *et al*., 2021).

3.1.4.1.5 Discussion

Malgré les revues systématiques déjà publiées, la difficulté de synthétiser et d'analyser l'effet lisière sur la biodiversité dans les deux sens provient du fait qu'un nombre limité d'études ont mis en place un dispositif approprié, à savoir des transects symétriques de part et d'autre de la lisière, associés à un suivi de l'effet lisière dans le temps ou à défaut *via* une approche synchronique.

Ces deux processus (régression des espèces forestières vers l'intérieur forestier conjointement à la recolonisation de ces mêmes espèces depuis la lisière vers le centre de la coupe rase) paraissent à tout le moins contradictoires. Leur mise en cohérence passe par l'identification des espèces, des contextes écologiques ou des temporalités où l'un de ces deux effets lisière prédomine. À cet égard, il est probable : (i) que les deux effets se manifestent mais de façon décalée, avec l'effet de la coupe rase vers l'intérieur d'abord puis l'effet opposé ensuite (ii) que les peuplements les plus matures ou les zones de réserve soient plus sensibles à l'effet lisière pénétrant vers l'intérieur forestier (Dupuch *et* Fortin, 2013), mais les évidences de cette contextualisation manquent à l'heure actuelle.

3.1.4.2 Rôle des coupes rases du paysage environnant sur la biodiversité dans les peuplements forestiers non coupés

Nous analysons ici l'effet des coupes rases à une échelle paysagère plus large, de l'ordre de la dizaine voire centaine d'hectares. La quantité de coupes rases dans le paysage a pour effet d'augmenter la fragmentation des habitats forestiers fermés. Cette fragmentation se traduit par une perte d'habitat favorable pour les espèces associées aux peuplements forestiers fermés, qui peut induire une baisse du nombre ou de l'abondance de ces espèces, ainsi qu'un isolement de leurs tâches d'habitat, car les coupes rases peuvent former des barrières à la dispersion pour ces espèces (Fahrig, 2013). *A contrario*, les coupes rases peuvent aussi constituer des zones sources qui envoient des espèces favorisées par les coupes rases (comme les espèces non forestières) dans les peuplements forestiers fermés alentours par effet de débordement (Leibold *et al.*, 2004 ; Ries *et al*., 2017). Trois questions plus précises peuvent être posées :

1. Comment la biodiversité locale répond-elle aux variations de quantité totale de coupes rases dans le paysage ?
2. À quantité donnée de coupes rases, quel est l'effet sur la biodiversité locale de la configuration des coupes rases dans le paysage, selon qu'elles sont réparties en un petit nombre de grandes tâches ou un grand nombre de petites tâches ?
3. Existe-t-il des habitats forestiers à proximité desquels les coupes rases devraient être proscrites ou strictement limitées ?

Concernant l'effet de la quantité totale de coupes rases dans le paysage sur la biodiversité locale des peuplements fermés, il est attendu un impact variable selon les préférences écologiques des espèces, à savoir négatif sur les espèces forestières et positif sur les espèces non forestières, avec au final un effet difficile à prédire sur la richesse totale.

3.1.4.2.1 Résultats

3.1.4.2.1.1 Comment la biodiversité locale répond-elle aux variations de quantité totale de coupes rases dans le paysage ?

En cohérence avec nos hypothèses, plusieurs études concluent à un effet négatif de la quantité ou de la proximité de coupes rases dans le paysage à l'échelle espèce, groupe écologique, groupe taxonomique ou réseaux d'interaction (même si certaines études abordent l'effet de tous les types de coupes forestières) : c'est le cas pour l'abondance ou la richesse spécifique d'oiseaux forestiers (Edenius *et* Elmberg, 1996 ; Jansson *et* Andren, 2003), l'abondance de l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) (Delin *et* Andren, 1999), du grand tétras (*Tetrao urogallus*) (Mikolas *et al*., 2015), de la grenouille des marais (*Lithobates palustris*) (Jacobs *et* Houlahan, 2011), de deux espèces d'amphibiens et deux espèces de reptiles (Renken *et al.*, 2004), des polypores dans les forêts boréales riveraines (Peura *et al*., 2020). C'est aussi le cas pour la qualité des assemblages de poissons à l'échelle de bassin versant (Hemstad *et* Newman, 2004) ou encore la richesse des réseaux d'interaction trophique plantes-pollinisateurs (Nielsen *et* Totland, 2014).

Quelques études montrent plutôt un effet positif de la quantité des coupes rases, mais là aussi il est parfois difficile de distinguer les coupes rases et les autres types de coupes dans les articles (Charbonneau *et* Fahrig, 2004 ; Paquet *et al.*, 2006 ; Barbaro *et al*., 2007 ; Avon, 2010). Dans l'étude de Paquet *et al*. (2006) dans les Ardennes belges, les zones ouvertes en forêt ne contiennent pas des assemblages d'oiseaux composés d'espèces forestières mélangées à des espèces agricoles colonisatrices, mais abritent en fait des assemblages d'oiseaux spécifiques. L'analyse identifie ainsi sept espèces qui forment un groupe d'espèces spécifiques aux zones ouvertes en forêt dans le contexte ardennais.

Enfin, plusieurs travaux ne détectent aucun effet de la quantité ou de la proximité de coupes rases dans le paysage à l'échelle espèce ou communauté (Lõhmus *et al*., 2016 ; Escudero-Paez *et al*., 2019 ; Gailly *et al.*, 2020 ; Haugen *et al*., 2020 ; Halloran *et al*., 2021).

3.1.4.2.1.2 À quantité donnée de coupes rases, quel est l'effet sur la biodiversité locale de la configuration des coupes rases dans le paysage, selon qu'elles sont réparties en un petit nombre de grandes taches ou un grand nombre de petites taches ?

Nous n'avons trouvé aucune étude empirique qui se soit intéressée à l'effet de la configuration spatiale des coupes rases sur la biodiversité, à surface donnée de coupes rases dans le paysage.

Même sur un plan théorique, à quantité de coupes rases donné, il est assez difficile de conclure quant à un mode de répartition des coupes rases à un instant donné dans un paysage (nombreuses petites tâches ou quelques grandes) qui serait le plus favorable à la biodiversité. Si l'on se place du point de vue des espèces forestières, on peut mener le raisonnement suivant : d'un côté, la surface indirectement impactée par les effets lisière négatifs induits par la coupe rase vers la forêt adjacente est plus faible lorsque les coupes rases sont concentrées en un petit nombre de grandes tâches ; de l'autre, l'effet lisière positif induit par la forêt adjacente vers la coupes rase bénéficie plus à la configuration dispersée des coupes rases en petites tâches du fait d'une recolonisation par les espèces forestières plus efficace par rapport au cas d'une configuration concentrée.

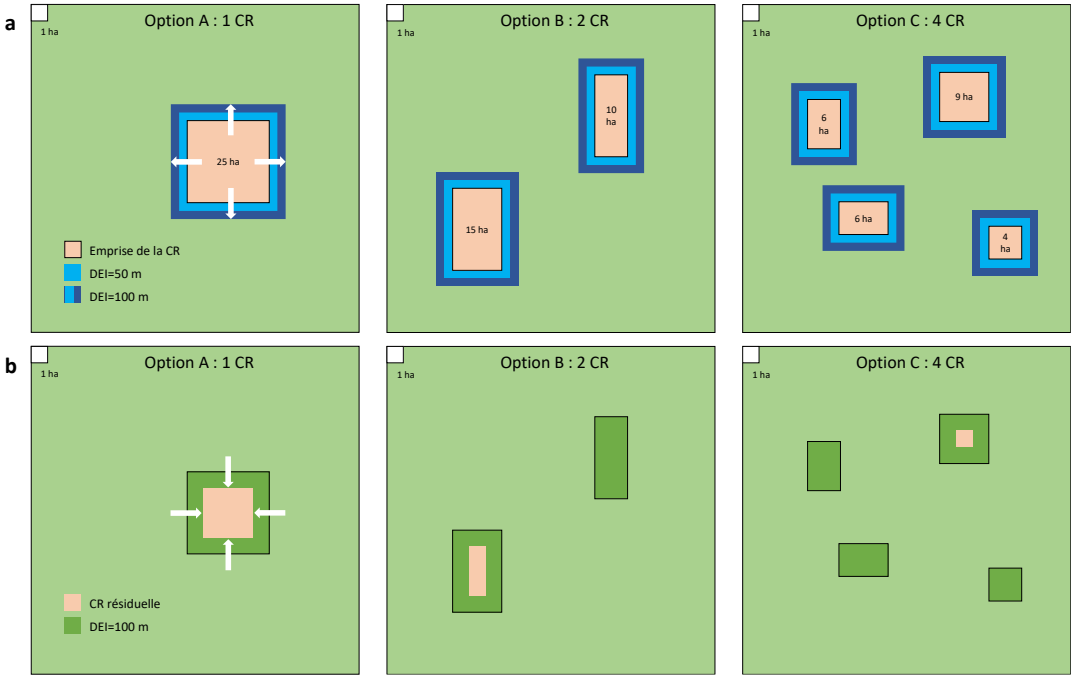


Figure 5.3.1-3 : Illustration de l'impact de différentes configurations spatiales des coupes rases dans un paysage forestier homogène de 400 ha, selon que les coupes rases sont concentrées en une ou plusieurs tâches mais couvrent une même surface totale (trois options sont comparées : une seule coupe rase de 25 ha, deux ou quatre coupes rases), et selon l'hypothèse (a) d'une portée d'effet lisière de 50 ou de 100 m depuis la coupe rase vers la forêt adjacente (NB : l'effet lisière de 100 m inclut celui de 50 m) ou à l'inverse (b) d'un effet lisière de 100 m depuis la forêt adjacente vers l'intérieur des coupes rases. Les flèches blanches indiquent le sens de l'effet lisière. La surface de forêt adjacente indirectement impactée par les coupes rases (a) ou la surface de coupe rase résiduelle non impactée par la forêt adjacente (b) est indiquée dans le Tableau 5.3.1-2. Pour des raisons de clarté, l'effet lisière de 50 m n'a pas été représenté dans le cas d'un effet lisière depuis la forêt adjacente vers l'intérieur des coupes rases.

Tableau 5.3.1-2 : Surface de forêt adjacente indirectement impactée par les coupes rases (a) ou surface de coupe rase résiduelle non impactée par la forêt adjacente (b) au travers de l'effet lisière (en ha) selon que les coupes rases sont concentrées en une ou plusieurs tâches (trois options sont comparées : une seule coupe rase de 25 ha, deux ou quatre coupes rases), et selon une portée d'effet lisière variable (DEI allant de 10 à 100 m). Les pourcentages entre parenthèses pour les options B et C indiquent (a) l'augmentation de la surface impactée ou (b) la baisse de surface de coupe rase résiduelle, relativement à l'option A.

	DEI			
	10 m	20 m	50 m	100 m
(a) Effet induit par la coupe rase vers l'intérieur de la forêt adjacente : surface de forêt impactée				
Option A : une coupe rase (25 ha)	2,04	4,16	11	24
Option B : deux coupes rases (10 et 15 ha)	3,08 (+51 %)	6,32 (+52 %)	17 (54 %)	38 (+58 %)
Option C : quatre coupes rases (9 ha, 2 x 6 ha, 4 ha)	4,16 (+104 %)	8,64 (+108 %)	24 (+118 %)	56 (+133 %)
(b) Effet induit par la forêt adjacente vers l'intérieur de la coupe rase : surface de coupe rase résiduelle (non recolonisée)				
Option A : une coupe rase (25 ha)	23,04	21,16	16	9
Option B : deux coupes rases (10 et 15 ha)	22,08 (-4 %)	19,32 (-9 %)	12 (-25 %)	3 (-67 %)
Option C : quatre coupes rases (9 ha, 2 x 6 ha, 4 ha)	21,16 (-8 %)	17,64 (-17 %)	9 (-44 %)	1 (-89 %)

Pour comprendre ce résultat théorique, prenons le cas schématique d'un paysage forestier carré de 400 ha dans lequel la surface en coupe représente 12,5 % (soit 25 ha) et où trois options de répartition des coupes rases sont appliquées : une seule coupe rase de 25 ha (option A du Tableau 5.3.1-2), deux coupes rases de 15 et 10 ha (option B du Tableau 5.3.1-2) et quatre coupes rases de 9, 6, 6 et 4 ha (option C du Tableau 5.3.1-2 et de la Figure 5.3.1-3-A). Faisons l'hypothèse d'une portée d'effet lisière variant de 10 à 100 m. Dans le cas d'un effet lisière de 50 m par exemple, la surface impactée indirectement (par l'effet lisière négatif induit de la coupe rase vers la forêt adjacente) s'élève à 11 ha pour l'option A, 17 ha pour l'option B (soit + 54 % de plus que l'option A) et 24 ha pour l'option C (+ 118 %). Quelle que soit la portée de l'effet lisière, le calcul montre que la surface impactée est toujours supérieure lorsque la surface totale de coupe rase est répartie en un plus grand nombre de tâches, et cet écart entre options augmente avec la DEI (Tableau 5.3.1-2). De plus, la surface impactée dépend fortement de la forme des tâches de coupes rases (allongée ou compacte) : ici, les coupes rases ont une forme compacte (carré ou rectangle), mais lorsque la tâche de coupe rase s'allonge, la surface impactée augmente vite.

A contrario, une répartition de la surface de coupe rase en un grand nombre de petites tâches permet une recolonisation des espèces forestières plus rapide depuis la lisière vers le cœur des coupes rases, dans la mesure où la distance à parcourir pour atteindre le centre de la coupe rase est d'autant plus courte que la tâche est petite. Ainsi, en reprenant les trois options précédentes de répartition spatiale de la surface de coupe rase (Figure 5.3.1-3-B), et en supposant une recolonisation (homogène) depuis la forêt vers l'intérieur de la coupe rase sur une bande de 100 m, la surface résiduelle non recolonisée en cœur de coupe rase représente 9 ha pour l'option A, 3 ha dans l'option B et seulement 1 ha pour l'option C. La surface de coupe rase résiduelle est toujours plus importante pour l'option A que pour l'option C, quelle que soit la portée d'effet lisière.

Ce raisonnement considère cependant un effet lisière dont la nature et la portée sont constantes quelle que soit la taille de la coupe rase. Or, la diversité et la composition en espèces des coupes rases varient aussi selon leur taille (voir « Question 3.2. Focus : quel est l'effet de la surface des coupes rases sur la richesse spécifique, à court terme, par groupe taxonomique ? »). Si la biodiversité est moins modifiée dans les petites coupes rases que les grandes coupes rases par rapport à la forêt intacte, il est probable que la nature de l'effet lisière induit par la coupes rase vers la forêt diffère aussi selon la taille de la coupe rase. De plus, la portée d'effet lisière d'une zone ouverte vers la forêt semble dépendre de la taille de la zone ouverte et diminuer lorsque la zone ouverte est plus étroite (Franklin *et al.*, 2021). Par conséquent, il est probable que la surface impactée par l'effet lisière pour les options B et C soit en réalité plus faible que celle indiquée dans le Tableau 5.3.1-2. Dans l'autre sens (recolonisation depuis la forêt vers l'intérieur de la coupe rase), la portée d'effet est peu variable, car la zone source couvre une grande surface (la forêt intacte est majoritaire dans le paysage).

En conclusion, si (i) la nature de l'effet lisière de la coupe rase et (ii) la portée d'effet lisière de la coupe rase vers la forêt varient avec la taille de la coupe rase, il devient plus intéressant de répartir la surface de coupe rase en de nombreuses petites tâches que de les concentrer en quelques grandes.

3.1.4.2.1.3 Existe-t-il des habitats forestiers à proximité desquels les coupes rases devraient être proscrites ou strictement limitées ?

La littérature scientifique recommande depuis longtemps d'éviter les coupes rases à proximité des cours d'eau et de laisser des zones tampons d'au moins 100 m autour du cours d'eau sans coupe, afin de protéger la biodiversité des forêts riveraines (Broadmeadow *et* Nisbet, 2004 ; Marczak *et al*., 2010 ; Richardson *et al*., 2012 ; Cole *et al*., 2020 ; Graziano *et al*., 2022).

De plus, certaines études recommandent de limiter strictement la présence de coupes rases à proximité de vieux peuplements ou de zones en réserves et de créer des zones tampons d'au moins 100 à 200 m autour de ces zones d'intérêt patrimonial (Ruete *et al*., 2017), afin de réduire l'impact négatif et durable de l'effet lisière créé par les coupes rases sur les espèces forestières inféodées à ce type de peuplements, parfois rares à l'échelle du paysage. D'autres travaux soulignent que la portée d'effet lisière induit par les plantations d'essences exotiques sur la composition en espèces des communautés d'arthropodes dans les forêts naturelles adjacentes augmente sensiblement lors d'une coupe rase dans la plantation et passe de 20 à 50 m (Swart *et al*., 2018).

3.1.4.2.2 Discussion

À l'exception des coupes rases à proximité des forêts riveraines, pour lesquelles une interdiction est clairement recommandée, le rôle de la quantité de coupe rase et de sa configuration spatiale au sein d'un paysage forestier est peu documenté. La littérature scientifique disponible ne permet pas de recommander un seuil précis de surface de coupe rase à l'échelle du paysage à ne pas dépasser. De même, si le raisonnement théorique sur la configuration des coupes rases permet de recommander de les répartir en de nombreuses petites tâches plutôt que de les concentrer en quelques grandes, les preuves empiriques de l'avantage de cette configuration pour la biodiversité forestière font défaut. De façon générale, un effort de recherche est donc nécessaire pour analyser l'effet des coupes rases (quantité et répartition) à l'échelle du paysage sur la biodiversité.

3.1.4.3 Quelle est la contribution des coupes rases à la diversité gamma dans des paysages forestiers, et comment cette contribution varie-t-elle en fonction de la proportion de coupes rases dans le paysage ?

Nous n'avons pas trouvé d'études empiriques ayant quantifié spécifiquement la contribution des coupes rases à la diversité gamma. Quelques études concluent qu'avoir des coupes rases en quantité modérée permet d'accroître la diversité *gamma* des coléoptères saproxyliques (Bouget, 2005) ou des oiseaux (Doyon *et al*., 2005 ; Paquet *et al*., 2006) ou la disponibilité en habitat pour les vertébrés et les espèces dépendant du bois mort inscrites sur liste rouge (Eyvindson *et al*., 2021).

3.1.4.4 Rôle de néo-habitat ou d'habitat de substitution pour les espèces de milieux ouverts dans les paysages comprenant une part importante de milieux agricoles

Plusieurs études montrent que l'habitat coupe rase dans les paysages forestiers peut contribuer à conserver un cortège d'espèces de milieux ouverts et agricoles, y compris des espèces protégées, qui peuvent être en fort déclin dans des régions où l'agriculture s'est intensifiée et les prairies ouvertes semi-naturelles ont régressé (Jeliazkov *et al*., 2016 ; Ram *et al.*, 2020).

L'effet positif des coupes rases sur les cortèges d'espèces de milieu ouvert est documenté pour les oiseaux (Berg *et al.*, 2015 ; Gregory *et al*., 2019 ; Ram *et al*., 2020), les insectes (Winfree *et al*., 2009 ; Hallmann *et al*., 2017 ; Ram *et al*., 2020) et les plantes (Luoto *et al*., 2003 ; Dahlström *et al.*, 2006). En particulier, plusieurs espèces d'oiseaux et de papillons caractéristiques des milieux ouverts agricoles utilisent les coupes rases pour leur reproduction et leur survie en raison d'une similarité de structure et de composition de la végétation (Ram *et al*., 2020). En outre, l'âge et la taille de la coupe rase, la nature et la densité des structures de rétention dans les coupes rases, l'historique d'utilisation des terres et enfin la structure et la composition du paysage environnant sont des paramètres qui peuvent

influencer l'abondance, la richesse et la composition spécifique en oiseaux ou papillons de milieu ouvert dans les coupes rases (*id*.)

En particulier, la présence de structure de rétention dans les coupes rases (arbres isolés, îlots, bois mort, souches hautes) peut être bénéfique à certaines espèces des milieux ouverts et agricoles (Percival *et* Dale, 2016 ; Söderström *et* Karlsson, 2011 ; Bakx *et al*., 2020). À l'inverse, d'autre espèces peuvent être affectées négativement par des quantités élevées d'arbres de rétention (Akresh *et al.*, 2021). Il est donc probable qu'un mélange de zones avec des niveaux de rétention variables soit une meilleure approche pour bénéficier à un plus grand nombre d'espèces (Ram *et al*., 2020).

De plus, bien que le contexte paysager soit un facteur important pour la distribution des oiseaux et des papillons dans les coupes rases (Jonason *et al*., 2010 ; Berg *et al.*, 2011 ; Percival *et* Dale, 2016 ; Viljur *et* Teder, 2016 ; Zmihorski *et al*., 2016 ; Bakx *et al*., 2020), la littérature n'apporte pas de réponse claire quant à l'importance pour les coupes rases d'être connectées à d'autres zones d'habitat ouvert (Ram *et al*., 2020). De même, l'importance de la connectivité directe par des corridors par rapport à la quantité et la configuration spatiale de l'habitat coupe rase n'est pas établie (*id*.)

Enfin, d'autres milieux maintenus ouverts par les activités humaines peuvent aussi jouer ce rôle d'habitat de substitution pour les espèces de milieu ouvert, comme les zones situées sous les lignes électriques à très haute tension, les coupe-feu ou les bords de routes forestières (van Halder *et al.*, 2008 ; Berg *et al*., 2011 ; Bergès *et al*., 2012 ; Berg *et al*., 2016 ; Sielezniew *et al*., 2019).

3.1.5 Perspectives

Les **effets lisières liés aux coupes sont globalement bien documentés**, mais il reste toutefois des **lacunes à combler** sur plusieurs plans :

- nous n'avons pas trouvé beaucoup d'études **dans le contexte français**, à l'exception de la forêt landaise (Barbaro *et al*., 2007) ; les études françaises sur l'effet lisière portent sur d'autres types de lisière : lisière externe de la forêt notamment (Bergès *et al*., 2013 ; Pellissier *et al*., 2013 ; Terraube *et al*., 2016 ; Andrieu *et al.*, 2018) ou lisière avec des routes forestières (Bergès *et al*., 2012) ;
- les deux revues systématiques sur les effets lisière en forêt exploitée dans cette fiche ont des limites : celle de Franklin *et al.* (2021) porte sur les effets lisière sur le peuplement et la végétation du sous-bois, mais ne propose pas de synthèse spécifique sur les lisières des coupes rases (les études sont décomposées et disponibles dans les annexes, et nous avons tenté de les synthétiser au mieux dans cette fiche) ; celle de Baker *et al*. (2013) s'intéresse à l'effet lisière de la forêt vers la coupe rase pour l'ensemble de la biodiversité, mais ne synthétise pas les effets lisière dans les deux directions. Il reste donc à **synthétiser** (par revue systématique ou méta-analyse) **les effets lisière liés aux coupes rases dans les deux sens, et pour tous les groupes taxonomiques** ;
- il reste à comprendre comment **les deux processus observés dans plusieurs études** (régression des espèces forestières vers l'intérieur forestier et recolonisation de ce même groupe d'espèces depuis la lisière vers le centre de la coupe rase) **peuvent être mis en cohérence, car ils paraissent en partie contradictoires.** Il est probable qu'ils se succèdent dans le temps (la dynamique d'extinction-colonisation permet d'expliquer cela), mais cela reste à clarifier. Un examen plus approfondi des études qui s'intéressent aux effets lisière dans les deux sens pourrait nous éclairer (nous n'avons pas eu le temps d'analyser à part ces études-là) ;
- même si la tendance générale qui se dessine dans plusieurs études est un effet lisière de type A pour les espèces forestières et un effet opposé de type B pour les espèces non forestières, beaucoup d'études ne décomposent pas la réponse de la biodiversité selon ces deux groupes écologiques, d'où la difficulté de tirer des conclusions générales. Là aussi, une revue

systématique serait nécessaire pour **synthétiser les patrons de réponse à la distance à la lisière de coupes rases pour les espèces forestières et non forestières** ;

- les résultats sur **l'évolution de l'effet lisière lié à la coupe rase au cours du temps sont hétérogènes et complexes à synthétiser**. En parallèle d'études complémentaires sur cette question temporelle, une revue systématique de la littérature existante permettrait de clarifier l'état de l'art ;
- nous n'avons pas trouvé d'études qui comparent **l'effet lisière en fonction de la taille de la coupe rase**, ni d'études qui **comparent l'effet lisière induit par la coupe rase avec l'effet lisière induit par d'autres types de coupes de régénération**, alors que plusieurs synthèses comparent les lisières d'origine anthropiques ou naturelles ; un effort de recherche dans ce sens paraît nécessaire, notamment pour comparer la futaie régulière régénérée par grandes coupes rases, à la futaie régulière régénérée par grandes coupes progressives, et à la futaie irrégulière régénérée par coupes de petite taille ;
- nous n'avons pas trouvé d'études qui s'intéressent spécifiquement à la **variabilité de l'effet lisière liée à la coupe rase en fonction du type de peuplement forestier à proximité (âge, structure et composition en essences)**, alors qu'il est très probable que cet effet varie et que cela induise des recommandations dépendantes du contexte ; un effort de recherche dans ce sens est donc souhaitable.

Le **rôle des coupes rases dans le paysage sur la biodiversité forestière est très peu documenté**, sans doute parce que ce type d'étude est plus complexe et plus lourd à mener, car une approche expérimentale est difficile à mettre en place (voir le très faible nombre de dispositifs expérimentaux installés au niveau mondial pour tester les effets de la fragmentation des habitats sur la biodiversité, (Haddad *et al*., 2015).

Le nombre d'études ayant abordé l'effet des coupes rases à l'échelle du paysage dans les forêts tempérées restant faible, des travaux de recherche sont nécessaires pour préciser un seuil de pourcentage de coupe rase en surface dans le paysage à ne pas dépasser ; de plus, l'échelle d'évaluation et d'application du seuil à respecter reste à définir (1, 100 ou 1000 km² ?), car un taux moyen de coupe rase à une large échelle peut résulter aussi bien d'une faible que d'une forte hétérogénéité à une échelle spatiale inférieure.

Les travaux existants sur ce volet portent plutôt sur des animaux dont le domaine vital est supérieur ou égal à la taille des coupes rases. Néanmoins, l'écologie du paysage fournit les concepts et les hypothèses pour aborder le rôle des coupes rases à cette échelle pour tous les organismes. Comme peu d'études abordent spécifiquement l'effet de la quantité et de l'agencement spatial des coupes rases dans le paysage sur la biodiversité, ceci **limite notre capacité à fournir des recommandations sur le seuil de coupes rases à ne pas dépasser au niveau du paysage et sur la façon de répartir ces coupes rases dans le paysage forestier**.

Cela dit, bâtir un plan d'échantillonnage qui permet de contrôler la quantité et la distribution spatiale des coupes rases dans des fenêtres paysagères tout en s'assurant que d'autres sources de variation restent constants n'est pas simple à réaliser (d'autres types de coupes peuvent être présents). En complément d'approches empiriques, un recours à la modélisation est nécessaire pour avancer dans ce domaine (Ranius *et* Kindvall, 2006 ; Tittler *et al*., 2015).

Il n'existe pas de travaux qui s'intéressent à la contribution des coupes rases à la diversité *gamma* multi-taxonomique, et des recherches sont nécessaires pour combler ces lacunes (travaux empiriques ou approches de modélisation), dans l'objectif de quantifier la part d'espèces propres aux coupes rases, et de préciser le profil écologique de ces espèces.

Le potentiel des coupes rases en tant qu'habitats alternatifs pour les espèces souffrant de la perte d'habitats ouverts de bonne qualité mérite une attention du point de vue de la conservation. Il est

donc sans doute **souhaitable que** les coupes rases **soient mieux prises en compte dans le suivi et la conservation de la biodiversité associée aux milieux agricoles** (Ram *et al.*, 2020).

Néanmoins, ces résultats posent la question du **rôle des habitats forestiers** en termes de conservation de la biodiversité dans nos paysages anthropisés : **doit-il se limiter à la conservation de la biodiversité forestière ou bien s'élargir à la conservation de la biodiversité des milieux ouverts semi-naturels**, qui sont globalement plus menacés que les habitats forestiers, comme cela est souligné dans les bilans nationaux sur l'état de conservation de la biodiversité (Touroult *et al.*, 2021) ?

Nous pensons néanmoins qu'il faut **donner la priorité à la protection des espèces forestières** (qu'on ne peut pas trouver ailleurs qu'en forêt), **et secondairement permettre la conservation d'espèces de milieu ouvert** (qu'on peut normalement trouver ailleurs qu'en forêt).

Par ailleurs, de même que les effets négatifs des coupes rases sur les espèces forestières spécialistes peuvent être atténués par des structures de rétention dans la coupe rase (Gustafsson *et al*., 2013 ; Fedrowitz *et al*., 2014 ; Storch *et al*., 2020), bien doser ces structures de rétention pourraient permettre que les coupes rases jouent aussi le rôle d'habitat de substitution pour les espèces des milieux agricoles (Bakx *et al*., 2020). Enfin, pour certaines espèces (passereaux, rhopalocères ou insectes saproxyliques floricoles – coléoptères ou syrphes), l'association forêt et milieux ouverts landicoles et arbustifs se montre particulièrement favorable. Ceci suggère que dans un lointain passé, il devait y avoir coexistence des milieux forestiers et non forestiers pour que se développent des stratégies évolutives basées sur la complémentarité de ces deux milieux. Ces points méritent cependant de plus amples recherches.

3.1.6 Références bibliographiques

Akresh, M.E., King, D.I., Lott, C.A., Larkin, J.L., D'Amato, A.W., 2021. A meta-analysis of the effects of tree retention on shrubland birds. Forest Ecology and Management 483.

Alignier, A., Deconchat, M., 2013. Patterns of forest vegetation responses to edge effect as revealed by a continuous approach. Ann Forest Sci 70, 601–609.

Andrieu, E., Cabanettes, A., Alignier, A., Van Halder, I., Alard, D., Archaux, F., Barbaro, L., Bouget, C., Bailey, S., Corcket, E., Deconchat, M., Vigan, M., Villemey, A., Ouin, A., 2018. Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. Basic and Applied Ecology 27, 83–95. https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.11.003

Asselin, H., Fortin, M.-J., Bergeron, Y., 2001. Spatial distribution of late-successional coniferous species regeneration following disturbance in southwestern Quebec boreal forest. Forest Ecology and Management 140, 29–37.

Avon, C., 2010. Influences de la composition et de la structure actuelles de la mosaïque paysagère sur la diversité de la flore en forêt (Thèse de Doctorat). Université d'Orléans, Orléans.

Baker, S.C., Barmuta, L.A., McQuillan, P.B., Richardson, A.M.M., 2007. Estimating edge effects on ground-dwelling beetles at clearfelled non-riparian stand edges in Tasmanian wet eucalypt forest. Forest Ecology and Management 239, 92–101. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.11.012

Baker, S.C., Spies, T.A., Wardlaw, T.J., Balmer, J., Franklin, J.F., Jordan, G.J., 2013. The harvested side of edges: effect of retained forests on the re-establishment of biodiversity in adjacent harvested areas. Forest Ecology and Management 302, 107–121. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.024

Baker, T.P., Jordan, G.J., Steel, E.A., Fountain-Jones, N.M., Wardlaw, T.J., Baker, S.C., 2014. Microclimate through space and time: Microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales. Forest Ecology and Management 334, 174–184. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.008

Bakx, T.R.M., Lindstrom, A., Ram, D., Pettersson, L.B., Smith, H.G., van Loon, E.E., Caplat, P., 2020. Farmland birds occupying forest clear-cuts respond to both local and landscape features. Forest Ecology and Management 478. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118519

Barbaro, L., Rossi, J.P., Vetillard, F., Nezan, J., Jactel, H., 2007. The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. J Biogeogr 34, 652–664. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01656.x

Berg, A., Ahrne, K., Ockinger, E., Svensson, R., Soderstrom, B., 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. Biological Conservation 144, 2819–2831. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.07.035

Berg, Å., Bergman, K.-O., Wissman, J., Żmihorski, M., Öckinger, E., 2016. Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. Biological Conservation 201, 320–326. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.07.034

Berg, Å., Wretenberg, J., Żmihorski, M., Hiron, M., Pärt, T., 2015. Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. Agriculture, Ecosystems & Environment 204, 1–7. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.019

Bergès, L., Avon, C., Chevalier, R., Dumas, Y., 2012. Impact des routes forestières sur la biodiversité floristique : synthèse de trois études menées en forêts de plaine. Revue Forestière Française 64, 447–466.

Bergès, L., Pellissier, V., Avon, C., Verheyen, K., Dupouey, J.L., 2013. Unexpected long-range edge-to-forest interior environmental gradients. Landscape Ecology 28, 439–453. https://doi.org/10.1007/s10980-012-9841-1

Bouget, C., 2005. Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests - Part II. Effects of gap size and gap isolation. Forest Ecology and Management 216, 15–27.

Braithwaite, N.T., Mallik, A.U., 2012. Edge effects of wildfire and riparian buffers along boreal forest streams. Journal of Applied Ecology 49, 192–201. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02076.x

Brazaitis, G., Roberge, J.M., Angelstam, P., Marozas, V., Petelis, K., 2005. Age-related effects of clear-cut-old forest edges on bird communities in Lithuania. Scandinavian Journal of Forest Research 20, 59–67. https://doi.org/10.1080/14004080510040959

Broadmeadow, S., Nisbet, T.R., 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. Hydrol. Earth Syst. Sci. 8, 286–305. https://doi.org/10.5194/hess-8-286-2004

Brothers, T.S., Spingarn, A., 1992. Forest fragmentation and alien plant invasion of Central Indiana old-growth forests. Conservation Biology 6, 91–100.

Buddle, C.M., Langor, D.W., Pohl, G.R., Spence, J.R., 2006. Arthropod responses to harvesting and wildfire: implications for emulation of natural disturbance in forest management. Biological Conservation 128, 346–357.

Cadenasso, M.L., Pickett, S.T.A., Weathers, K.C., Jones, C.G., 2003. A framework for a theory of ecological boundaries. Bioscience 53, 750–758.

Caruso, A., Rudolphi, J., Rydin, H., 2011. Positive edge effects on forest-interior cryptogams in clear-cuts. PLOS ONE 6. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027936

Chabrerie, O., Jamoneau, A., Gallet-Moron, E., Decocq, G., 2013. Maturation of forest edges is constrained by neighbouring agricultural land management. Journal of Vegetation Science 24, 58–69.

Charbonneau, N.C., Fahrig, L., 2004. Influence of canopy cover and amount of open habitat in the surrounding landscape on proportion of alien plant species in forest sites. Ecoscience 11, 278–281.

Cole, L.J., Stockan, J., Helliwell, R., 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. Agriculture, Ecosystems & Environment 296, 106891.

Costa, A., A, M., Boone, C.K., Kendrick, A.P., Murphy, R.J., Sharpee, W.C., Raffa, K.F., Reeve, J.D., 2013. Dispersal and edge behaviour of bark beetles and predators inhabiting red pine plantations. Agricultural and Forest Entomology 15, 1–11. https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2012.00585.x

Dahlström, A., Cousins, S.A.O., Eriksson, O., 2006. The history (1620-2003) of land use, people and livestock, and the relationship to present plant species diversity in a rural landscape in Sweden. Environment and History 12, 191–212. https://doi.org/10.3197/096734006776680218

Delin, A.E., Andren, H., 1999. Effects of habitat fragmentation on Eurasian red squirrel (Sciurus vulgaris) in a forest landscape. Landscape Ecol 14, 67–72. https://doi.org/Doi 10.1023/A:1008040001801

DeMaynadier, P.G., Hunter Jr, M.L., 1999. Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. The Journal of Wildlife Management 441–450.

Dettki, H., Edman, M., Esseen, P.-A., Hedenås, H., Jonsson, B.G., Kruys, N., Moen, J., Renhorn, K.-E., 1998. Screening for species potentially sensitive to habitat fragmentation. Ecography 21, 649–652. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1998.tb00559.x

Dovciak, M., Brown, J., 2014. Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. New Forests 45, 733–744. https://doi.org/10.1007/s11056-014-9419-7

Doyon, F., Gagnon, D., Giroux, J.F., 2005. Effects of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a Southwestern Quebec northern hardwood forest. Forest Ecology and Management 209, 101–115. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.005

Dupuch, A., Fortin, D., 2013. The extent of edge effects increases during post-harvesting forest succession. Biological Conservation 162, 9–16.

Edenius, L., Elmberg, J., 1996. Landscape level effects of modern forestry on bird communities in North Swedish boreal forests. Landscape Ecology 11, 325–338. https://doi.org/10.1007/bf02447520

Escudero-Paez, S.P., Botero-Delgadillo, E., Estades, C.F., 2019. Effect of plantation clearcutting on carnivore presence in industrial forest landscapes in south-central Chile. Mammalia 83, 115–124. https://doi.org/10.1515/mammalia-2017-0061

Esseen, P.-A., Hedström Ringvall, A., Harper, K.A., Christensen, P., Svensson, J., 2016. Factors driving structure of natural and anthropogenic forest edges from temperate to boreal ecosystems. Journal of Vegetation Science 27, 482–492. https://doi.org/10.1111/jvs.12387

Esseen, P.-A., Renhorn, K.-E., 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. Conservation Biology 12, 1307–1317. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.97346.x

Euskirchen, E.S., Chen, J.Q., Bi, R.C., 2001. Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. Forest Ecology and Management 148, 93–108. https://doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00527-2

Ewers, R.M., Didham, R.K., 2008. Pervasive impact of large-scale edge effects on a beetle community. P Natl Acad Sci USA 105, 5426–5429.

Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006a. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. Biol Rev 81, 117–142.

Ewers, R.M., Didham, R.K., 2006b. Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. Journal of Applied Ecology 43, 527–536.

Eyvindson, K., Duflot, R., Trivino, M., Blattert, C., Potterf, M., Monkkonen, M., 2021. High boreal forest multifunctionality requires continuous cover forestry as a dominant management. Land Use Policy 100. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104918

Fagan, W.F., Cantrell, R.S., Cosner, C., 1999. How habitat edges change species interactions. The American Naturalist 153, 165–182.

Fahrig, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. J Biogeogr 40, 1649–1663.

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C., Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. Ecology Letters 14, 101–112.

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L., 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. J Appl Ecol 51, 1669–1679.

Fierro, A., Vergara, P.M., Grez, A.A., Alaniz, A.J., Carvajal, M.A., Lizama, M., Ramirez-Hernandez, A., 2020. Landscape-scale management of exotic forest plantations: synergy between deadwood and clear-cutting synchrony modulates saproxylic beetle diversity. Landscape Ecology 35, 621–638. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00966-w

Fountain-Jones, N.M., Jordan, G.J., Baker, T.P., Balmer, J.M., Wardlaw, T., Baker, S.C., 2015. Living near the edge: Being close to mature forest increases the rate of succession in beetle communities. Ecological Applications 25, 800–811. https://doi.org/10.1890/14-0334.1

Franklin, C.M.A., Harper, K.A., Clarke, M.J., 2021. Trends in studies of edge influence on vegetation at human-created and natural forest edges across time and space. Canadian Journal of Forest Research 51, 274–282. https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0308

Gailly, R., Cousseau, L., Paquet, J.Y., Titeux, N., Dufrene, M., 2020. Flexible habitat use in a migratory songbird expanding across a human-modified landscape: is it adaptive? Oecologia 194, 75–86. https://doi.org/10.1007/s00442-020-04765-y

Graziano, M.P., Deguire, A.K., Surasinghe, T.D., 2022. Riparian buffers as a critical landscape feature: Insights for riverscape conservation and policy renovations. Diversity 14, 172.

Gregory, R.D., Skorpilova, J., Vorisek, P., Butler, S., 2019. An analysis of trends, uncertainty and species selection shows contrasting trends of widespread forest and farmland birds in Europe. Ecological Indicators 103, 676–687. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.064

Grindal, S.D., Brigham, R.M., 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. Ecoscience 6, 25–34.

Gustafsson, L., Bauhus, J., Kouki, J., Lõhmus, A., Sverdrup-Thygeson, A., 2013. Retention forestry: an integrated approach in practical use, in: Kraus, D., Krumm, F. (Eds.), Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity. European Forest Institute, Freiburg, Deutchland, pp. 74–81.

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci. Adv. 1, e1500052. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D., de Kroon, H., 2017. More than 75 percent decline over 27 years

in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE 12, e0185809. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809

Halloran, K.M., Guzy, J.C., Homyack, J.A., Willson, J.D., 2021. Effects of timber harvest on survival and movement of stream salamanders in a managed forest landscape. Ecosphere 12. https://doi.org/10.1002/ecs2.3489

Harper, K.A., Macdonald, S.E., 2011. Quantifying distance of edge influence: a comparison of methods and a new randomization method. Ecosphere 2, art 94.

Harper, K.A., Macdonald, S.E., 2002. Structure and composition of edges next to regenerating clear-cuts in mixed-wood boreal forest. Journal of Vegetation Science 13, 535–546. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02080.x

Harper, K.A., Macdonald, S.E., Burton, P.J., Chen, J.Q., Brosofske, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., Esseen, P.A., 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. Conservation Biology 19, 768–782.

Harper, K.A., Macdonald, S.E., Mayerhofer, M.S., Biswas, S.R., Esseen, P.A., Hylander, K., Stewart, K.J., Mallik, A.U., Drapeau, P., Jonsson, B.G., Lesieur, D., Kouki, J., Bergeron, Y., 2015. Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. J Ecol 103, 550–562.

Haugen, H., Linlokken, A., Ostbye, K., Heggenes, J., 2020. Landscape genetics of northern crested newt Triturus cristatus populations in a contrasting natural and human-impacted boreal forest. Conservation Genetics 21, 515–530. https://doi.org/10.1007/s10592-020-01266-6

Heliölä, J., Koivula, M., Niemelä, J., 2001. Distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) across a boreal forest–clearcut ecotone. Conservation Biology 15, 370–377. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.015002370.x

Helle, P., Muona, J., 1985. Invertebrate numbers in edges between clear-fellings and mature forests in northern Finland. Silva Fennica 19, 281–294.

Hemstad, N.A., Newman, R.M., 2004. Local and landscape effects of past forest harvest on stream habitat and fish assemblages, in: American Fisheries Society Symposium. Presented at the Symposium on Influences of Landscape on Stream Habitat and Biological Communities, pp. 413-+.

Hylander, K., 2005. Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. Journal of Applied Ecology 42, 518–525.

Jacobs, L., Houlahan, J.E., 2011. Adjacent land-use affects amphibian community composition and species richness in managed forests in New Brunswick, Canada. Canadian Journal of Forest Research 41, 1687–1697. https://doi.org/10.1139/x11-066

Jansson, G., Andren, H., 2003. Habitat composition and bird diversity in managed boreal forests. Scandinavian Journal of Forest Research 18, 225–236. https://doi.org/10.1080/02827580308622

Jeliazkov, A., Mimet, A., Chargé, R., Jiguet, F., Devictor, V., Chiron, F., 2016. Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. Agriculture, Ecosystems & Environment 216, 9–22. https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.017

John S. Richardson, Robert J. Naiman, Peter A. Bisson, 2012. How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? Freshwater Science 31, 232–238. https://doi.org/10.1899/11-031.1

Jonason, D., Milberg, P., Bergman, K.-O., 2010. Monitoring of butterflies within a landscape context in south-eastern Sweden. Journal for Nature Conservation 18, 22–33. https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.02.001

Jones, M.D., Twieg, B.D., Durall, D.M., Berch, S.M., 2008. Location relative to a retention patch affects the ECM fungal community more than patch size in the first season after timber harvesting on Vancouver Island, British Columbia. Forest Ecology and Management 255, 1342–1352.

Jonsson, M., Nordlander, G., 2006. Insect colonisation of fruiting bodies of the wood-decaying fungus Fomitopsis pinicola at different distances from an old-growth Forest. Biodiversity & Conservation 15, 295–309. https://doi.org/10.1007/s10531-005-1536-3

Klimaszewski, J., Langor, D.W., Work, T.T., Hammond, J.H., Savard, K., 2008. Smaller and more numerous harvesting gaps emulate natural forest disturbances: a biodiversity test case using rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae). Diversity and Distributions 14, 969–982.

Koivula, M., Kukkonen, J., Niemelä, J., 2002. Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. Biodiversity & Conservation 11, 1269–1288. https://doi.org/10.1023/A:1016018702894

Larrivée, M., Drapeau, P., Fahrig, L., 2008. Edge effects created by wildfire and clear-cutting on boreal forest ground-dwelling spiders. Forest Ecology and Management 255, 1434–1445. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.062

Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., Vasconcelos, H.L., Bruna, E.M., Didham, R.K., Stouffer, P.C., Gascon, C., Bierregaard, R.O., Laurance, S.G., Sampaio, E., 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. Conservation Biology 16, 605–618.

Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luizao, R.C.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. PLOS ONE 2.

Law, B.S., Law, P.R., 2011. Early responses of bats to alternative silvicultural treatments in wet eucalypt forests of Tasmania. Pacific Conservation Biology 17, 36–47.

Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. Ecology Letters 7, 601–613. https://doi.org/doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

Liepa, L., Rendenieks, Z., Jansons, A., Straupe, I., Dubrovskis, E., Miezite, O., 2020. The Persisting Influence of Edge on Vegetation in Hemiboreal Alnus Glutinosa (L.) Gaertn. Swamp Forest Set-Asides Adjacent to Recently Disturbed Stands. Forests 11. https://doi.org/10.3390/f11101084

Lõhmus, A., Nellis, R., Pullerits, M., Leivits, M., 2016. The potential for long-term sustainability in seminatural forestry: a broad perspective based on woodpecker populations. Environmental Management 57, 558–571. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0638-2

Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J., Pykälä, J., 2003. Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. Ambio 32, 447–452. https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.7.447

Magura, T., Lövei, G.L., Tóthmérész, B., 2017. Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. Ecology and Evolution 7, 1009–1017. https://doi.org/10.1002/ece3.2722

Manolis, J.C., Andersen, D.E., Cuthbert, F.J., 2002. Edge effect on nesting success of ground nesting birds near regenerating clearcuts in a forest-dominated landscape. Auk 119, 955–970. https://doi.org/10.1642/0004-8038(2002)119[0955:Eeonso]2.0.Co;2

Marcot, B.G., Meretsky, V.J., 1983. Shaping stands to enhance habitat diversity. Journal of Forestry 81, 526–528.

Marczak, L.B., Sakamaki, T., Turvey, S.L., Deguise, I., Wood, S.L.R., Richardson, J.S., 2010. Are forested buffers an effective conservation strategy for riparian fauna? An assessment using meta-analysis. Ecological Applications 20, 126–134. https://doi.org/10.1890/08-2064.1

Marozas, V., Grigaitis, V., Brazaitis, G., 2005. Edge effect on ground vegetation in clear-cut edges of pine-dominated forests. Scandinavian Journal of Forest Research 20, 43–48. https://doi.org/10.1080/14004080510040986

Matlack, G.R., 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. J Ecol 82, 113–123.

Matlack, G.R., 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the Eastern United States. Biological Conservation 66, 185–194.

Miguet, P., Fahrig, L., Lavigne, C., 2017. How to quantify a distance-dependent landscape effect on a biological response. Methods in Ecology and Evolution 8, 1717–1724. https://doi.org/10.1111/2041-210x.12830

Mikolas, M., Svitok, M., Tejkal, M., Leitao, P.J., Morrissey, R.C., Svoboda, M., Seedre, M., Fontaine, J.B., 2015. Evaluating forest management intensity on an umbrella species: Capercaillie persistence in central Europe. Forest Ecology and Management 354, 26–34. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.001

Moen, J., Jonsson, B.G., 2003. Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic of boreal forest and wetland. Conservation Biology 17, 380–388. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.00406.x

Molnár, T., Magura, T., Tóthmérész, B., Elek, Z., 2001. Ground beetles (Carabidae) and edge effect in oak-hornbeam forest and grassland transects. European Journal of Soil Biology 37, 297–300. https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01103-7

Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests - Implications for conservation. Trends Ecol Evol 10, 58–62.

Nielsen, A., Totland, O., 2014. Structural properties of mutualistic networks withstand habitat degradation while species functional roles might change. Oikos 123, 323–333. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2013.00644.x

Paquet, J.-Y., Vandevyvre, X., Delahaye, L., Rondeux, J., 2006. Bird assemblages in a mixed woodland–farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. Forest Ecology and Management 227, 59–70. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.02.009

Peck, J.E., McCune, B., 1997. Remnant trees and canopy lichen communities in western Oregon: a retrospective approach. Ecological Applications 7, 1181–1187.

Pellissier, V., Bergès, L., Nedeltcheva, T., Schmitt, M.C., Avon, C., Cluzeau, C., Dupouey, J.L., 2013. Understorey plant species show long-range spatial patterns in forest patches according to distance-to-edge. J. Veg. Sci. 24, 9–24. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01435.x

Percival, J.A., Dale, S., 2016. Habitat selection of ortolan buntings emberiza hortulana on forest clear-cuts in northern Sweden. Ornis Svecica 26, 89–103.

Peura, M., Olden, A., Elo, M., Kotiaho, J.S., Monkkonen, M., Halme, P., 2020. The effect of buffer strip width and selective logging on streamside polypore communities. Canadian Journal of Forest Research 50, 717–725. https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0420

Pinksen, J., Moise, E.R.D., Sircom, J., Bowden, J.J., 2021. Living on the edge: Effects of clear-cut created ecotones on nocturnal macromoth assemblages in the eastern boreal forest, Canada. Forest Ecology and Management 494. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119309

Ram, D., Lindström, Å., Pettersson, L.B., Caplat, P., 2020. Forest clear-cuts as habitat for farmland birds and butterflies. Forest Ecology and Management 473, 118239. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118239

Ranius, T., Kindvall, O., 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. Landscape Ecology 21, 687–698. https://doi.org/10.1007/s10980-005-5222-3

Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y., Esseen, P.-A., 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. Canadian Journal of Forest Research 33, 23–32. https://doi.org/10.1139/x02-152

Ries, L., Fletcher, R.J., Battin, J., Sisk, T.D., 2004. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. Annu Rev Ecol Evol S 35, 491–522.

Ries, L., Murphy, S.M., Wimp, G.M., Fletcher, R.J., 2017. Closing persistent gaps in knowledge about edge ecology. Current Landscape Ecology Reports 2, 30–41.

Ries, L., Sisk, T.D., 2004. A predictive model of edge effects. Ecology 85, 2917–2926. https://doi.org/10.1890/03-8021

Ruete, A., Snall, T., Jonsson, B.G., Jonsson, M., 2017. Contrasting long-term effects of transient anthropogenic edges and forest fragment size on generalist and specialist deadwood-dwelling fungi. Journal of Applied Ecology 54, 1142–1151. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12835

Ruete, A., Snall, T., Jonsson, M., 2016. Dynamic anthropogenic edge effects on the distribution and diversity of fungi in fragmented old-growth forests. Ecological Applications 26, 1475–1485. https://doi.org/10.1890/15-1271

Schlossberg, S., King, D.I., 2008. Are shrubland birds edge specialists. Ecological Applications 18, 1325–1330.

Schmidt, M., Jochheim, H., Kersebaum, K.-C., Lischeid, G., Nendel, C., 2017. Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. Agricultural and Forest Meteorology 232, 659–671. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.10.022

Schmiegelow, F.K.A., Monkkonen, M., 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. Ecological Applications 12, 375–389.

Selonen, V.A.O., Ahlroth, P., Kotiaho, J.S., 2005. Anthropogenic disturbance and diversity of species: polypores and polypore-associated beetles in forest, forest edge and clear-cut. Scandinavian Journal of Forest Research 20, 49–58. https://doi.org/10.1080/14004080510041002

Sielezniew, M., Deoniziak, K., Dziekańska, I., Nowicki, P., 2019. Dispersal in a metapopulation of the critically endangered Danube Clouded Yellow butterfly Colias myrmidone: implications for conservation. Journal of Insect Conservation 23, 291–300. https://doi.org/10.1007/s10841-019-00126-0

Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. Forest Ecology and Management 258, 332–338. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.024

Siitonen, P., Lehtinen, A., Siitonen, M., 2005. Effects of forest edges on the distribution, abundance, and regional persistence of wood-rotting fungi. Conservation Biology 19, 250–260. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00232.x

Söderström, B., Karlsson, H., 2011. Increased reproductive performance of Red-backed Shrikes Lanius collurio in forest clear-cuts. Journal of Ornithology 152, 313–318. https://doi.org/10.1007/s10336-010-0587-8

Spence, J.R., Langor, D.W., Niemelä, J., Cárcamo, H.A., Currie, C.R., 1996. Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. Presented at the Annales Zoologici Fennici, JSTOR, pp. 173–184.

Steventon, J.D., MacKenzie, K.L., Mahon, T.E., 1998. Response of small mammals and birds to partial cutting and clearcutting in northwest British Columbia. The Forestry Chronicle 74, 703–713.

Storch, I., Penner, J., Asbeck, T., Basile, M., Bauhus, J., Braunisch, V., Dormann, C.F., Frey, J., Gärtner, S., Hanewinkel, M., Koch, B., Klein, A.-M., Kuss, T., Pregernig, M., Pyttel, P., Reif, A., Scherer-Lorenzen, M., Segelbacher, G., Schraml, U., Staab, M., Winkel, G., Yousefpour, R., 2020. Evaluating the effectiveness of retention forestry to enhance biodiversity in production forests of Central Europe using an interdisciplinary, multi-scale approach. Ecology and Evolution 10, 1489–1509. https://doi.org/10.1002/ece3.6003

Swart, R.C., Pryke, J.S., Roets, F., 2018. Arthropod assemblages deep in natural forests show different responses to surrounding land use. Biodiversity and Conservation 27, 583–606. https://doi.org/10.1007/s10531-017-1451-4

Tabor, J., McElhinny, C., Hickey, J., Wood, J., 2007. Colonisation of clearfelled coupes by rainforest tree species from mature mixed forest edges, Tasmania, Australia. Forest Ecology and Management 240, 13–23.

Terraube, J., Archaux, F., Deconchat, M., van Halder, I., Jactel, H., Barbaro, L., 2016. Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes. Ecol Evol 6, 5178–5189. https://doi.org/10.1002/ece3.2273

Tittler, R., Filotas, E., Kroese, J., Messier, C., 2015. Maximizing conservation and production with intensive forest management: it's all about location. Environ Manage 56, 1104–1117. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0556-3

Touroult, J., Gazay, C., Gigot, G., Rouveyrol, P., Witté, I., Paillet, Y., 2021. État de conservation de la biodiversité forestière métropolitaine : peut-on dire que ça va bien ? H & B : la Revue d'Humanité et Biodiversité 6-spécial Forêt et Biodiversité, 21–31.

Turner, M.G., Gardner, R.H., 2015. Landscape Ecology in Theory and Practice. Springer New York, NY.

van Halder, I., Barbaro, L., Corcket, E., Jactel, H., 2008. Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. Biodivers Conserv 17, 1149–1169. https://doi.org/10.1007/s10531-007-9264-5

Viljur, M.-L., Teder, T., 2016. Butterflies take advantage of contemporary forestry: Clear-cuts as temporary grasslands. Forest Ecology and Management 376, 118–125. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.002

Webala, P.W., Craig, M.D., Law, B.S., Armstrong, K.N., Wayne, A.F., Bradley, J.S., 2011. Bat habitat use in logged jarrah eucalypt forests of south-western Australia. Journal of Applied Ecology 48, 398–406.

Winfree, R., Aguilar, R., Vázquez, D.P., LeBuhn, G., Aizen, M.A., 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. Ecology 90, 2068–2076. https://doi.org/10.1890/08-1245.1

Zmihorski, M., Berg, A., Part, T., 2016. Forest clear-cuts as additional habitat for breeding farmland birds in crisis. Agriculture Ecosystems & Environment 233, 291–297. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.023

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

Question 3.2. Focus : quel est l'effet de la surface des coupes rases sur la richesse spécifique, à court terme, par groupe taxonomique ?

Sommaire

3.2.1 Contexte et problématique 378
3.2.2 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées 378
3.2.2.1 Collecte des données 378
3.2.2.2 Calcul de l'effet standardisé (« effect size ») 378
3.2.2.3 Analyses statistiques 379
3.2.3 Réponses des groupes taxonomiques à la coupe rase pour différentes surfaces de coupe rase 380
3.2.4 Conclusions et perspectives 380
3.2.5 Références bibliographiques 380

Rédacteurs
Hervé **Jactel**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Audrey **Bourdin**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Lucas **Moreews**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Nattan **Plat**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Alex **Stemmelen**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Inge **van Halder**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France
Théo **Dokhelar**, INRAE, UMR BIOGECO, Cestas (33), France

3.2.1 Contexte et problématique

La magnitude, voire le sens des effets, peut fortement varier en fonction de la surface unitaire et du nombre de coupes rases dans le paysage. La surface unitaire peut jouer sur le microclimat, la quantité de ressources alimentaires ou de reproduction, le ratio entre habitat de cœur et écotone. La surface et le nombre de coupes rases influencent le niveau de fragmentation du paysage et la connectivité des habitats.

3.2.2 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

3.2.2.1 Collecte des données

Nous avons utilisé les informations contenues dans les articles retenus pour la méta-analyse présentée en « Question 1.2. Focus : quels sont les effets des coupes rases sur la richesse spécifique à court terme, par groupe taxonomique ? » (effets à court terme : moins de 8 ans après coupe) pour caractériser la surface de la coupe rase, en retenant la médiane des surfaces étudiées dans chaque article (en ha).

3.2.2.2 Calcul de l'effet standardisé (« *effect size* »)

Afin de mieux évaluer la magnitude de l'effet des coupes rases sur la biodiversité nous avons utilisé le *log ratio* (Eq1) comme métrique d'effet standardisé (Hedges *et al*., 1999) :

$$LR = \ln(R) = \ln(M_{CC}/M_{NC}) \qquad \text{(Eq1)}$$

avec M_{CC} la moyenne de la richesse spécifique (ou de la diversité spécifique) de la classe d'organismes dans la modalité « coupe rase » et M_{NC} la moyenne de la richesse spécifique (ou de la diversité spécifique) de la classe d'organismes dans la modalité « non coupé ».

Comme variable de réponse pour calculer le *log ratio* nous avons utilisé les mesures de richesse spécifique ou les indices de diversité spécifique (par exemple, l'indice de Shannon).

Les résultats de moyennes d'effet standardisé ont été recalculés par transformation réciproque *du log ratio* afin de les exprimer plus simplement en pourcentage d'effet (Eq2) :

$$\% \text{ effet} = (\exp \ln(R) - 1) * 100 \qquad \text{(Eq2)}$$

Un effet positif indique donc une plus grande richesse ou diversité spécifique dans les coupes rases que dans les situations d'absence de coupe ($M_{CC} > M_{NC}$).

3.2.2.3 Analyses statistiques

Nous avons testé l'effet de deux covariables sur la réponse de la diversité spécifique à la coupe rase : la classe d'organisme et la surface des coupes.

Pour la taxonomie, et afin de conserver assez de robustesse dans nos tests, nous avons décidé de ne garder que les classes d'organismes représentées par au moins trois articles et 10 comparaisons, soit les plantes vasculaires (« plantes »), les oiseaux et les insectes, pour un échantillon de 304 cas d'études.

Pour tester l'effet de la surface de coupes rases sur la réponse de la diversité spécifique nous avons dû prendre en compte la distribution des valeurs d'effet standardisé. Ces valeurs présentaient en effet un patron de distribution hétérogène le long du gradient de surface de coupe rase, avec plus de points et une plus grande variance pour les faibles surfaces et moins de points ainsi qu'une plus faible variance des effets pour les plus grandes surfaces (distribution en « entonnoir », Figure 5.3.2-1).

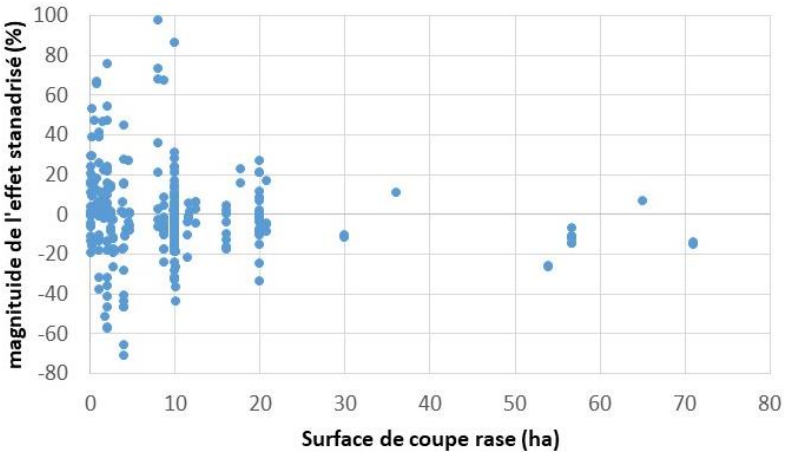


Figure 5.3.2-1 : Distribution des valeurs d'effet standardisé (ratio de la moyenne de diversité spécifique entre forêts coupées et non coupée) le long du gradient de surface de coupes rases dans l'échantillon de 304 cas d'études où cette variable est renseignée.

Nous nous sommes donc concentrés sur le sous-jeu de données présentant assez de données (cas d'étude) pour les trois classes d'organismes ciblées (plantes, oiseaux, insectes), en l'occurrence les études ayant porté sur les coupes de moins de 10 ha. Pour essayer de détecter un éventuel effet seuil nous avons réalisé trois tests, en analysant la réponse des trois classes d'organismes à la coupe rase pour des surfaces de coupes inférieures à 4, 6 et 10 ha respectivement.

3.2.3 Réponses des groupes taxonomiques à la coupe rase pour différentes surfaces de coupe rase

Pour ces trois catégories de surface de coupes rases, les diversités spécifiques des trois classes d'organismes présentent les mêmes sens et magnitudes de réponse à la coupe rase (Figure 5.3.2-2) : les oiseaux et insectes ont une réponse neutre (statistiquement non différente de zéro) tandis que les plantes répondent de façon positive et significative (P = 0,002, 0,007 et 0,02 respectivement). Les intervalles de confiance des moyennes de réponse sont toujours très larges, révélant une forte hétérogénéité de réponse à la coupe pour une gamme de surface de coupe donnée.

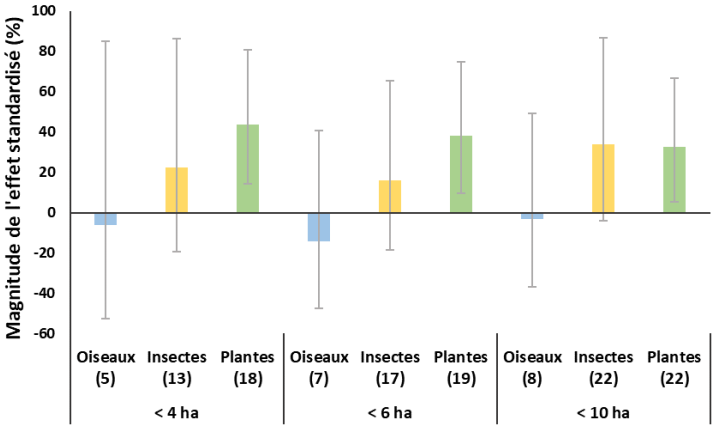


Figure 5.3.2-2 : Moyenne (et intervalle de confiance) de l'effet des coupes rases (par rapport à la situation témoin d'absence de coupe) sur la diversité spécifique de trois classes d'organismes (oiseaux, insectes, plantes vasculaires) en fonction de la surface des coupes rases. Le nombre de comparaisons (cas d'études) est précisé entre parenthèse.

3.2.4 Conclusions et perspectives

Une limite importante à cette étude est le manque de données sur l'effet de la surface des coupes rases pour la biodiversité. Cette variable n'est pas toujours renseignée dans les publications. Mais plus problématique, cette covariable n'a apparemment jamais été testée en tant que telle, avec le même groupe taxinomique recensé, dans la même étude, le long d'un gradient de surfaces de coupes rases. Cette approche devrait être mise en œuvre, car elle apparaît comme la plus prometteuse pour identifier des effets seuils, permettant éventuellement de proposer des recommandations en termes de surface maximale de coupe rase.

Dans le cadre restreint de nos capacités d'analyses, avec seulement trois classes d'organismes (plantes, insectes, oiseaux) et une gamme de surfaces de coupes rases inférieures à 10 ha, nous n'avons pas constaté d'effet négatif des coupes rases sur la diversité spécifique à court terme (< 8 ans), seulement des effets neutres pour les insectes et oiseaux, ou positifs pour les plantes. Cette analyse ne peut se substituer à une recherche rigoureuse d'un effet seuil de surface mais elle suggère, dans l'état actuel des études publiées, que des petites surfaces de coupes rases (< 10 ha) n'auraient pas d'effets négatifs sur la richesse ou diversité spécifiques des insectes, des oiseaux et des plantes vasculaires. Il apparaît en outre que certaines études n'ont pas ajusté le nombre des points d'inventaires à la surface des coupes rases, induisant un risque de sous-estimation de son influence sur la biodiversité.

3.2.5 Références bibliographiques

Hedges, L., Gurevitch, J., Curtis, P., 1999. The Meta-Analysis of Response Ratios in Experimental Ecology. Ecology 80, 1150–1156. https://doi.org/10.2307/177062

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
I – Impact des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité

Question 4. Quelle est l'incidence des milieux ouverts tels que les coupes de régénération (dont coupes rases), mais aussi les tempêtes, les épidémies ou les incendies sur les populations de grands ongulés sauvages ?

Sommaire

4.1 Contexte et problématique 381
4.2 Définitions 383
4.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées 384
4.4 Réponses à la question posée 384
4.4.1 Comment les cervidés choisissent-ils le lieu où ils vont se nourrir (habitats ouverts ou fermés) ? 384
4.4.2 Des coupes rases sanitaires (faisant suite à des épidémies, des tempêtes ou des incendies) peuvent-elles influencer la croissance des populations de cervidés ? 385
4.4.3 L'aménagement forestier peut-il avoir un effet sur la démographie des ongulés ? 385
4.4.4 Les aménagements forestiers peuvent-ils avoir une influence sur les grands herbivores sauvages ? . 386
4.4.5 Quelles sont les relations entre les densités élevées des ongulés et les processus écologiques des écosystèmes forestiers ? 386
4.4.5.1 Cas des cervidés 386
4.4.5.2 Cas du sanglier (*Sus scrofa scrofa* et *Sus scrofa meridionalis*) 387
4.5 Perspectives de recherche 388
4.6 Pistes de recommandations 389
4.7 Références bibliographiques 390

Rédacteur

Sonia **Saïd**, OFB, Direction Recherche et appui scientifique, Service Conservation et gestion des espèces à enjeux, Birieux (01), France

Contributeur

Christophe **Baltzinger**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

4.1 Contexte et problématique

La gestion des forêts fait face à des objectifs difficiles à concilier, avec d'une part le souhait de valoriser leurs rôles sociétaux et environnementaux (habitat de nombreuses espèces) et, d'autre part, son rôle économique avec la nécessité de faire appel à des pratiques de gestion souvent mal acceptées par le public (telles que les coupes rases ou la protection des plants avec la mise en place d'enclos) pour atteindre les objectifs de production de bois (voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »). Un des principaux défis rencontrés par les gestionnaires de la forêt et de la faune est donc la conciliation entre l'extraction des ressources en bois et la rétention d'habitats de qualité pour la faune sauvage (Aggestam *et al*., 2020), enjeu de taille, car l'industrie du bois et la chasse sont d'importants moteurs de développement économique régionaux (Gagnon *et al.*, 2018).

Les populations d'ongulés en Europe ont fortement augmenté au cours des dernières décennies (Côté *et al*., 2004 ; Massei *et al*., 2015). Si les hautes densités peuvent faire le bonheur des chasseurs, la pression exercée sur la végétation par le nombre accru de grands ongulés sauvages inquiète souvent les forestiers (Barrère, 2021 ; Boulanger, 2010). En forte densité, les populations d'ongulés sauvages peuvent modifier fortement les écosystèmes forestiers, peser sur la foresterie voire compromettre le

renouvellement de certaines forêts (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

En plus des pratiques sylvicoles, qui tendent à homogénéiser les peuplements forestiers à l'échelle de la parcelle et donc réduire les ressources disponibles pour les populations d'herbivores, la dégradation des habitats (telle que la fragmentation du paysage à travers les coupes ou les monocultures entre autres) influence également l'habitat des grands ongulés forestiers. En effet, les grands ongulés choisissent les lieux où ils vont se nourrir, choix qui peut s'opérer au regard de conditions biotiques (par exemple richesse, abondance d'espèces ligneuses appétentes et qualité énergétique de la végétation disponible) ou abiotiques (par exemple la tranquillité induisant une baisse des temps de vigilance et donc une augmentation du temps disponible pour s'alimenter). À ces évolutions lentes s'en ajoutent de plus brutales, parfois de grande ampleur, particulièrement les grandes tempêtes (première source de dégâts sur les peuplements en forêt), les feux et les accidents sanitaires majeurs (scolytes et processionnaires notamment) qui peuvent avoir des répercussions considérables sur la densité, la structure et la dynamique des populations des grands herbivores, et en retour sur les écosystèmes forestiers (Duncan *et al*., 2009). De plus, des expériences récentes menées sur le long terme, à l'échelle temporelle de la forêt, montrent que le renouvellement naturel de la forêt peut être fortement affecté, au moins localement, par la présence des grands animaux, ceci d'autant plus que les populations de différentes espèces sont de plus en plus souvent en sympatrie dans les forêts françaises, aussi bien en plaine qu'en montagne (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »). Les conséquences de la sympatrie sont non seulement d'ordre économique (diminution de la qualité des bois, retards de régénération et souvent obligation de protéger les plantations) mais aussi d'ordre écologique, du fait qu'elle occasionne une forte fréquence et une forte intensité des prélèvements sur la flore forestière, donc un effet très marqué des herbivores sur (i) la composition et la dynamique de la régénération, (ii) la fermeture des paysages, et également (iii) la qualité et la diversité des habitats qui en résultent (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »). On estime qu'en l'absence de prédateurs naturels ou anthropiques, jusqu'à 90 % de la végétation de sous-bois peut disparaître.

En l'absence de grands prédateurs (loups, lynx), cette baisse de biodiversité s'explique par le contrôle qu'ils exercent qui conditionne le maintien d'une diversité végétale et animale élevée. La pression de prédation exercée par les carnivores obligerait les herbivores à investir du temps et de l'énergie pour gérer le risque de prédation au détriment de leur temps d'alimentation, et les amènerait à sélectionner leur nourriture de manière à emmagasiner un maximum d'énergie en un minimum de temps. La présence des prédateurs naturels mais aussi anthropiques minimiserait ainsi l'impact des herbivores sur la quantité et la diversité de la végétation, ce qui laisse penser que l'abroutissement devrait être accru dans les zones refuges. Cependant, les études fines du comportement des ongulés montrent qu'ils sont capables d'ajuster leur rythme d'activité journalier à différents types de prédateurs (Bonnot *et al*., 2020 ; Chassagneux *et al.*, 2020).

A contrario, dans des conditions « d'équilibre », les ongulés peuvent avoir un rôle essentiel et « bénéfique » dans le maintien de la diversité végétale et de la productivité des communautés herbacées. En consommant des espèces dominantes et en modifiant les interactions compétitives ou le recyclage et la dispersion des minéraux et des graines, ils peuvent assurer indirectement le maintien d'un grand nombre de processus centraux du fonctionnement des écosystèmes. Il est donc important de comprendre comment les grands herbivores cohabitent et se partagent les ressources disponibles, et de proposer des modalités de gestion fondées simultanément sur l'état des populations et des habitats, afin de garantir le maintien et, le cas échéant, le développement d'une faune et d'une flore

plus diverses au sein d'une forêt qui a des objectifs variés (production, protection et loisirs). C'est ainsi que la conservation des habitats et des services écosystémiques associés dans des milieux utilisés par les différents ongulés pourra être assurée.

L'objectif de ce chapitre est donc d'identifier l'incidence des milieux ouverts sur les populations de grands ongulés sauvages à travers plusieurs questions :

- comment les cervidés choisissent-ils le lieu où ils vont se nourrir (habitats ouverts ou fermés) ?
- des coupes rases sanitaires (faisant suite à des épidémies, des tempêtes ou des incendies) peuvent-elles influencer la croissance des populations de cervidés ?
- l'aménagement forestier peut-il avoir un effet sur la démographie des ongulés ?
- les aménagements forestiers peuvent-ils avoir une influence sur les grands herbivores sauvages ?
- quelles sont les relations entre les densités élevées des ongulés et les processus écologiques des écosystèmes forestiers ?

4.2 Définitions

Cervidés : famille de mammifères ruminants dont les plus fréquents dans les forêts d'Europe sont le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*), le daim (*Dama dama*), le renne (*Rangifer tarandus*) et l'élan (*Alces alces*).

Domaine vital : surface au sein de laquelle un individu effectue ses activités normales de la journée, la saison ou l'année (Burt, 1943).

Échelle spatio-temporelle : les gestionnaires sylvicoles et cynégétiques ne travaillent pas à la même échelle ; une contrainte qu'il faut surmonter pour définir un objectif commun.

- **Échelle temporelle :** alors que la gestion de la faune sauvage s'appréhende à l'échelle de quelques années, la gestion des peuplements forestiers concerne des périodes beaucoup plus longues de l'ordre de plusieurs dizaines d'années, voire de la centaine d'années.
- **Échelle spatiale :** le fait que les propriétés forestières soient fragmentées dans de nombreux territoires (70 % des forêts privées font moins de 1 ha, ces petites propriétés ne sont souvent pas gérées et ne sont pas soumises à obligation de gestion) induit localement un niveau de gestion sylvicole (concerne les coupes et travaux dans les jeunes peuplements) à une échelle inférieure à celle de la gestion cynégétique.

Habitat : terme utilisé dans le sens de milieu et non dans celui de la terminologie de HabRef[215], ni celui de Natura2000. Ici, l'habitat d'une espèce est un lieu géographique dont les caractéristiques permettent à une population de l'espèce d'être viable, c'est-à-dire de réaliser sa niche écologique, au moins à court terme.

Niche écologique : c'est le rôle et la place d'une espèce dans l'écosystème. La niche d'une espèce est définie par 3 facteurs qui conditionnent la présence et l'abondance d'une espèce en un lieu : la présence de ressources alimentaires *ad hoc*, consommées par l'espèce pour se développer et se reproduire, des variables environnementales correspondant à la gamme des contraintes supportables par l'espèce (en matière de température, par exemple), et la place occupée dans l'espace (quelle strate verticale par exemple).

Herbivores : animal qui se nourrit exclusivement ou presque exclusivement de plantes vivantes (par exemple ronces, sapin, etc.) ou séchées (par exemple foin). L'**herbivorie** est la condition d'un animal se nourrissant de plantes. Elle correspond aussi à l'ensemble des herbivores d'un lieu, à leur action sur

[215] Consultable ici : https://inpn.mnhn.fr/telechargement/referentiels/habitats

le milieu et à la consommation plus ou moins saisonnière d'une certaine biomasse végétale. Les herbivores entretiennent une relation complexe avec les végétaux dont ils dépendent pour s'alimenter et d'autre part, avec les carnivores qui les consomment.

Ongulés : animaux coureurs onguligrades, dont les doigts sont terminés par des sabots plus ou moins enveloppants. Les différentes espèces d'ongulés occupent une large diversité d'habitats et de conditions biogéographiques et climatiques. Le chevreuil européen (*Capreolus capreolus*), le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) et le sanglier d'Europe (*Sus scrofa*) occupent une large gamme d'habitats (plaine et montagne, forêt et milieux agricoles). Dans les forêts de montagne, on trouve, en plus, le chamois des Alpes (*Rupicapra rupicapra*) et le mouflon (*Ovis sp*.), l'isard des Pyrénées (*Rupicapra pyrenaica*) dans les Pyrénées ; enfin, le bouquetin des Alpes (*Cabra ibex*) se cantonne, lui, hors forêt, dans les milieux rocheux et ouverts (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

Sympatrie : se dit de deux espèces phylogénétiquement proches partageant un même territoire, par exemple le cerf et le chevreuil qui partage plus de la moitié des forêts françaises.

4.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

Les références traitant spécifiquement de l'impact des coupes rases sur les ongulés en Europe sont peu nombreuses. Nous avons fait le choix de produire une synthèse « narrative » élargie aux études réalisées dans le contexte de forêts résineuses d'Amérique du Nord et d'Europe de l'Est et du Nord où l'exploitation par coupe rase est plus courante qu'en France. Nous avons également considéré les ouvertures dues aux tempêtes telles que les tempêtes Lothar ou Martin de 1999, des coupes sanitaires suite à des épidémies telles que les scolytes ou encore des incendies comme des situations proches des coupes rases, à la différence près que les grumes et les houppiers restent souvent en place après une tempête.

4.4 Réponses à la question posée

Nous avons décliné la question posée « Quelle est l'incidence des milieux ouverts tels que les coupes de régénération (dont coupes rases), mais aussi les tempêtes, les épidémies ou les incendies sur les populations de grands ongulés sauvages ? » en plusieurs sous-questions.

Ce travail est essentiellement centré sur les grands ongulés et plus particulièrement les cervidés.

Il est également recommandé de lire le Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

4.4.1 Comment les cervidés choisissent-ils le lieu où ils vont se nourrir (habitats ouverts ou fermés) ?

Le choix peut s'opérer au regard de conditions biotiques (par exemple l'abondance d'espèces ligneuses/semi-ligneuses appétentes, la qualité énergétique de la végétation disponible, la structure du peuplement avec la présence d'ouverture ou de trouées) ou abiotiques (par exemple la tranquillité induisant une baisse des temps de vigilance et donc une augmentation du temps disponible pour s'alimenter). De plus, ce ne sont pas seulement les peuplements forestiers, mais aussi la répartition dans l'espace des divers types de peuplements et des surfaces ouvertes (prairies, layons, prébois, etc.) qui influencent le comportement des cervidés. À plus grande échelle, les cervidés recherchent des surfaces assurant de bons couverts (Mysterud *et* Østbye, 1995), alors qu'à plus petite échelle, c'est l'offre de nourriture qui détermine leur lieu de résidence (Richard *et al.*, 2011 ; Saïd *et al.*, 2009 ; Widmer *et al.*, 2004). À l'échelle du paysage, la disponibilité en habitats de qualité (pour assurer refuge

et alimentation) est reconnue pour influencer la distribution hivernale des ongulés sauvages (Leblond *et al*., 2010). Les jeunes peuplements issus de régénération naturelle sont identifiés comme étant la classe d'habitat la plus riche en nourriture (Dussault *et al.*, 2006), ils sont donc le plus susceptibles d'influencer la distribution des grands ongulés dans l'espace. Limiter ses déplacements pour se nourrir et se réfugier implique souvent un compromis visant à minimiser les coûts énergétique et les risques de prédation tout en maximisant les gains énergétiques (Dussault *et al*., 2005).

4.4.2 Des coupes rases sanitaires (faisant suite à des épidémies, des tempêtes ou des incendies) peuvent-elles influencer la croissance des populations de cervidés ?

Les trouées à la suite d'une tempête permettent d'augmenter la disponibilité alimentaire en augmentant le recouvrement végétal à hauteur de la bouche des ongulés et augmenteraient le choix alimentaire ; en parallèle, elles diminueraient la taille du domaine vital des herbivores (Widmer *et al*., 2004). Concernant les incendies, ces derniers diminuent la protection thermique mais augmentent la disponibilité alimentaire, ce qui permet une satisfaction plus rapide des besoins énergétiques (Dussault, 2002) et ce qui laisse à penser qu'il occasionne certainement un taux d'abroutissement plus élevé.

Certaines études documentent un accroissement d'abondance des populations d'ongulés en cas de coupe sanitaire après épidémie : c'est le cas avec l'orignal à la suite de l'épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette dans les années 1980 (Boulanger *et* Arseneault, 2004). De façon similaire, des coupes rases effectuées à la suite de l'épidémie récente de scolytes de l'épicéa en France vont probablement stimuler la croissance de populations d'ongulés.

4.4.3 L'aménagement forestier peut-il avoir un effet sur la démographie des ongulés ?

L'aménagement forestier, en planifiant dans l'espace et le temps les coupes forestières, donc les ouvertures dans le couvert forestier, joue un rôle prépondérant dans la démographie de la faune (Franklin *et al*., 2016 ; Leclerc *et al.*, 2012 ; Millington *et al.*, 2010). Trois processus indissociables, à l'origine des changements démographiques, figurent parmi les plus importantes menaces pour la biodiversité mondiale (Haddad *et al*., 2015 ; Krauss *et al.*, 2010) (i) la perte des habitats et donc de la niche écologique (ii) leur fragmentation et (iii) leur altération (Courbin *et al*., 2014 ; Fahrig, 2003, 1997). La perte de la niche écologique dans un peuplement forestier fermé, suite à une coupe rase, se réfère à la réduction de la taille d'un habitat pour les ongulés vivant en forêt fermée (Hadley *et* Betts, 2016). Cette perte d'habitat, consécutive à une coupe forestière, se traduit souvent par leur fragmentation et une modification de la distribution de la taille et l'isolement des parcelles d'habitat pour les ongulés (Fahrig, 2003 ; Saïd *et al*., 2009 ; Saïd *et* Servanty, 2005 ; Schmiegelow *et* Monkkonen, 2002). La somme de ces deux processus conduit à un habitat dit « altéré ». C'est pourquoi, une coupe forestière peut défavoriser un ongulé en altérant son habitat. L'altération d'habitat peut aussi être causée par la modification temporaire de la composition et de la structure de ses caractéristiques (par exemple, la diminution de la densité de tiges ; Guénette *et* Villard, 2005), contrairement à la perte qui, elle, opère davantage à long terme (ou de manière permanente). Ainsi, lors d'une coupe rase, les trois processus doivent être traités par espèce, car la perception de l'environnement diffère d'un ongulé à l'autre. Les espèces associées aux peuplements forestiers à structure complexe ou aux derniers stades de succession seront donc souvent défavorisées lors d'une coupe rase.

4.4.4 Les aménagements forestiers peuvent-ils avoir une influence sur les grands herbivores sauvages ?

L'aménagement forestier avec la réalisation de coupes de régénération, dont des coupes rases, des layons, ou encore des pistes forestières, mais également des aléas naturels tels que les tempêtes ou les épidémies majeures comme les pullulations de scolytes, génèrent des réponses comportementales variables chez les grands herbivores. Les modalités d'aménagements forestiers étant très diversifiées et ajustées aux particularités locales et régionales (productivité forestière, essences dominantes, objectif de gestion), on peut s'attendre à des variations inter-régionales dans les réponses des cervidés. En effet, les jeunes peuplements issus de régénération naturelle après une coupe progressive ou une ouverture brutale du couvert à la suite d'une tempête sont largement sélectionnés par les grands herbivores (tels que chevreuil, cerf élaphe ou l'orignal (*Alces alces*)) pour la composition de la végétation, la quantité et la qualité de la nourriture (végétation) qu'ils y trouvent (Mumma *et al*., 2021 ; Richard *et al.*, 2011 ; Wam *et al*., 2010 ; Widmer *et al*., 2004). Ainsi, en forêt tempérée, les parterres de coupes sont rapidement recolonisés par des essences pionnières comme le bouleau (*Betula pendula*), le frêne (*Fraxinus excelsior*) et l'érable (*Acer sp*.), qui sont fortement appréciées par les cervidés (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »). Kuijper *et al.* (2009) ont d'ailleurs montré que le cerf élaphe et le chevreuil ont une plus forte préférence pour les trouées de petite surface (< 0,5 ha), et que la durée des visites était presque sept fois plus longue dans les trouées forestières que dans les forêts fermées. Cependant, une grande trouée peut conduire à une diminution de la taille du domaine vital et à une augmentation de l'abroutissement dans le domaine vital. En effet, les milieux ouverts étant plus riches, par conséquent, pour les mêmes besoins, le chevreuil aura un domaine vital moins étendu pour couvrir l'ensemble de ces besoins. La préférence observée des ongulés pour la recherche de nourriture dans les trouées forestières (≤ 0,5 ha) conduit donc à une distribution inégale de leur comportement d'abroutissement et à une augmentation du domaine vital (paysage fragmenté et habitat favorable). De la même manière, la création de trouées forestières par une coupe rase suivie d'un reboisement fournit des zones de recherche de nourriture attrayantes pour les ongulés, ce qui y entraîne dans certaines conditions des dommages importants aux semis. Il serait donc pertinent que les approches de gestion, plutôt que de se concentrer uniquement sur le contrôle de la population d'ongulés, s'intéressent également au comportement de recherche de nourriture des ongulés et à la façon de réduire leur concentration dans les trouées à la suite des coupes forestières.

4.4.5 Quelles sont les relations entre les densités élevées des ongulés et les processus écologiques des écosystèmes forestiers ?

4.4.5.1 Cas des cervidés

Dans le cas d'une régénération naturelle, les réponses précoces à la mise en lumière, de la strate herbacée et de la régénération préétablie, médiées par l'abroutissement, peuvent façonner les processus de succession en influençant la composition floristique initiale et les interactions compétitives entre les essences dominantes (par exemple au Québec, Béguin *et al*., 2011) ; Hidding *et al.*, 2013). Les ongulés dont les cervidés peuvent eux aussi créer des perturbations à l'origine de modifications de la succession végétale (au sens de Suding *et al*.2004 ; Ammer, 1996, voir Figure 5.4-1) et engendrer des modifications de trajectoires de succession. Bernard *et al*. (2017) ont montré que la résilience d'une sapinière peut être menacée par les perturbations chroniques induites par les grands

herbivores, en mesure de modifier leur trajectoire de succession, par la substitution de flore en l'occurrence, remplacement de la sapinière par une pessière (voir Figure 5.4-1).

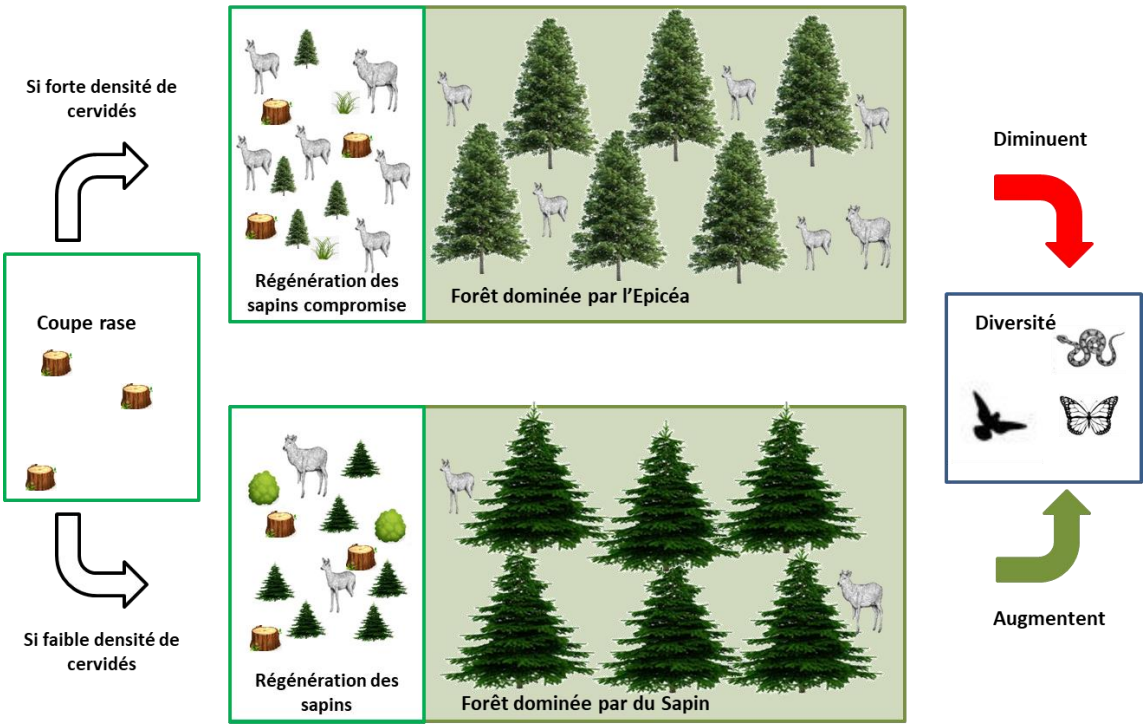


Figure 5.4-1 : Trajectoire de succession après une coupe rase d'une sapinière (d'après Bernard *et al*., 2017 ; Chollet, 2012 ; Suding *et al*. 2004)

De plus, l'écorçage des jeunes arbres les déprécie considérablement, tandis que l'abroutissement sur les jeunes semis ralentit voire empêche la régénération des peuplements forestiers. À l'inverse, les pratiques sylvicoles, la dégradation des habitats tout comme les pollutions peuvent avoir des répercussions sur la densité, la structure et la dynamique des populations d'herbivores, et en retour sur les écosystèmes forestiers. Toutefois, il faut noter que dans des conditions « d'équilibre » (selon l'expression consacrée, voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »), les ongulés peuvent avoir un rôle essentiel dans le maintien de la diversité végétale, de la productivité des communautés herbacées ainsi que dans l'interaction ongulés-forêt. Les grands herbivores façonnent les communautés végétales en filtrant les espèces capables d'atteindre un environnement donné (via la zoochorie), en modifiant localement les conditions abiotiques (flux de nutriments via urines et fèces, perturbations physiques du sol (grattis, boutis, etc.) : on parle de filtre environnemental, et donc de la capacité des plantes à tolérer les conditions du milieu. Finalement, via les interactions biotiques dans lesquelles ils sont impliqués (par exemple, l'herbivorie sélective, l'attraction de prédateurs de graines et le développement de décomposeurs sur les fèces), ils affectent la composition des communautés locales de plantes (Baltzinger *et* Mårell, 2022).

4.4.5.2 Cas du sanglier (*Sus scrofa scrofa* et *Sus scrofa meridionalis*)

Le sanglier, comme les cervidés, peut impacter toutes les composantes de l'écosystème : la flore, la faune et le fonctionnement du sol. Sa présence se traduit souvent par une modification des cortèges floristiques, de la régénération forestière, mais également de la banque de graines du sol. Il peut jouer un rôle d'agent de dispersion de graines à longue distance (transport des graines) et favoriser

l'expansion d'espèces autochtones mais également des espèces invasives, tout comme les cervidés (Pellerin *et al.*, 2016), ce qui peut poser problème pour le maintien de son habitat. Ses fouilles dans le sol peuvent entraîner une modification des propriétés physicochimiques du sol, mais le nombre d'études à ce sujet est faible et leurs résultats contradictoires. L'impact du sanglier varie selon la saison (les zones de fouilles sont différentes au cours de l'année) (Vallée *et al.*, 2016). Ainsi, préciser les résultats existants en réalisant de nouvelles études, sur plusieurs années, en prenant en compte explicitement le niveau de population de ces ongulés sauvages, reste une priorité pour mieux comprendre l'action du sanglier sur son environnement, plus particulièrement sur la biodiversité animale et végétale et le renouvellement forestier.

4.5 Perspectives de recherche

Les forêts sont très sensibles aux changements climatiques. Il est crucial que les stratégies sylvicoles mises en œuvre s'adaptent à cette nouvelle réalité faite notamment de plus de sécheresses, canicules, pullulations de ravageurs autochtones ou invasifs, mais également de la présence de grands ongulés. Plusieurs pistes de recherche mériteraient d'être explorées ; il s'agirait notamment :

- D'évaluer comment, *dans un contexte de changement climatique*, et dans le contexte français en particulier, l'ouverture du milieu à travers les coupes rases, les prairies, les prébois, etc., affecte le comportement alimentaire de la faune sauvage. Il est nécessaire de mesurer l'utilisation par les ongulés des parcelles ainsi rendues accessibles ainsi que les habitats adjacents. Il sera ainsi possible de vérifier si l'augmentation de l'abondance locale de ressources alimentaires attire les ongulés sur de longues distances, et comment cela affecte les écosystèmes forestiers. En effet, comprendre et anticiper la répartition et les déplacements des cervidés dans les mosaïques de milieux forestiers pourrait permettre d'adapter les stratégies forestières de renouvellement des peuplements. Il s'agit de combler le manque actuel d'indicateurs des dégâts (en compléments des Indicateurs de Changement Climatique) exercés par les ongulés sur les écosystèmes forestiers selon le type de forêt et de comprendre comment les ongulés utilisent les milieux ouverts suite à des coupes d'exploitation forestière. Cela permettrait d'estimer le succès de la restauration de l'habitat des ongulés et d'adapter les stratégies et la création de nouvelles ouvertures par le recours à des prébois (voir Figure 5.4-2) ou des prairies. Le recours peut se traduire opérationnellement par une stratégie d'aménagement de l'espace visant à proposer des milieux favorables à l'alimentation des grands ongulés afin de les détourner des zones à objectif de renouvellement et ainsi réduire les dégâts qu'ils occasionnent ; les résultats des différentes études en la matière restent assez peu conclusifs et nécessitent d'être approfondis (Arnold *et al*., 2018 ; Saïd *et al*., sous-presse). Il est a noté que de tels aménagements seraient facilement opérables en optimisant l'usage des dispositifs actuels (routes forestières, chemins, pistes DFCI, etc.) Il serait donc intéressant de comprendre les déterminants de la répartition des grands ongulés dans les différents milieux forestiers, et plus précisément dans les zones de renouvellement.

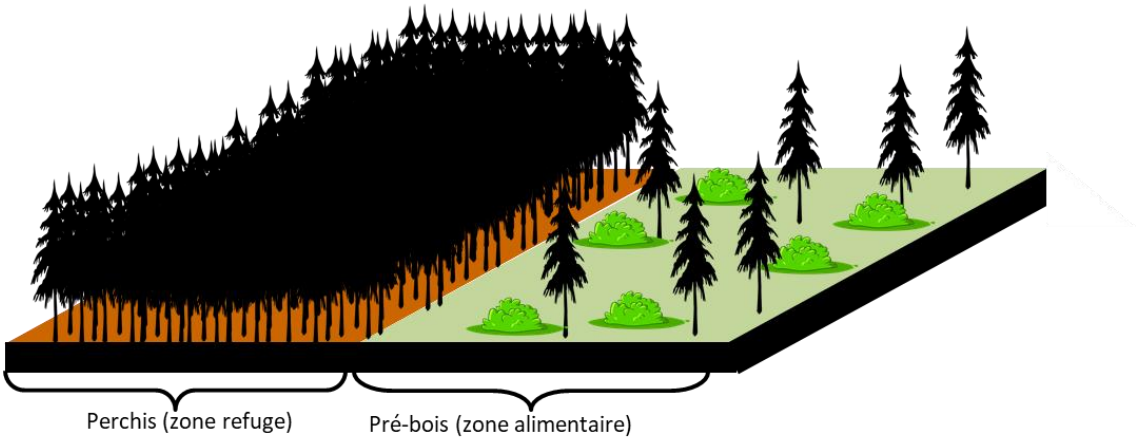


Figure 5.4-2 : Représentation schématique d'une zone refuge et d'un prébois avec de la végétation de sous-bois telle que la ronce. Source : adapté d'après Vittori *et al*., (2001)

- D'évaluer de façon rigoureuse (i) le succès de la régénération forestière à des abondances plus ou moins fortes d'ongulés et (ii) l'influence de la compétition végétale sur la croissance des semis issus des sites de régénération naturelle et de plantation (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »), en interaction avec la pression d'abroutissement.
- D'estimer la valeur des pertes socio-économiques que les cervidés peuvent réellement engendrer par la diminution de la qualité du bois qui résulte d'une forte pression de d'abroutissement ; de déterminer un seuil d'abroutissement tolérable au-delà duquel la qualité des tiges d'un peuplement en régénération atteint un niveau qui engendre des pertes économiques significatives ; mais également d'élaborer une méthode de classification intégrant non seulement l'intensité du l'abroutissement mais aussi les déformations et les blessures causées par l'abroutissement.

Pour finir, en France, bien que quelques travaux sur la zoochorie soient en cours (Baltzinger *et al*., 2020, 2019 ; Baltzinger *et* Bohême, 2022), il y a aujourd'hui une impérieuse nécessité scientifique de poursuivre et d'amplifier la recherche sur l'herbivorie et les impacts de la pression d'abroutissement sur le renouvellement des peuplements (Barrère, 2021 ; Bernard *et al*., 2017 ; Boulanger, 2010). De plus, il est essentiel d'étudier les interactions entre les grands ongulés sauvages et les autres compartiments de la biodiversité végétale (plantes vasculaires à différentes strates, bryophytes, Chevaux *et al*., 2022), animale (avifaune, Baltzinger *et al.*, 2016 ; entomofaune, voir projet Haida Gwaii ; micro-mammifères ; pédofaune) et champignons, au sein de l'écosystème forestier dans un environnement changeant.

4.6 Pistes de recommandations

Le diagnostic partagé n'a de sens que si un état d'équilibre « cible » a été fixé au préalable par l'ensemble des acteurs (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

Le diagnostic de l'état de l'équilibre « forêt-ongulés » permet de fixer les interventions à mener, qui peuvent porter sur deux axes complémentaires : (i) les interventions sur les peuplements forestiers (les coupes rases favorisent la pression d'herbivorie sur les jeunes arbres par rapport aux coupes en irrégulier par trouée) et les interventions sur les populations d'ongulés sauvages (via les prélèvements par la chasse), et (ii) le dérangement de la faune.

En effet, le forestier en pratiquant une gestion « conciliant grande faune et régénération des arbres », met en place des opérations sylvicoles et des aménagements forestiers cherchant à détourner les animaux des peuplements sensibles (régénérations ligneuses) et/ou à réduire la sensibilité de ces derniers.

Il est donc primordial d'anticiper la présence de peuplements sensibles aux dégâts d'ongulés. Pour cela, il faut diversifier les paysages et répartir les ressources (dans l'espace et le temps) pour agir sur la répartition des cervidés dans le milieu forestier. Il faut éviter la concentration d'individus dans des zones sensibles en répartissant spatialement les zones attractives et les zones offrant des ressources alternatives (par exemple la ronce, le framboisier, le lierre, etc.) De plus, il semble important de distribuer de façon homogène les peuplements sensibles afin d'assurer leur protection (*i.e.* rechercher une stabilité dans le temps et éviter de les concentrer au même endroit). En effet, une répartition de ces peuplements sur l'ensemble d'un massif leur est bénéfique. Cette répartition spatio-temporelle des zones de refuge et d'alimentation sur un massif forestier est primordiale pour assurer la protection des zones en régénération à la suite d'une coupe.

4.7 Références bibliographiques

Aggestam, F., Konczal, A., Sotirov, M., Wallin, I., Paillet, Y., Spinelli, R., Lindner, M., Derks, J., Hanewinkel, M., Winkel, G., 2020. Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. Journal of Environmental Management 268, 110670. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110670

Ammer, C., 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. Forest Ecology and Management 88, 43–53. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03808-X

Arnold, J.M., Gerhardt, P., Steyaert, S.M.J.G., Hochbichler, E., Hackländer, K., 2018. Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage. Forest Ecology and Management 407, 166–173. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.050

Baltzinger, C., Bohême, C., 2022. Les ongulés dispersent les plantes, prends-en d'la graine. Revue scientifique Bourgogne-Franche-Comté 35, 249–257.

Baltzinger, C., Karimi, S., Shukla, U., 2019. Plants on the Move: Hitch-Hiking With Ungulates Distributes Diaspores Across Landscapes. Front. Ecol. Evol. 7, 38. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00038

Baltzinger, C., Mårell, A., 2022. Plant Assemblages and Ecosystem Functioning, a Legacy of Long-term Interactions with Large Herbivores, in: Historical Ecology. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 163–176. https://doi.org/10.1002/9781394169764.ch13

Baltzinger, C., Shukla, U., Msweli, L., Downs, C., 2020. Ungulates as dispersal vectors of non-native plants. In: Traveset, A. and Richardson, D. M, in: Plant Invasions: The Role of Biotic Interactions., CABI. pp. 105–137.

Baltzinger, M., Mårell, A., Archaux, F., Pérot, T., Leterme, F., Deconchat, M., 2016. Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. Basic and Applied Ecology 17, 552–563. https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.04.005

Barrère, J., 2021. Interactions entre chêne et cervidés durant le processus de renouvellement - cas des peuplements forestiers tempérés de plaine (Quercus petraea et Q. robur) (Thèse). Henri Poincaré, Nancy.

Beguin, J., Pothier, D., Côté, S.D., 2011. Deer browsing and soil disturbance induce cascading effects on plant communities: a multilevel path analysis. Ecological Applications 21, 439–451. https://doi.org/10.1890/09-2100.1

Bernard, M., Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Laurent, L., Montpied, P., Morin, X., Picard, J.-F., Saïd, S., 2017. Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. Forest Ecology and Management 400, 269–277. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.040

Bonnot, N.C., Couriot, O., Berger, A., Cagnacci, F., Ciuti, S., De Groeve, J.E., Gehr, B., Heurich, M., Kjellander, P., Kröschel, M., Morellet, N., Sönnichsen, L., Hewison, A.J.M., 2020. Fear of the dark? Contrasting impacts of humans versus lynx on diel activity of roe deer across Europe. J Anim Ecol 89, 132–145. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13161

Boulanger, V., 2010. Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : Influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt. Université Nancy 1 - Henri Poincaré.

Boulanger, Y., Arseneault, D., 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. Canadian Journal of Forest Research 1035–1043.

Burt, W.H., 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. Journal of Mammalogy 24, 346. https://doi.org/10.2307/1374834

Chassagneux, A., Calenge, C., Marchand, P., Richard, E., Guillaumat, E., Baubet, E., Saïd, S., 2020. Should I stay or should I go? Determinants of immediate and delayed movement responses of female red deer (Cervus elaphus) to drive hunts. PLoS ONE 15, e0228865. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0228865

Chevaux, L., Mårell, A., Baltzinger, C., Boulanger, V., Cadet, S., Chevalier, R., Debaive, N., Dumas, Y., Gosselin, M., Gosselin, F., Rocquencourt, A., Paillet, Y., 2022. Effects of stand structure and ungulates on understory vegetation in managed and unmanaged forests. Ecological Applications 32. https://doi.org/10.1002/eap.2531

Chollet, S., 2012. De la mise en évidence à la gestion de l'effet de cerf : Leçons pratiques et théoriques fournies par l'introduction du cerf à queue-noire sur Haïda Gwaii. Montpellier 2, Montpellier.

Côté, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.-P., Dussault, C., Waller, D.M., 2004. Ecological Impacts of Deer Overabundance. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 35, 113–147. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105725

Courbin, N., Fortin, D., Dussault, C., Courtois, R., 2014. Logging-induced changes in habitat network connectivity shape behavioral interactions in the wolf–caribou–moose system. Ecological Monographs 84, 265–285. https://doi.org/10.1890/12-2118.1

Duncan, P., Pellerin, M., Gaillard, J.-M., Pettorelli, N., Klein, F., Said, S., Delorme, D., Laere G., V., Widmer, O., Ballon, P., 2009. Impact Des Tempêtes De 1999 Sur Les Relations Entre Forêt Et Chevreuils Et Conséquences Pour La Gestion De Ces Ongulés. La Forêt Face Aux Tempêtes.

Dussault, C., 2002. Influence des contraintes environnementales sur la sélection de l'habitat de l'orignal (Alces alces). Laval, Québec.

Dussault, C., Courtois, R., Ouellet, J.-P., 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. Can. J. For. Res. 36, 1097–1107. https://doi.org/10.1139/x05-310

Dussault, C., Courtois, R., Ouellet, J.-P., Girard, I., 2005. Space use of moose in relation to food availability. Can. J. Zool. 83, 1431–1437. https://doi.org/10.1139/z05-140

Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 34, 487–515. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419

Fahrig, L., 1997. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction. The Journal of Wildlife Management 61, 603. https://doi.org/10.2307/3802168

Franklin, J., Serra-Diaz, J.M., Syphard, A.D., Regan, H.M., 2016. Global change and terrestrial plant community dynamics. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 113, 3725–3734. https://doi.org/10.1073/pnas.1519911113

Gagnon, L., Perreault, M., Ruel, M., St-Hilaire, M., 2018. Sommaire du plan d'aménagement forestier intégré tactique 2018-2023, Ministère de la forêt, de la faune et des parcs, Rimouski.

Guénette, J.-S., Villard, M.-A., 2005. Tresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. Consrvation Biology 19, 1168–1180.

Haddad, N.M., Brudvig, L.A., Clobert, J., Davies, K.F., Gonzalez, A., Holt, R.D., Lovejoy, T.E., Sexton, J.O., Austin, M.P., Collins, C.D., Cook, W.M., Damschen, E.I., Ewers, R.M., Foster, B.L., Jenkins, C.N., King, A.J., Laurance, W.F., Levey, D.J., Margules, C.R., Melbourne, B.A., Nicholls, A.O., Orrock, J.L., Song, D.-X., Townshend, J.R., 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Sci. Adv. 1, e1500052. https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052

Hadley, A.S., Betts, M.G., 2016. Refocusing Habitat Fragmentation Research Using Lessons from the Last Decade. Curr Landscape Ecol Rep 1, 55–66. https://doi.org/10.1007/s40823-016-0007-8

Hidding, B., Tremblay, J.-P., Côté, S.D., 2013. A large herbivore triggers alternative successional trajectories in the boreal forest. Ecology 94, 2852–2860.

Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K.M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels: Immediate and time-delayed biodiversity loss. Ecology Letters 13, 597–605. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x

Kuijper, D.P.J., Cromsigt, J.P.G.M., Churski, M., Adam, B., Jędrzejewska, B., Jędrzejewski, W., 2009. Do ungulates preferentially feed in forest gaps in European temperate forest? Forest Ecology and Management 258, 1528–1535. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.010

Leblond, M., Dussault, C., Ouellet, J.-P., 2010. What drives fine-scale movements of large herbivores? A case study using moose. Ecography 33, 1102–1112.

Leclerc, M., Lamoureux, J., St-Laurent, M.-H., 2012. Influence of young black spruce plantations on moose winter distribution. The Journal of Wildlife Management 76, 1686–1693. https://doi.org/10.1002/jwmg.419

Massei, G., Kindberg, J., Licoppe, A., Gačić, D., Šprem, N., Kamler, J., Baubet, E., Hohmann, U., Monaco, A., Ozoliņš, J., Cellina, S., Podgórski, T., Fonseca, C., Markov, N., Pokorny, B., Rosell, C., Náhlik, A., 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe: wild boar and hunter trends in Europe. Pest. Manag. Sci. 71, 492–500. https://doi.org/10.1002/ps.3965

Millington, J.D.A., Walters, M.B., Matonis, M.S., Liu, J., 2010. Effects of local and regional landscape characteristics on wildlife distribution across managed forests. Forest Ecology and Management 259, 1102–1110. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.020

Mumma, M.A., Gillingham, M.P., Marshall, S., Procter, C., Bevington, A.R., Scheideman, M., 2021. Regional moose (Alces alces) responses to forestry cutblocks are driven by landscape-scale patterns of vegetation composition and regrowth. Forest Ecology and Management 481, 118763. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118763

Mysterud, A., Østbye, E., 1995. Bed-site selection by European roe deer (Capreolus capreolus) in southern Norway during winter. Can. J. Zool. 73, 924–932. https://doi.org/10.1139/z95-108

Pellerin, M., Picard, M., Saïd, S., Baubet, E., Baltzinger, C., 2016. Complementary endozoochorous long-distance seed dispersal by three native herbivorous ungulates in Europe. Basic and Applied Ecology 17, 321–332. https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.01.005

Richard, E., Said, S., Hamann, J.-L., Gaillard, J.-M., 2011. Toward an Identification of Resources Influencing Habitat Use in a Multi-Specific Context. PLoS ONE 6, e29048. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029048

Saïd, S., Gaillard, J.-M., Widmer, O., Débias, F., Bourgoin, G., Delorme, D., Roux, C., 2009. What shapes intra-specific variation in home range size? A case study of female roe deer. Oikos 118, 1299–1306. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17346.x

Saïd, S., Laurent, L., Cuillier, B., sous-presse. À la recherche de l'équilibre sylvo-cynégétique dans un territoire d'étude privilégié. Connaître pour agir 67.

Saïd, S., Servanty, S., 2005. The Influence of Landscape Structure on Female Roe Deer Home-range Size. Landscape Ecol 20, 1003–1012. https://doi.org/10.1007/s10980-005-7518-8

Schmiegelow, F.K.A., Monkkonen, M., 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. Ecological Applications 12, 375–389.

Suding, K.N., Gross, K.L., Houseman, G.R., 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. Trends in Ecology & Evolution 19, 46–53. https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005

Vallée, M., Lebourgeois, F., Baubet, E., Said, S., Klein, F., 2016. Le sanglier en Europe : une menace pour la biodiversité ? Revue Forestière Française LXVII, 505–518.

Vittori, I., Klein, F., Gachet, V., 2001. Pour un meilleur équilibre sylvo-cynégétique. Aménagements permettant d'accroître la capacité d'accueil d'un milieu de production ligneuse (Brochure ONCFS-ONF).

Wam, H.K., Hjeljord, O., Solberg, E.J., 2010. Differential forage use makes carrying capacity equivocal on ranges of Scandinavian moose (Alces alces). Can. J. Zool. 88, 1179–1191. https://doi.org/10.1139/Z10-084

Widmer, O., Saıd, S., Miroir, J., Duncan, P., Gaillard, J.-M., Klein, F., 2004. The Effects Of Hurricane Lothar On Habitat Use Of Roe Deer. Forest Ecology And Management 195, 237–242.

Volet 1| Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
II – Impact des coupes rases en fonction des modalités d'exploitation

Question 5.1. Quel est l'impact local d'une coupe rase sur la biodiversité en fonction des conditions d'exploitation : maintien ou export des rémanents, dessouchage et andainage ?

Sommaire

5.1.1 Contexte et problématique 394
5.1.2 Définitions 395
5.1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 395
5.1.4 Réponses à la question posée 396
5.1.4.1 Effets du dessouchage et de l'export des menus bois (par récolte des rémanents ou coupes arbres entiers) 396
5.1.4.1.1 Mécanismes en jeu 396
5.1.4.1.2 Impacts observés sur la flore 398
5.1.4.1.2.1 Le maintien des rémanents a généralement des effets positifs quoique variables 398
5.1.4.1.2.2 Les effets diffèrent selon les groupes végétaux 398
5.1.4.1.2.3 Les effets diffèrent selon les sites et les stations 399
5.1.4.1.3 Effets observés sur les organismes saproxyliques et le profil de bois mort 399
5.1.4.1.4 Impacts sur la faune et la fonge du sol 399
5.1.4.1.4.1 Micro-organismes, micro- et mésofaune 400
5.1.4.1.4.2 Macrofaune du sol (individus de taille 4 à 80 mm) 400
5.1.4.1.4.3 Impacts observés sur les autres taxons : oiseaux, mammifères, insectes non saproxyliques, amphibiens 401
5.1.4.1.5 Principaux points à retenir 402
5.1.4.2 Cas particulier de l'andainage 402
5.1.4.2.1 Impacts sur les communautés de flore et de faune du sol 402
5.1.4.2.1.1 Hypothèses et mécanismes 402
5.1.4.2.1.2 Effets observés 403
5.1.4.2.2 Impacts sur les organismes saproxyliques 403
5.1.4.2.2.1 Hypothèses et mécanismes 403
5.1.4.2.2.2 Effets observés 404
5.1.4.2.3 Impacts sur les petits mammifères 404
5.1.4.2.3.1 Hypothèses et mécanismes 404
5.1.4.2.3.2 Effets observés 404
5.1.4.3 Conclusion 405
5.1.5 Perspectives 405
5.1.6 Références bibliographiques 406

Rédacteur
Marion **Gosselin,** INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Contributeur
Camille **Dahdouh**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

5.1.1 Contexte et problématique

Dans le cadre de la transition énergétique et écologique, les politiques publiques encouragent une utilisation accrue de biomasse à des fins énergétiques. La filière bois énergie se développe, y compris à partir de biomasse forestière. Si le volume de bois bûche prélevé annuellement en forêt diminue, la récolte commercialisée pour la production de plaquettes forestières augmente, entraînant des

changements de pratiques d'exploitation : récolte par arbres entiers (tronc et houppier) de petits diamètres, récolte de houppiers ou rémanents (jusqu'alors laissés en forêt) et récolte de souches (Departe, 2020).

On sait que le bois mort est un support crucial de biodiversité forestière – environ un quart des espèces forestières sont saproxyliques, c'est-à-dire liés au bois mort ou en décomposition (Stokland *et al*., 2012 ; Bouget *et al*., 2019). On sait aussi que ce n'est pas seulement le volume total de bois mort qui compte, mais aussi la diversité des types de bois mort (Brin *et al.*, 2013, Okland *et al*., 2016, Vonk *et* Theunissen, 2007 ; Landmann *et* Nivet, 2014) : même si la présence de grosses pièces de bois mort, maillons faibles en forêt exploitées, est particulièrement favorable à la biodiversité (Gosselin, 2004 ; Harmon *et al*., 2004 ; Bouget *et* Gosselin, 2017), les menus bois et les souches ont aussi leur rôle à jouer dans la capacité d'accueil de la biodiversité (Brin *et al*., 2013). Dès lors, les modalités de traitement des menus bois résidus de coupes (maintien ou export, andainage ou broyage) et des souches (maintien ou dessouchage) sont susceptibles d'avoir un impact sur la biodiversité.

5.1.2 Définitions

Menus bois : cimes et branches de moins de 7 cm de diamètre qui, à l'inverse des rémanents, sont susceptibles d'être exportés du parterre de coupe (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Rémanents : résidus non marchands d'exploitation forestière, traditionnellement maintenus (d'où le terme de rémanents, signifiant « ce qui reste ») sur le parterre de coupe, après prélèvement des compartiments marchands (grumes, branches de plus de 7 cm de diamètre). Ils regroupent les branches de diamètre inférieur à 7 cm (menus bois) et, par extension, les purges, chutes de découpe, le feuillage et les souches. Ils comprennent également certaines tiges et branches de diamètre supérieur à 7 cm non valorisés.

Andainage : mise en tas des rémanents (ou des souches en cas de dessouchage suivi d'andainage).

Andains : rémanents entassés en lignes.

Javelles : tas ponctuels de rémanents.

Dessouchage : extraction des souches d'arbres.

Coupe par arbre entier : modalité d'exploitation dans laquelle l'ensemble (tronc + houppier) de l'arbre abattu est mis en tas puis exporté pour la production de plaquettes forestières[216].

5.1.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

Nous sommes partis de synthèses bibliographiques qualitatives déjà disponibles, et les avons actualisées par une recherche bibliographique sur la base de données Scopus.

Parmi les synthèses disponibles, nous avons gardé celles dont les références bibliographiques étaient complémentaires :

- sur l'impact du dessouchage et de l'export de rémanents : synthèse de (Gosselin, 2004) ; synthèse de (Landmann *et* Nivet, 2014) ; partiellement actualisée en 2020 (Bouget *et al.*, 2020) ; synthèse de (Grevet, 2020) et synthèse de (Ranius *et al*., 2018). Vérification faite, ces

[216] Fragments ou copeaux de bois obtenus par déchiquetage ; la plaquette forestière est le résultat du broyage par des engins mécanisés (broyeurs à couteaux) des rémanents d'une exploitation forestière ou de bois de faible diamètre ou valeur. La plaquette forestière constitue, avec la bûche classique, la briquette, le granulé de bois (ou pellet), la plaquette d'industrie, le broyat de bois recyclé et l'écorce broyée, un des modes de valorisation en bois énergie de la biomasse forestière (Landmann et al., 2018).

cinq synthèses intégraient déjà les résultats des méta-analyses de (Riffell *et al*., 2011) (Verschuyl *et al.*, 2011) et la synthèse de (Bouget *et al*., 2012) ;
- sur l'impact de l'andainage : synthèse de (Gosselin, 2004).

Les requêtes suivantes exécutées sur Scopus ont fourni en complément : 15 articles pertinents sur la récolte de menus bois, 16 sur le dessouchage et 26 sur l'andainage.

Requête menus bois :
TITLE-ABS-KEY (forest* AND (*biodivers** OR *diversity* OR *richness* OR *abundance* OR (*taxonom** AND *diversity*) OR *"phylogen*"*) W/2 (*biological* OR *animal* OR *mammal* OR *vertebrate** OR **invertebrate** OR *bird** OR *avian* OR *fish* OR *reptil** OR *amphibian* OR *frog* OR *insect* OR *plant* OR *weed* OR *bryophyt** OR *lichen** OR *microbial* OR *bacteria* OR *virus* OR *fung** OR *myco** OR *bat$* OR *chirop** OR *spider** OR *ant$* OR *carab** OR *beetle** OR *coleopter** OR *spider* OR *collembol** OR **arthropod** OR *hymeno** OR *dipter** OR *orthopter** OR *odonat** OR *lepidopter** OR **fauna* OR *"forest-associated taxa"* OR *cryptogam**)) AND TITLE-ABS-KEY (*slash** W/2 (harvest* OR extract* OR removal) OR *residues* W/2 (harvest* OR extract* OR removal) OR *"woody debris"*W/2 (harvest* OR extract* OR removal)) AND NOT TITLE-ABS-KEY (tropic*)

Requête dessouchage :
TITLE-ABS-KEY (forest* AND (*biodivers** OR *diversity* OR *richness* OR *abundance* OR (*taxonom** AND *diversity*) OR *"phylogen*"*) W/2 (*biological* OR *animal* OR *mammal* OR *vertebrate** OR **invertebrate** OR *bird** OR *avian* OR *fish* OR *reptil** OR *amphibian* OR *frog* OR *insect* OR *plant* OR *weed* OR *bryophyt** OR *lichen** OR *microbial* OR *bacteria* OR *virus* OR *fung** OR *myco** OR *bat$* OR *chirop** OR *spider** OR *ant$* OR *carab** OR *beetle** OR *coleopter** OR *spider* OR *collembol** OR **arthropod** OR *hymeno** OR *dipter** OR *orthopter** OR *odonat** OR *lepidopter** OR **fauna* OR *"forest-associated taxa"* OR *cryptogam**)) ANDTITLE-ABS-KEY (*stump** W/2 (harvest* OR extract*)) AND NOT TITLE-ABS-KEY (tropic*)

Requête andainage :
TITLE-ABS-KEY (forest* AND (*biodivers** OR *diversity* OR *richness* OR *abundance* OR (*taxonom** AND *diversity*) OR *"phylogen*"*) W/2 (*biological* OR *animal* OR *mammal* OR *vertebrate** OR **invertebrate** OR *bird**OR *avian* OR *fish* OR *reptil** OR *amphibian* OR *frog* OR *insect* OR *plant* OR *weed* OR *bryophyt** OR *lichen** OR *microbial* OR *bacteria* OR *virus* OR *fung** OR *myco** OR *bat$* OR *chirop** OR *spider** OR *ant$* OR *carab** OR *beetle** OR *coleopter** OR *spider* OR *collembol** OR **arthropod** OR *hymeno** OR *dipter** OR *orthopter** OR *odonat** OR *lepidopter** OR **fauna* OR *"forest-associated taxa"* OR *cryptogam**)) AND TITLE-ABS-KEY ((stack* W/2 wood) OR *swath** OR (slash W/2 pile)) AND NOT TITLE-ABS-KEY (tropic*)

5.1.4 Réponses à la question posée

5.1.4.1 Effets du dessouchage et de l'export des menus bois (par récolte des rémanents ou coupes d'arbres entiers)

5.1.4.1.1 Mécanismes en jeu

Tout d'abord, le dessouchage ou l'export de menus bois entraîne, *de facto*, la perte d'une partie de l'habitat des organismes saproxyliques, c'est-à-dire qui dépendent, sur tout ou partie de leur cycle de vie, du bois mort ou en décomposition. Les souches et les menus bois apportent en effet une contribution non négligeable à l'offre d'habitats pour ces espèces. Leur exploitation pourrait avoir des effets sur la richesse, l'abondance et la composition des communautés d'espèces saproxyliques, qui représentent environ 25 % des espèces forestières (Stokland *et al.*, 2012 ; Bouget *et al*., 2019).

Bien que le nombre d'espèces saproxyliques par volume de bois mort ne diffère pas forcément entre menus bois, gros bois morts (au sol ou sur pied) et souches (Bouget *et al*., 2012), les menus bois hébergent des communautés sensiblement différentes de celles des gros bois morts (Bouget *et al*., 2012 pour coléoptères, champignons et lichens) ; même s'il est rare que des espèces soient exclusivement sur menus bois, certains insectes comme les longicornes sont spécialisés dans les petits bois morts des coupes (en conditions ensoleillées) (Vonk *et* Theunissen, 2007 ; Ranius *et al.*, 2018 ; et Bouget *et al*., 2012 : Tableau 2). Les menus bois morts abritent des espèces rares ou menacées – quoique moins souvent que les gros bois morts (Ranius *et al*., 2018), une part importante des cortèges d'ascomycètes (Vonk *et* Theunissen, 2007) et des cortèges de coléoptères, champignons et lichens

saproxyliques (53 % des espèces à l'échelle du paysage dans les forêts boréales étudiées par Hiron *et al*. (2017).

Les souches hébergent des assemblages d'espèces différents et plus riches que ceux des petits bois morts au sol, en particulier chez les conifères (concernant la pessière boréale, voir Caruso *et al*., 2008 ; Hiron *et al*., 2017 ; Jonsell *et* Hansson, 2011 ; Svensson *et al.*, 2016 ; Ranius *et al.*, 2018) , et pour les pineraies tempérées (Landes), (Brin *et al.*, 2013). Elles se décomposent lentement et constituent, dans un contexte forestier parfois pauvre en gros bois mort, un habitat de substitution pour des organismes saproxyliques (Bouget *et al*., 2012). Ainsi, les souches de pins maritimes en forêts landaises hébergent à elles seules plus de 80 % des espèces d'insectes rencontrées dans les bois morts de divers types, celles de chêne en forêt de Rambouillet 64 % ; qui plus est, environ la moitié (47 % en chênaie, 54 % en pineraie) des espèces observées sur souches dans cette étude n'étaient pas observées sur des pièces de bois mort au sol, tandis que la part d'espèces observées uniquement sur pièces de bois mort au sol était équivalente ou moindre (50 % en chênaie, 28 % en pineraie) (Brin *et al.*, 2013). En contexte forestier pauvre en bois mort, les souches apparaissent ainsi comme des concentrateurs de biodiversité. Dans les jeunes peuplements réguliers issus de coupe de régénération, elles constituent l'essentiel des grosses pièces de bois mort, assurant la continuité d'habitat dans l'espace et dans le temps au moment de la régénération. Récentes ou anciennes, plus les souches sont de gros diamètre, plus elles sont riches en espèces saproxyliques (exemple pour les lichens sur souches en pineraies boréales âgées (150 ans) de pin sylvestre, (Hamalainen *et al*., 2015).

Ensuite, les branchages au sol constituent aussi des abris et zones d'hivernage pour les rongeurs (Ecke *et al*., 2002), insectes du sol (Nitterus *et* Gunnarsson, 2006) et amphibiens (Otto *et al*., 2013), une aire de chasse pour les mammifères (Bunnell *et al.*, 2002) et des perchoirs ou sites de nidification pour les oiseaux (Du Plessis, 1995). Leur enlèvement est susceptible d'affecter ces groupes d'espèces.

Enfin, la récolte de menus bois et de souches est susceptible de perturber l'habitat d'autres groupes d'espèces que celles qui vivent dans ces supports ou les utilisent ponctuellement : il s'agit principalement des espèces liées au sol et aux grosses pièces de bois mort préexistantes à l'exploitation. **L'habitat sol** est susceptible de subir des modifications physiques et chimiques. Les modifications physiques peuvent provenir du tassement lié au passage des engins, du raclage de la litière et des horizons de surface lié au rassemblement des menus bois ou au débardage, de l'augmentation de lumière et de température à la surface du sol, liée à l'extraction des rémanents, ou du retournement du sol lié au dessouchage. Les modifications chimiques peuvent provenir du raclage de la litière et des horizons de surface, ainsi que de l'export des menus bois, particulièrement riches en éléments minéraux : les branchages contiennent, à volume donné, trois fois plus d'éléments minéraux que les grumes (Landmann *et al*., 2018). Leur export peut entraîner une perte importante pour la richesse du sol en éléments minéraux disponibles (Achat *et al*., 2015), avec des effets sur les organismes du sol, ainsi que sur la croissance et la composition des communautés végétales. L'effet est accru si les menus bois sont exportés avec leurs feuilles, car à masse égale le feuillage est encore plus riche en éléments minéraux que les branches. Quant aux **pièces de bois mort préexistantes**, au sol, elles risquent d'être fragmentées par la circulation des engins, avec des effets sur le profil de bois mort (répartition du volume de bois mort par taille de pièces et degré de décomposition).

La plupart des études publiées concernent la récolte de rémanents (après récolte de grumes, et plus rarement par récolte d'arbres entiers) en forêts boréales. Très peu d'études concernent les forêts tempérées et moins encore le contexte français.

5.1.4.1.2 Impacts observés sur la flore

5.1.4.1.2.1 Le maintien des rémanents a généralement des effets positifs quoique variables

En général, le maintien des rémanents favorise la diversité floristique (en richesse, abondance et composition). Les communautés floristiques se reconstituent mieux et plus rapidement après la coupe rase en cas de maintien des rémanents (Lee *et al*., 2018). Mais ces effets sont variables selon les milieux étudiés, le terme de l'étude et selon les groupes végétaux qui diffèrent par leurs exigences écologiques.

L'export de menus bois modifie souvent **à court terme** (< 10 ans) la **composition** des communautés floristiques, car la mise en lumière du sol permet la germination d'espèces de lumière (Gosselin, 2004 ; Ranius *et al.*, 2018). De ce fait, il peut y avoir à court terme une augmentation de richesse floristique locale, mais ce n'est pas systématique, et peu d'études documentent un effet positif (Ranius *et al.*, 2018). Si l'enlèvement des rémanents permet l'apparition d'espèces de lumière, **leur maintien** procure à l'inverse un refuge aux semis d'essences forestières (essences d'ombre) et constitue un obstacle physique à la propagation d'espèces herbacées (Olsson *et* Staaf, 1995). **À moyen terme** (10 à 20 ans), du fait de la décomposition assez rapide (quelques années) des menus bois, ces effets sur la composition disparaissent et plusieurs études concluent à un effet positif du maintien de rémanents sur la **richesse en espèces** des communautés végétales (Olsson *et* Staaf, 1995 ; Brakenhielm *et* Liu, 1998 ; Bergquist *et al*., 1999). Les effets sur la **diversité** des communautés sont plus nuancés, parfois positifs mais pas toujours car la décomposition progressive des rémanents peut favoriser le développement de quelques espèces dominantes – dont la fougère aigle (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn) ou des espèces plus gourmandes en azote comme l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium* L.), le framboisier (*Rubus idaeus* L.) (Deconchat *et* Balent, 2001 ; Gosselin, 2004). **À plus long terme (> 20 ans)**, l'export de menus bois peut entraîner des modifications de **composition** jusqu'à 20 ans après la coupe, soit par la persistance de conditions d'éclairement, soit en réponse aux modifications de richesse en nutriments du sol (Gosselin, 2004 ; Ranius *et al.*, 2018). Avec **le dessouchage,** un **enrichissement** de la flore est constaté **à court terme** (effet lumière) dans certaines études, tandis que d'autres études ne trouvent pas de différence floristique entre coupes rases avec et sans dessouchage, les sols étant souvent déjà perturbés par l'exploitation, voire la scarification post-coupe en forêt boréale (Ranius *et al.*, 2018).

5.1.4.1.2.2 Les effets diffèrent selon les groupes végétaux

Dans des peuplements résineux de Suède, sur stations acides, Olsson *et* Staaf (1995) observent l'impact positif de la quantité de rémanents laissés au sol sur la diversité floristique (8 ans et 16 ans après l'exploitation), mais avec des effets différents selon les groupes végétaux : à moyen terme, l'enlèvement total des rémanents fait augmenter l'abondance des lichens et de la myrtille (*Vaccinium myrtillus*), aux dépens du recouvrement des graminées qui, en cas de maintien des rémanents, se développent peu à court terme (2 à 8 ans) sous le couvert des rémanents mais bénéficient ensuite de l'apport de nutriments avec la décomposition des rémanents. De manière générale, le maintien de rémanents profite à moyen terme aux fougères et herbacées (en abondance), aux dépens des lichens.

Si l'export de rémanents affecte peu les bryophytes communes, il a revanche des effets négatifs sur les hépatiques (plus sensibles à la sécheresse) et certaines bryophytes à reproduction sexuée (Bartels *et al.*, 2018 ; Haughian, 2018).

5.1.4.1.2.3 Les effets diffèrent selon les sites et les stations

Les effets sont variables d'un site à l'autre pour une même espèce : la station joue un rôle. Ainsi, selon les études, l'enlèvement des rémanents favorise la callune (*Calluna vulgaris* L.) en pessière boréale (Bergquist *et al*., 1999) ou la défavorise en pineraie boréale de pin sylvestre (Brakenhielm *et* Liu, 1998).

5.1.4.1.3 Effets observés sur les organismes saproxyliques et le profil de bois mort

Qu'il s'agisse d'export de rémanents ou de dessouchage, aucune étude ne constate d'effet positif sur les communautés saproxyliques (Ranius *et al.*, 2018).

Les quelques études disponibles en forêt tempérée montrent que par comparaison avec une récolte conventionnelle, l'export de menus bois diminue, à court terme et à l'échelle de la parcelle, la diversité des communautés d'insectes saproxyliques, en modifiant aussi leur composition (Landmann *et* Nivet, 2014).

En cas de dessouchage, plusieurs études documentent une diminution de la richesse locale en coléoptères saproxyliques, mais d'autres ne trouvent pas d'effet notable (Ranius *et al.*, 2018). Dans Caruso *et al*. (2008), le taux de colonisation des souches par une espèce de lichen augmente avec la densité de souches sur la parcelle, ce qui suggère un seuil de rétention de souches en deçà duquel il y aurait risque d'extinction locale d'espèces – mais on ne connaît pas la valeur de ce seuil.

La récente étude de (Holland, 2021) montre que l'abondance et la diversité fonctionnelle des longicornes augmentent, 2 ans après coupe, avec le taux de rétention de menus bois au sol.

Les effets à l'échelle du **paysage** sont potentiellement différents des effets à l'échelle du peuplement, compte tenu des phénomènes de succession forestière (au cours de laquelle l'habitat « bois mort » évolue à l'échelle de chaque peuplement) et des capacités de colonisation des organismes saproxyliques d'une parcelle à l'autre. La question d'échelle est donc importante à considérer : du fait de la dynamique de succession forestière, des espèces peuvent disparaître temporairement à l'échelle du peuplement, l'important étant qu'elles ne disparaissent pas à l'échelle du paysage (Ranius *et al.*, 2018), et puissent recoloniser les habitats lorsqu'ils réapparaîtront (nouvelles pièces de bois mort au sol). Les effets à l'échelle du paysage sont abordés essentiellement sous forme de simulations dans la littérature. Celle de Johansson *et al*. (2016) suggère que la récolte de rémanents (menus bois et souches) sur 10 % des coupes rases en forêts boréales suffirait à provoquer l'extinction d'espèces spécialisées dans ces habitats et à faibles capacités de dispersion – mais sans savoir combien d'espèces répondent à ces critères (Ranius *et al.*, 2018). Celle de Repo *et al*. (2020) conclut que la récolte de rémanents et de souches réduirait les volumes de bois mort à l'échelle du paysage en forêt boréale ainsi que la capacité des peuplements forestiers à conserver des espèces saproxyliques menacées.

A fortiori, les impacts à l'échelle du paysage et à long terme sont aussi mal connus. Ils ne sont étudiés que sous forme de simulations. Celle de Hof *et al.* (2018), encore en forêt boréale, conclut que, quelle que soit l'intensité de récolte envisagée (quatre scénarios), l'export de menus bois et souches conduirait dès 50 ans à une diminution du volume moyen de bois mort à l'échelle du paysage, et à une diminution significative des peuplements forestiers à plus de 20 m² de bois mort par hectare. Pour l'Europe, la synthèse de Bouget *et al*. (2012) (voir aussi Michaels, 2018) conclut aussi que la généralisation des récoltes de menus bois et souches menacerait la quantité et la diversité des **habitats** requis par les espèces saproxyliques.

5.1.4.1.4 Impacts sur la faune et la fonge du sol

Concernant la vie du sol, la littérature en forêt boréale documente aussi bien des effets négatifs que positifs de l'enlèvement des rémanents (Landmann *et* Nivet, 2014, Ranius *et al.*, 2018) : les résultats

sont très variables. Tous organismes du sol confondus, les études sur l'export de menus bois documentent des effets négatifs mais aussi, le plus souvent, l'absence d'effet. Les études sur le dessouchage documentent aussi bien des effets positifs que négatifs (sur les invertébrés du sol notamment) ou absents (Ranius *et al.*, 2018).

La plupart des études concernent le court terme (1 à 5 ans). Si l'on détaille par groupes d'espèces, on peut faire ressortir les effets suivants :

5.1.4.1.4.1 Micro-organismes, micro- et mésofaune

Les études à court terme montrent une influence négative de l'enlèvement des rémanents pour les microorganismes et la microfaune du sol (individus de taille < 0,2 mm) : champignons (Bååth, 1980), bactéries (Lundgren, 1982), nématodes (Sohlenius, 1996) et enchytréides (Lundkvist, 1983 cité par Bengtsson *et al.*, 1998)). Plusieurs études démontrent aussi des impacts négatifs de l'enlèvement des rémanents sur la mésofaune du sol (taille 0,2 à 4 mm) à court terme (Battigelli *et al*., 2004 ; Gunnarsson *et al.*, 2004 ; Ranius *et al.*, 2018 ; Rousseau *et al*., 2018).

Sur le moyen terme en revanche (10 à 20 ans), et dans le cas de pineraies-pessières sur sols acides, **les résultats sont plus nuancés** (Bengtsson *et al*., 1998) : l'enlèvement des rémanents a un effet négatif sur la densité des prédateurs (fongivores, microbivores tels que collemboles, par exemple) et sur la composition en microorganismes du sol. Mais il n'y a pas d'effet net sur l'abondance des décomposeurs primaires (enchytréides, champignons, bactéries). En pineraie boréale de pin sylvestre, l'enlèvement des rémanents a un effet négatif sur l'**abondance** totale des nématodes, notamment dans la litière et les horizons humiques, et les effets à moyen terme se font aussi sentir dans la **structure** des communautés (répartition des abondances relatives de nématodes mycophages et bactériophages). L'effet des rémanents sur la **composition** des communautés de nématodes augmente avec le temps, se traduisant par un indice de dissimilarité croissant entre zones avec et sans rémanents (Sohlenius, 1996).

À plus long terme (15 à 18 ans) en pineraies boréales, Bengtsson *et al*., (1997) comparent les effets de l'enlèvement *versus* l'ajout (en quantités doubles) des rémanents sur la faune du sol et aboutissent à des effets nuancés selon les groupes d'animaux. L'enlèvement des rémanents entraîne une chute significative d'abondance pour les collemboles, les larves de diptères ; toutefois, toutes les espèces de ces groupes ne sont pas affectées de façon identique : les espèces les plus abondantes de collemboles ne sont pas sensibles à l'effet rémanent, seules deux espèces (parmi les moins abondantes, sur 11 espèces au total) voient leur abondance chuter avec l'enlèvement des rémanents. **Ces effets sont plus quantitatifs (abondances des divers groupes fonctionnels) que qualitatifs** : la composition des communautés reste la même dans les deux modalités de traitement. Il n'y a pas d'effet notable à long terme sur les enchytréides. En forêts tempérées du Michigan, Lewandowski *et al.* (2019) démontrent des effets à long terme (20 ans) de la récolte de menus bois par arbres entiers sur la composition des communautés microbiennes de sols, avec une abondance moindre des mycorhizes à arbuscules et une abondance plus élevée de bactéries Gram positives.

5.1.4.1.4.2 Macrofaune du sol (individus de taille 4 à 80 mm)

Une des rares études en France Elie *et al*. (2018) a évalué l'effet de l'export total de menus bois et de litière après éclaircie sur la macrofaune du sol (coléoptères, scolopendres, mille-pattes, araignées, cloportes et vers de terre). Les résultats sont obtenus à court terme, dans les peuplements de hêtre et de chêne du réseau expérimental MOS (Manipulation de la matière organique du sol), par comparaison à un témoin où seuls étaient exploités les bois de plus de 7 cm de diamètre. L'export total de menus bois et de la litière conduit à des communautés globalement moins abondantes, avec toutefois des

impacts d'ampleur différente selon l'essence principale du peuplement et les groupes trophiques considérés (prédateurs, détritivores ou omnivores), et dans certains cas pas d'impact notable sur les abondances.

Pour les coléoptères non saproxyliques, les résultats sont très variables, allant d'impact négatifs à l'absence d'impact (Shevlin *et al*., 2017) voire des impacts positifs **à moyen terme (7 ans)** sur la diversité des **carabes** (Nitterus *et al*., 2007), avec toutefois un fort impact sur leur composition, au détriment de la biodiversité forestière : plus d'espèces généralistes et moins d'espèces spécialistes des forêts. Pour les carabes encore, (Grodsky *et al*., 2020) ne trouvent pas d'effet de l'export de rémanents sur la richesse ou la diversité des communautés, mais montrent des effets négatifs sur l'abondance de plusieurs espèces ou groupes fonctionnels de carabes, à tel point qu'une espèce généraliste, favorisée (en abondance) par les coupes rases, se retrouve défavorisée (en abondance) dans les coupes rases avec export de menus bois.

Dans une étude plus large concernant 171 groupes d'invertébrés, Grodsky *et al.* (2018b) montrent que l'enlèvement des rémanents réduit significativement l'abondance des carabes et des grillons sur certains sites, et que la rétention partielle de rémanents n'a pas d'effet significatif à l'échelle de la parcelle, même si, à l'échelle infraparcellaire, certaines espèces sont nettement plus abondantes sous les tas de rémanents. Pour les autres groupes (fourmis, araignées, diptères sciarides), l'étude ne met pas en évidence de différence significative entre export ou maintien de rémanents.

L'extraction de souches modifie le sol, en tant qu'habitat, avec des répercussions négatives sur la plupart des arthropodes du sol : perte d'abondance des populations de fourmis et de collemboles (communautés de 12 et neuf espèces respectivement). A l'inverse, les espèces généralistes et de milieux ouverts bénéficient des modifications du sol post-dessouchage : augmentation d'abondance et de richesse des communautés de carabes (36 espèces) en pessières boréales, par exemple (Kataja-aho *et al.*, 2016).

5.1.4.1.4.3 Impacts observés sur les autres taxons : oiseaux, mammifères, insectes non saproxyliques, amphibiens

Riffell *et al*. (2011) ont mené une méta-analyse à partir d'études nord-américaines, en forêts boréales et tempérées, expérimentant l'enlèvement ou l'ajout de bois mort au sol (pas forcément des menus bois). Pour les oiseaux, l'enlèvement de bois mort au sol conduit à des communautés nettement moins diverses (- 13 % en moyenne) et moins abondantes (- 16 %). Pour les mammifères, l'enlèvement de bois mort au sol conduit à des communautés légèrement plus diverses (+ 7 %). Pour les reptiles, les modifications de diversité et abondance induites par l'enlèvement ou l'ajout de bois mort au sol sont toujours négatives, mais faibles (moins de 10 %) ou non significatives. Pour les amphibiens, les effets (positifs en cas d'ajout et négatifs en cas d'enlèvement de bois mort au sol) sont aussi faibles (moins de 5 % de différence) ou non significatives. L'abondance des invertébrés est nettement plus faible en cas d'enlèvement (- 14 %) et plus forte (+ 9 %) en cas d'ajout de bois mort au sol, sans impact fort (moins de 5 % d'écart) en diversité d'espèces.

Tous taxons confondus, c'est surtout sur l'abondance des communautés que l'enlèvement des rémanents a un impact (négatif, - 10 %). Il n'y a pas d'effet notable sur la richesse ou la diversité des communautés.

La méta-analyse de Riffell *et al*. (2011) montre donc que l'export de rémanents de plus de 10 cm de diamètre affecte négativement les communautés d'oiseaux et l'abondance des invertébrés du sol, mais pas les mammifères, reptiles ou amphibiens. De même, bien que les tas de branches constituent des abris pour ces espèces, les études recensées et synthétisées par Ranius *et al.* (2018) constatent peu d'effets de l'enlèvement des rémanents sur les petits vertébrés (mammifères, reptiles ou

amphibiens). Toutefois, une étude menée au Canada, en forêt boréale mixte à tremble dominant (*Populus tremuloides* Michx.), montre que la simple présence de rémanents (par rapport au nettoyage total) ne suffit pas à maintenir les abondances globales de petits mammifères (campagnols, souris) au niveau du témoin non coupé. En revanche, la présence de rémanents combinée au maintien de surréserves (représentant 10 % de la surface terrière initiale) permet de maintenir ces abondances. Les différentes modalités de traitement ont un effet net sur les abondances de certaines espèces mais ne semblent pas jouer sur leur taux de survie. Les auteurs suggèrent donc de combiner maintien de menus bois au sol et maintien de matériel ligneux sur pied pour préserver localement les populations de petits mammifères (Moses *et* Boutin, 2001).

Concernant les amphibiens, la synthèse de (Otto *et al*., 2013) en forêts feuillues et résineuses d'Amérique du Nord montre un effet positif du maintien de rémanents sur les salamandres à cycle biphasique (terrestre/aquatique), mais pas de tendances nettes pour les autres amphibiens.

5.1.4.1.5 Principaux points à retenir

En forêt boréale, les groupes les plus affectés par l'export de menus bois et souches sont les champignons, les insectes (notamment coléoptères), et dans une moindre mesure les lichens (de Jong *et* Dahlberg, 2017). Les espèces les plus sensibles sont des spécialistes (de gros bois morts ensoleillés par exemple) ou des espèces à faibles capacités de dispersion (Haughian, 2018). Les effets négatifs sur les espèces d'intérêt conservatoire et sur la flore en forêt boréale sont dus avant tout à la coupe de vieux peuplements (en l'occurrence, coupe rase suivie de scarification du sol), et non à l'impact additionnel de la récolte des rémanents après coupe (de Jong *et* Dahlberg, 2017 ; Ranius *et al*., 2018). Le contexte en France est probablement différent, le modèle « coupe rase + scarification » n'étant pas prédominant – quoique courant dans les Landes de Gascogne.

Les **impacts à long terme** et à l'échelle du **paysage** sont mal connus. En forêt boréale, l'étude expérimentale de Allmér *et al*. (2009) ne montre aucun effet de la récolte de rémanents sur la diversité des champignons saprophytes, 25 ans après coupe. Des simulations en conditions boréales indiquent qu'une récolte intensive de menus bois et souches peuvent entraîner des extinctions d'espèces mais demandent à être validées empiriquement (Ranius *et al.*, 2018).

Actuellement, on manque en France de recul sur ces pratiques de récolte pour détecter des effets qui vont se produire dans les prochaines décennies. Il importe donc de suivre les effets de ces pratiques sur la biodiversité et, par précaution, de raisonner la récolte de ces compartiments (Departe, 2020).

Le **dessouchage** a des effets plus forts que la récolte de menus bois sur les habitats d'organismes saproxyliques dans la double mesure où (i) après coupe rase, les souches représentent jusqu'à 40 % du volume de bois mort post-coupe, les menus bois parfois seulement 10 % (Ranius *et al.*, 2018), et (ii) un plus grand nombre d'espèces colonise les souches que les rémanents (Ranius *et al.*, 2018). En outre, les menus bois se décomposent plus vite, ils constituent un habitat peu durable et plus rapidement renouvelable que les souches.

5.1.4.2 Cas particulier de l'andainage

5.1.4.2.1 Impacts sur les communautés de flore et de faune du sol

5.1.4.2.1.1 Hypothèses et mécanismes

La mise en andains conduit à une hétérogénéité marquée du parterre de coupe, avec des zones de sol nu (d'autant plus que le rassemblement des débris ligneux provoque un raclage plus ou moins marqué des horizons de surface) et des zones recouvertes par les andains. À l'emplacement des andains, les

conditions lumineuses sont peu favorables au développement de plantes vasculaires (surtout si les andains sont hauts). Le raclage du sol dans les interbandes entraîne la disparition de l'humus voire la déstructuration de l'horizon supérieur du sol.

5.1.4.2.1.2 Effets observés

Si l'andainage manuel a un effet positif à court terme (1 à 5 ans) sur la diversité des communautés végétales, dont les cryptogames – lichens, bryophytes et fougères – (Newmaster *et al*., 2007), c'est une pratique bien plus rare que l'andainage mécanisé qui conduit, à l'inverse, à des communautés floristiques significativement appauvries en nombre d'espèces, et très différentes en composition : les communautés de cryptogames sont en général appauvries (Newmaster *et al*., 2007, Schafer *et al*., 2014) et plusieurs décennies sont nécessaires pour qu'elles se reconstituer au fil de la succession secondaire (Halpern *et* Spies, 1995) – les hépatiques et les bryophytes saprolignicoles figurent parmi les espèces les plus sensibles aux techniques d'andainage mécanisé (Newmaster *et al*., 2007, Schafer *et al*., 2014). Ces techniques entraînent en revanche plus d'espèces non natives et envahissantes de flore vasculaire, souvent recouvrantes, par rapport aux témoins non traités (Scherer *et al*., 2000 ; Newmaster *et al.*, 2007). Ces résultats sont liés aux impacts de l'andainage mécanisé sur le sol et sur le bois mort au sol : plus la technique employée perturbe mécaniquement la surface du sol (raclage profond, scarification), plus la composition floristique est modifiée (Jobidon, 1990 ; Haeussler *et al*., 1999, Haeussler *et al.*, 2002, Newmaster *et al.*, 2007) et plus le volume de bois mort au sol diminue (Newmaster *et al.*, 2007).

Dans une coupe sanitaire après chablis dans un peuplement de tremble au Canada, la mise en andains suivie de plantation résineuse ne semble pas affecter à court terme (1 à 5 ans) la diversité des plantes vasculaires du peuplement, mais en modifie nettement la composition, avec plus d'espèces herbacées et semi-ligneuses. Elle entraîne aussi une diminution des bryophytes (Schafer *et al*., 2014).

Même s'il n'est pas pratiqué en France, rappelons que le **brûlage après mise en andains**, qui fait l'objet de nombreuses études en Amérique du Nord, est néfaste pour la richesse spécifique floristique, tant herbacée que ligneuse (Gosselin, 2004 ; Rhoades *et al*., 2015 ; Sexton *et al*., 2020).

En ce qui concerne la macrofaune du sol, la présence d'andains n'a pas d'effet net sur l'abondance des groupes (araignées, coléoptères, diptères, hyménoptères et orthoptères) étudiés par Grodsky *et al*. (2018b) à l'échelle de la parcelle, bien que certaines espèces soient nettement plus abondantes sous les andains et que les carabes et grillons soient significativement moins abondants an cas d'export total des rémanents ; les abondances dans les coupes avec rétention de 15 ou 30 % des rémanents sous forme d'andains se situent à des niveaux intermédiaires.

Si les coupes rases sont susceptibles de favoriser l'abondance d'espèces envahissantes (Zettler *et al.* 2004 *in* Grodsky *et al*., 2018a), la présence d'andains peut moduler cet effet : c'est le cas pour les communautés de fourmis étudiées par Grodsky *et al*. (2018b), où l'espèce dominante, envahissante, est significativement moins abondante dans les parcelles avec andains.

5.1.4.2.2 Impacts sur les organismes saproxyliques

5.1.4.2.2.1 Hypothèses et mécanismes

Qu'ils soient de branchages ou de souches, les andains constituent des **sites de pontes** pour de nombreux insectes saproxyliques, et des **habitats** pour les organismes saproxyliques en général, avec des effets positifs s'ils sont maintenus sur place. Si toutefois ils sont exportés par la suite, les andains peuvent se transformer en **pièges écologiques**, puisqu'ils sont alors exportés avec leurs habitants, en particulier avant que les larves d'insectes ne se soient transformées en adultes mobiles.

Les techniques mécanisées d'andainage entraînent un changement de distribution spatiale des bois morts au sol et sur pied, avec des impacts sur les bois morts préexistants.

5.1.4.2.2.2 Effets observés

Peu d'études ont analysé l'effet potentiel de piège écologique des andains de rémanents ou de souches. Si impact négatif il y a, c'est surtout pour certaines espèces précises, dont des espèces de liste rouge.

L'étude de Victorsson *et* Jonsell (2013) montre que, toutes espèces de coléoptères confondues, seule une partie (5 à 23 %) des individus ayant colonisé les andains se retrouveraient exportée hors de la parcelle. Toutefois, l'effet de piège était fort pour quatre espèces de coléoptères dans cette étude. Toujours en contexte scandinave, mais en chênaie, l'étude de Hedin *et al.* (2008) montre que les andains de branchages contenaient les larves de pas moins de 39 espèces de coléoptères saproxyliques, dont six espèces de liste rouge, les hauts de piles étant plus riches (en nombre d'espèces et d'individus) que la base et le milieu des andains.

Dans un autre contexte (celui des piles de grumes de hêtre stockées en bord de route, en forêt tempérée), Adamski *et al.* (2016) montrent que ces piles sont des lieux de ponte attractifs pour la rosalie alpine (*Rosalia alpina*, un coléoptère sur la liste nationale des espèces protégées[217], ainsi qu'aux annexes II et IV de la directive européenne Faune-Flore-Habitats 92/43/CEE[218]) et que leur durée de maintien sur site est souvent moindre que la durée nécessaire au développement larvaire de l'espèce, soit 3 ans.

5.1.4.2.3 Impacts sur les petits mammifères

5.1.4.2.3.1 Hypothèses et mécanismes

Qu'ils soient de branchages ou de souches, les andains peuvent constituer des abris et habitats pour les petits mammifères, et favoriser la présence de leurs prédateurs mustélidés. Ces alignements de tas de résidus ligneux pourraient aussi constituer, pour les petits mammifères, des corridors de passage leur permettant de traverser une zone ouverte entre deux peuplements matures.

5.1.4.2.3.2 Effets observés

Les principales connaissances proviennent de travaux canadiens de Sullivan *et al.* sur la présence d'andains (Sullivan *et al*., 2012, 2017) ou de javelles (Sullivan *et al*., 2012) de grosses branches ou petites grumes en forêts résineuses, mais sur plusieurs zones biogéographiques. Globalement, la présence d'andains soit favorise l'abondance des communautés **de petits mammifères**, soit n'a pas d'effet, par comparaison à l'éparpillement des rémanents ou au peuplement non coupé (Sullivan *et al*., 2012, 2017). Mais les effets varient selon les sites, et selon les espèces : certaines répondent plus que d'autres (Sullivan *et al*., 2012). Les andains post-coupe rase font augmenter l'abondance des campagnols et musaraignes, par comparaison à l'éparpillement des rémanents sur la coupe ou, mais dans une moindre mesure, voire pas de différence, aux peuplements témoins non coupés (Sullivan *et al*., 2017). De même, les coupes rases avec andains étaient plus riches et diversifiées en espèces de campagnols que les modalités « éparpillement » et « témoin non coupé ». L'étude ne montre pas de différence en revanche pour d'autres petits rongeurs comme les souris sylvestres. Par ailleurs, les coupes rases avec andains sont aussi significativement plus fréquentées par les petits prédateurs mustélidés (martre (*Martes martes* L.), belette (*Mustela nivalis* L.), environ quatre fois plus abondants

[217] Par arrêté du 23 avril 2007 fixant les listes des insectes protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000465500
[218] Consultable ici : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992L0043

qu'en coupe avec éparpillement des menus bois, et à des niveaux similaires ou supérieurs à ceux des peuplements non coupés (Sullivan *et al.*, 2012; Sullivan *et al.*, 2017). Il est à noter qu'en général, seules les espèces de petits mammifères généralistes persistent en coupes rases par rapport au peuplement forestier initial, mais que la présence d'andains permet de maintenir à la fois des généralistes et des espèces forestières spécialistes (Sullivan *et al*., 2012).

Enfin, l'étude de 2012 montre qu'en hiver il y a significativement plus d'espèces de mammifères (toutes espèces confondues) dans les peuplements non coupés que dans les coupes avec rémanents dispersés, les coupes avec andains se situant à un niveau intermédiaire, non statistiquement différent. Les réponses varient selon les espèces.

5.1.4.3 Conclusion

Malgré l'absence d'études sur le long terme, un consensus se dégage en faveur du maintien des **rémanents**, qui a des effets variables selon les stations et les espèces considérées, mais généralement positifs pour la richesse des végétaux, des organismes saproxyliques, des champignons et lichens ainsi que sur la croissance ligneuse. Sur la richesse faunique autre que saproxylique, l'enlèvement des rémanents a des effets variés, parfois positifs mais le plus souvent nuls ou négatifs. Les effets sur la composition sont nets en revanche, avec une modification durable des abondances relatives entre groupes fonctionnels ou espèces. Pour les végétaux comme pour les animaux, le maintien des rémanents évite la propagation d'espèces envahissantes ou ubiquistes et permet de ce fait le maintien des espèces forestières spécialistes (plus fréquentes en forêt), qui sont soit des espèces forestières spécialistes de peuplements adultes (espèces sciaphiles ou de demi-ombre, associées aux peuplements forestiers adultes, à couvert élevé), soit des espèces périforestières (espèces forestières spécialistes de début de succession, de milieux ouverts intraforestiers ou d'ourlets forestiers).

L'**andainage mécanisé** des rémanents ou des souches conduit à des communautés floristiques appauvries en nombre d'espèces et très différentes en composition avec, notamment, plus d'espèces non natives ou envahissantes. Sans être aussi favorable que le maintien des rémanents en place, il peut moduler positivement les effets négatifs de la coupe rase sur la macrofaune à la surface du sol, en limitant le développement d'espèces envahissantes, et contribuer à maintenir à la fois des espèces généralistes et spécialistes dans les communautés de petits mammifères. La présence d'andains favorise aussi l'abondance de petits mammifères et de leurs prédateurs mustélidés. La récolte des andains en fait de potentiels pièges écologiques pour des espèces saproxyliques rares ou menacées, mais peu d'études ont documenté cet effet.

Le **dessouchage** a des effets négatifs plus forts que la récolte de menus bois, en particulier sur les communautés d'organismes saproxyliques.

A long terme (50 à 100 ans) et à l'échelle du **paysage**, des simulations concernant les communautés saproxyliques montrent qu'une exploitation intensive de menus bois et souches diminue le volume et la diversité des habitats « bois morts » et peut entraîner des extinctions d'espèces saproxyliques à l'échelle du paysage.

5.1.5 Perspectives

En France, on manque beaucoup de recul et d'études sur ces pratiques et leurs effets sur la biodiversité. Les résultats présentés ici proviennent en majorité d'études en forêts boréales ou en forêts tempérées nord-américaines, sur des effets à court ou moyen terme.

Il est nécessaire d'étudier les effets de ces pratiques dans le double contexte de la sylviculture et des peuplements forestiers français, et d'engager des suivis à long terme.

5.1.6 Références bibliographiques

Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. Forest Ecoloy and Management 348, 124–141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042

Adamski, P., Bohdan, A., Michalcewicz, J., Ciach, M., Witkowski, Z., 2016. Timber stacks: potential ecological traps for an endangered saproxylic beetle, the Rosalia longicorn Rosalia alpina. J. Insect Conserv.

Allmér, J., Stenlid, J., Dahlberg, A., 2009. Logging-residue extraction does not reduce the diversity of litter-layer saprotrophic fungi in three Swedish coniferous stands after 25 years. Can. J. For. Res. 39, 1737–1748. https://doi.org/10.1139/x09-096

Bååth, E., 1980. Soil fungal biomass after clear-cutting of a pine forest in central sweden. Soil Biol. Biochem. 12, 495–500. https://doi.org/10.1016/0038-0717(80)90086-3

Bartels, S.F., Macdonald, S.E., Johnson, D., Caners, R.T., Spence, J.R., 2018. Bryophyte abundance, diversity and composition after retention harvest in boreal mixedwood forest. J. Appl. Ecol. 55, 947–957.

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W., Berch, S.M., 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH-REVUE CANADIENNE DE RECHERCHE FORESTIERE 34, 1136–1149. https://doi.org/10.1139/X03-267

Bengtsson, J., Lundkvist, H., Saetre, P., Sohlenius, B., Solbreck, B., 1998. Effects of organic matter removal on the soil food web: Forestry practices meet ecological theory. Appl. Soil Ecol. 9, 137–143.

Bengtsson, J., Persson, T., Lundkvist, H., 1997. Long-term effects of logging residue addition and removal on macroarthropods and enchytraeids. J. Appl. Ecol. 34, 1014–1022.

Bergquist, J., Orlander, G., Nilsson, U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. For. Ecol. Manage. 115, 171–182.

Bouget, C., Brustel, H., Zagatti, P., Noblecourt, T., 2019. Catalogue commenté et illustré des coléoptères saproxyliques de France. Mnhn, Paris (France).

Bouget, C., Gosselin, M., 2017. Effet des caractéristiques de peuplement et de naturalité biologique sur la biodiversité – Quelles implications possibles pour les stratégies de gestion ? Rendez Vous Techniques (ONF) 56, 44–50.

Bouget, C., Gosselin, M., Laroche, F., 2020. Changement climatique : la biodiversité forestière à la croisée des enjeux de conservation et d'atténuation. Sciences, Eaux & Territoires 84–89.

Bouget, C., Lassauce, A., Jonsell, M., 2012. Effects of fuelwood harvesting on biodiversity – a review focused on the situation in Europe. Can. J. For. Res. 42, 1421–1432. https://doi.org/10.1139/x2012-078

Brakenhielm, S., Liu, Q., 1998. Long-term effects of clear-felling on vegetation dynamics and species diversity in a boreal pine forest. Biodivers. Conserv. 7, 207–220.

Brin, A., Bouget, C., Valladares, L., Brustel, H., 2013. Are stumps important for the conservation of saproxylic beetles in managed forests? Insights from a comparison of assemblages on logs and stumps in oak-dominated forests and pine plantations. Insect Conserv. Divers. 6, 255–264.

Bunnell, F.L., Boyland, M., Wind, E., 2002. How should we spatially distribute dying and dead wood, in: Laudenslayer, W.F., Shea, P.J., Valentine, B.E., Weatherspoon, C.P., Lisle, T.E. (Eds.), Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests. USDA Forest Service, Reno, Nevada, pp. 739–752.

Caruso, A., Rudolphi, J., Thor, G., 2008. Lichen species diversity and substrate amounts in young planted boreal forests: A comparison between slash and stumps of Picea abies. Biol. Conserv. 141, 47–55.

de Jong, J., Dahlberg, A., 2017. Impact on species of conservation interest of forest harvesting for bioenergy purposes. Forest Ecology And Management 37–48.

Deconchat, M., Balent, G., 2001. Effets des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnées par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine. Ann. For. Sci. 58, 315–328.

Departe, A. (Ed.), 2020. Récolte durable de bois pour la production de plaquettes forestières, 1st ed, Clés pour agir. ADEME, Angers.

Du Plessis, M.A., 1995. The effects of fuelwood removal on the diversity of some cavity-using birds and mammals in South Africa. Biol. Conserv. 74, 77–82.

Ecke, F., Lofgren, O., Sorlin, D., 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. J. Appl. Ecol. 39, 781–792.

Elie, F., Vincenot, L., Berthe, T., Quibel, E., Zeller, B., Saint-André, L., Normand, M., Chauvat, M., Aubert, M., 2018. Soil fauna as bioindicators of organic matter export in temperate forests. For. Ecol. Manage. 429, 549–557. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.053

Gosselin, M., 2004. Impacts des modalités d'exploitation: perturbations du sol, devenir des rémanents, in: Gosselin, M., Laroussinie, O. (Eds.), Biodiversité et Gestion Forestière : Connaître Pour Préserver - Synthèse Bibliographique, Collection Etudes Du Cemagref. Série Gestion Des Territoires, N°20. Coédition GIP Ecofor - Cemagref Editions, Antony, pp. 257–270.

Grevet, A., 2020. Understanding the clear-cutting conflict: a literature reviewand controversy analysis 34.

Grodsky, S.M., Campbell, J.W., Fritts, S.R., Wigley, T.B., Moorman, C.E., 2018a. Variable responses of non-native and native ants to coarse woody debris removal following forest bioenergy harvests. For. Ecol. Manage. 427, 414–422. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.02.010

Grodsky, S.M., Hernandez, R.R., Campbell, J.W., Hinson, K.R., Keller, O., Fritts, S.R., Homyack, J.A., Moorman, C.E., 2020. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) response to harvest residue retention: Implications for sustainable forest bioenergy production. Forests 11. https://doi.org/10.3390/f11010048

Grodsky, S.M., Moorman, C.E., Fritts, S.R., Campbell, J.W., Sorenson, C.E., Bertone, M.A., Castleberry, S.B., Wigley, T.B., 2018b. Invertebrate community response to coarse woody debris removal for bioenergy production from intensively managed forests. Ecol. Appl. 28, 135–148. https://doi.org/10.1002/eap.1634

Gunnarsson, B., Nitterus, K., Wirdenas, P., 2004. Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. For. Ecol. Manage. 201, 229–239.

Haeussler, S., Bedford, L., Boateng, J.O., MacKinnon, A., 1999. Plant community responses to mechanical site preparation in northern interior British Columbia. Canadian Journal of Forest Research 29, 1084–1100.

Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y., Kranabetter, J.M., 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. Silva Fenn. 36, 307–327.

Halpern, C.B., Spies, T.A., 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. Ecol. Appl. 5, 913–934.

Hamalainen, A., Kouki, J., Lohmus, P., 2015. Potential biodiversity impacts of forest biofuel harvest: lichen assemblages on stumps and slash of Scots pine. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH-REVUE CANADIENNE DE RECHERCHE FORESTIERE 45, 1239–1247.

Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Al, 2004. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. Adv. Ecol. Res. Volume 34, 59–234.

Haughian, S.R., 2018. Short-term effects of alternative thinning treatments on the richness, abundance and composition of epixylic bryophytes, lichens, and vascular plants in conifer plantations at microhabitat and stand scales. For. Ecol. Manage. 415, 106–117.

Hedin, J., Isacsson, G., Jonsell, M., Komonen, A., 2008. Forest fuel piles as ecological traps for saproxylic beetles in oak. Scand. J. For. Res. 23, 348–357.

Hiron, M., Jonsell, M., Kubartova, A., Thor, G., Schroeder, M., Dahlberg, A., Johansson, V., Ranius, T., 2017. Consequences of bioenergy wood extraction for landscape-level availability of habitat for dead-wood dependant organisms. J. Environ. Manage. 198, 33–42.

Hof, A.R., Löfroth, T., Rudolphi, J., Work, T., Hjältén, J., 2018. Simulating long-term effects of bioenergy extraction on dead wood availability at a landscape scale in Sweden. Forests 9.

Holland, J.D., 2021. Longhorned Beetle Functional Diversity n Response to Biomass Harvesting. Environ. Entomol. 50, 1370–1377. https://doi.org/10.1093/ee/nvab094

Jobidon, R., 1990. Short-term effect of three mechanical site preparation methods on species diversity. Tree planters' notes U.S. Department of Agriculture 41, 39–42.

Johansson, V., Felton, A., Ranius, T., 2016. Long-term landscape scale effects of bioenergy extraction on dead wood-dependent species. For. Ecol. Manage. 371, 103–113.

Jonsell, M., Hansson, J., 2011. Logs and stumps in clearcuts support similar saproxylic beetle diversity: Implications for bioenergy harvest. Silva Fenn. 45, 1053–1064. https://doi.org/10.14214/sf.86

Kataja-aho, S., Hannonen, P., Liukkonen, T., Rosten, H., Koivula, M.J., Koponen, S., Haimi, J., 2016. The arthropod community of boreal Norway spruce forests responds variably to stump harvesting. For. Ecol. Manage. 371, 75–83. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.025

Landmann, G., Augusto, L., Pousse, N., Gosselin, M., Cacot, E., Deleuze, C., Bilger, I., Amm, A., Bilot, N., Boulanger, V., LeBlanc, M., Legout, A., Pitocchi, S., Renaud, J.P., Richter, C., Saint-André, L., Schrepfer, L., Ulrich, E., 2018. Recommandations pour une récolte durable de biomasse forestière pour l'énergie – Focus sur les menus bois et les souches.

Landmann, G., Nivet, C. (Eds.), 2014. Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité. ADEME, Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt - GIP Ecofor, Angers, Paris.

Lee, S.I., Spence, J.R., Langor, D.W., 2018. Conservation of Saproxylic Insect Diversity Under Variable Retention Harvesting, in: Ulyshen, M.D. (Ed.), Saproxylic Insects: Diversity, Ecology and Conservation, Zoological Monographs. Springer International Publishing Ag, Cham, pp. 639–667.

Lewandowski, T.E., Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., Marin-Spiotta, E., D'Amato, A.W., Palik, B.J., Kolka, R.K., 2019. Long term effects of intensive biomass harvesting and compaction on the forest soil ecosystem. Soil Biol. Biochem. 137. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107572

Lundgren, B., 1982. Bacteria in a pine forest soil as affected by clear-cutting. Soil Biology and Biochemistry 14, 537–542.

Michaels, N., 2018. Production de bois énergie et impacts sur la biodiversité européenne. Synthèse de l'article "Bouget, Lassauce et Jonsell (2012) - Effects of fuelwood harvesting on biodiversity - a review focused on the situation iun Europe."

Newmaster, S.G., Parker, W.C., Bell, F.W., Paterson, J.M., 2007. Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. Forest Ecology and Management 246, 196–207. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.058

Nitterus, K., Aström, M., Gunnarsson, B., 2007. Commercial harvest of logging residue in clear-cuts affects the diversity and community composition of ground beetles (Coleoptera : Carabidae). Scand. J. For. Res. 22, 231–240.

Nitterus, K., Gunnarsson, B.D.-) O., 2006. Effect of microhabitat complexity on the local distribution of arthropods in clear-cuts. Environ. Entomol. 35, 1324–1333.

Okland, T., Nordbakken, J.F., Lange, H., Rosberg, I., Clarke, N., 2016. Short-term effects of whole-tree harvesting on understory plant species diversity and cover in two Norway spruce sites in southern Norway. Scand. J. For. Res. 31, 766–776.

Olsson, B.A., Staaf, H., 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. J. Appl. Ecol. 32, 640–654.

Otto, C.R.V., Kroll, A.J., McKenny, H.C., 2013. Amphibian response to downed wood retention in managed forests: A prospectus for future biomass harvest in North America. For. Ecol. Manage. 304, 275–285. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.023

Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendhal, J., Rudolphi, J., Sténs, A., Felton, A., 2018a. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. J. Environ. Manage. 209, 409–425.

Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendhal, J., Rudolphi, J., Sténs, A., Felton, A., 2018b. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. J. Environ. Manage. 209, 409–425.

Repo, A., Eyvindson, K., Halme, P., Monkkonen, M., 2020. Forest bioenergy harvesting changes carbon balance and risks biodiversity in boreal forest landscapes. Canadian Journal of Forest Resarch 50, 1184–1193. https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0284

Rhoades, C.C., Fornwalt, P.J., Paschke, M.W., Shanklin, A., Jonas, J.L., 2015. Recovery of small pile burn scars in conifer forests of the Colorado Front Range. For. Ecol. Manage. 347, 180–187. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.026

Riffell, S., Verschuyl, J., Miller, D., Wigley, T.B., 2011. Biofuel harvests, coarse woody debris, and biodiversity - A meta-analysis. For. Ecol. Manage. 261, 878–887. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.021

Rousseau, L., Venier, L., Hazlett, P., Fleming, R., Morris, D., Handa, I.T., 2018. Forest floor mesofauna communities respond to a gradient of biomass removal and soil disturbance in a boreal jack pine (Pinus banksiana) stand of northeastern Ontario (Canada). For. Ecol. Manage. 407, 155–165.

Schafer, A., Man, R., Chen, H.Y.H., Lu, P., 2014. Effects of post-windthrow management interventions on understory plant communities in aspen-dominated boreal forests. For. Ecol. Manage. 323, 39–46. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.030

Scherer, G., Zabowski, D., Java, B., Everett, R., 2000. Timber harvesting residue treatment. Part II. Understory vegetation response. For. Ecol. Manage. 126, 35–50.

Sexton, I., Turk, P., Ringer, L., Brown, C.S., 2020. Slash pile burn scar restoration: Tradeoffs between abundance of non-native and native species. Forests 11. https://doi.org/10.3390/f11080813

Shevlin, K.D., Hennessy, R., Dillon, A.B., O'Dea, P., Griffin, C.T., Williams, C.D., 2017. Stump-harvesting for bioenergy probably has transient impacts on abundance, richness and community structure of beetle assemblages. Agric. For. Entomol. 19, 388–399.

Sohlenius, B., 1996. Structure and composition of the nematode fauna in pine forest soil under the influence of clear-cutting. Effects of slash removal and field layer vegetation. Eur. J. Soil Biol. 32, 1–14.

Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., 2012. Biodiversity in deadwood. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Lindgren, P.M.F., Ransome, D.B., 2012. If we build habitat, will they come? Woody debris structures and conservation of forest mammals. J. Mammal. 93, 1456–1468. https://doi.org/10.1644/11-mamm-a-250.1

Sullivan, T.P., Sullivan, D.S., Sullivan, J.H.-R., 2017. Mammalian responses to windrows of woody debris on clearcuts: Abundance and diversity of forest-floor small mammals and presence of small mustelids. For. Ecol. Manage. 399, 143–154. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.028

Svensson, M., Johansson, V., Dahlberg, A., Frisch, A., Thor, G., Ranius, T., 2016. The relative importance of stand and dead wood types for wood-dependent lichens in managed boreal forests. Fungal Ecol. 20, 166–174.

Verschuyl, J., Riffell, S., Miller, D., Wigley, T.B., 2011. Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forests - A meta-analysis. For. Ecol. Manage. 221–232.

Victorsson, J., Jonsell, M., 2013. Ecological traps and habitat loss, stump extraction and its effects on saproxylic beetles. For. Ecol. Manage. 290, 22–29. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.057

Vonk, M., Theunissen, M., 2007. The harvest of logging residues in the Dutch forests and landscape.

Volet 1| Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
II – Impact des coupes rases en fonction des modalités d'exploitation

Question 5.2. Quels sont les impacts du tassement des sols liés à l'exploitation forestière mécanisée sur le peuplement forestier et la biodiversité ?

Sommaire

5.2.1 Contexte et problématique 411
5.2.2 Définitions 412
5.2.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, type d'analyse pratiquée 413
5.2.4 Réponses à la question posée 413
5.2.4.1 Effet du tassement du sol (seul) 413
5.2.4.1.1 Croissance et régénération du peuplement 413
5.2.4.1.2 Microorganismes du sol : bactéries et champignons 415
5.2.4.1.3 Faune du sol (macro et méso-organismes) 416
5.2.4.1.4 Plantes vasculaires 417
5.2.4.1.4.1 Biomasse, richesse et diversité 417
5.2.4.1.4.2 Composition taxonomique 417
5.2.4.1.4.3 Composition fonctionnelle 418
5.2.4.1.4.4 Transport des graines par les engins forestiers 420
5.2.4.1.4.5 Pollutions chimiques par les gaz d'échappement 420
5.2.4.1.4.6 Changements temporels de végétation 421
5.2.4.1.5 Herpétofaune 421
5.2.4.2 Effets combinés du tassement du sol et de la mise à nu du sol 422
5.2.4.2.1 Propriétés du sol 422
5.2.4.2.2 Bactéries 422
5.2.4.2.3 Flore vasculaire 423
5.2.4.2.4 Approche multi-taxonomique 423
5.2.4.2.5 Synthèse 424
5.2.5 Perspectives 424
5.2.6 Références bibliographiques 424

Rédacteurs

Laurent **Bergès,** INRAE, Université Grenoble Alpes, UR LESSEM, Saint-Martin d'Hères (38), France

5.2.1 Contexte et problématique

La coupe rase (comme les autres types de coupe) perturbe le couvert forestier, exporte une plus ou moins grande quantité de matière organique en dehors de la parcelle (tout en déposant en quantité variable à la surface du sol des rémanents de coupe), et crée différentes perturbations au niveau du sol liées à l'exploitation mécanisée : (i) destruction partielle ou totale de la végétation du sous-bois (strate arbustive et herbacée), (ii) destruction de la couche d'humus et des horizons supérieurs du sol (notamment lorsque les grumes sont traînées au sol), (iii) tassement du sol par la circulation des engins, parfois associé à la création d'ornières et (iv) selon les modalités d'exploitation, arrivée de matière organique au sol par les rémanents de coupe (Deconchat, 2001 ; Gondard *et al*., 2003 ; Gosselin, 2004). La coupe et l'exploitation mécanisée sont donc des perturbations anthropiques qui modifient les conditions d'habitats pour la biocénose forestière : la suppression du couvert forestier modifie le niveau des ressources (en eau, lumière et nutriments), la circulation des engins et l'exploitation des bois changent les conditions de sol, les relations biotiques entre les espèces sont modifiées, et

l'ensemble peut conduire *in fine* à des changements de la flore et de la faune (Deconchat, 2001 ; Cambi *et al*., 2015).

L'exploitation forestière mécanisée est largement utilisée aujourd'hui sur les terrains plats ou modérément inclinés (pente < 30 %), car elle offre un environnement de travail plus sûr et une productivité plus élevée de la main-d'œuvre que l'exploitation manuelle par bucheronnage (Cambi *et al*., 2015). Ces dernières années, les modes d'exploitation ont évolué (Venanzi *et al*., 2020 ; Spinelli *et al*., 2021 ; Mederski *et al*., 2022), les véhicules sont devenus progressivement plus puissants et efficaces mais aussi plus lourds (Nordfjell *et al*., 2010), avec des impacts croissants sur le sol (Vossbrink *et* Horn, 2004 ; Horn *et al*., 2007). Étant donné les effets néfastes avérés du tassement dans les sols agricoles (Beylich *et al*., 2010 ; Nawaz *et al*., 2013), il est important d'en connaître les effets sur le fonctionnement de l'écosystème forestier, de façon à limiter les dégâts avant qu'ils ne soient définitifs (Hartmann *et al.*, 2014 ; Cambi *et al*., 2015 ; Nazari *et al*., 2021).

Parmi les quatre types d'impacts sur le sol associés aux coupes de bois, nous traitons principalement dans cette fiche des effets du tassement du sol et de la création d'ornières, pour plusieurs raisons : (i) leurs effets sont *a priori* d'une ampleur inédite à l'échelle de l'histoire de la gestion forestière ; (ii) les effets physiques et biologiques induits par le passage d'engins d'exploitation dans les parcelles forestières sont assez bien connus ; (iii) nous n'avons pas eu le temps de synthétiser les effets des autres types de perturbations du sol (dégâts sur les strates arbustive et herbacée, décapage de l'humus et des horizons de surface et dépôts de rémanents au sol). L'impact de la gestion des rémanents (maintien/export), du dessouchage et de l'andainage sur la biodiversité est abordé par ailleurs (voir « Question 5.1. Quel est l'impact local d'une coupe rase sur la biodiversité en fonction des conditions d'exploitation : maintien ou export des rémanents, dessouchage et andainage ? »). À cet égard, les études ne distinguent pas toujours les effets respectifs des perturbations du sol et des modalités de traitement des rémanents, car ces effets sont en partie liés : la surface du sol est affectée différemment selon les modalités de traitement des rémanents, avec des proportions plus ou moins importantes de sol perturbé (mis à nu, compacté, brûlé, recouvert de rémanents), et de terrain non perturbé (Scherer *et al*., 2000 ; Gondard *et al*., 2003). Enfin, l'impact de la préparation mécanisée du sol est traité par ailleurs (voir « Question 7. Quels sont les impacts des travaux préparatoires du sol sur la biodiversité forestière ? »).

Dans une première partie, nous abordons les effets du tassement sur la croissance des arbres et la régénération forestière, avant de s'intéresser aux effets induits sur les micro-organismes du sol (bactéries et champignons), puis la macro et la méso-faune du sol, pour enfin synthétiser les connaissances acquises sur la flore vasculaire et l'herpétofaune. Pour estimer l'importance du tassement par rapport à d'autres perturbations du sol induites par l'exploitation mécanisée, une seconde partie, plus courte, analyse les effets conjoints et les possibles interactions du tassement du sol et de l'enlèvement de l'humus (ou de la mise à nu du sol) sur la biodiversité, à partir de résultats obtenus dans des dispositifs expérimentaux dédiés (*i.e.* permettant de séparer correctement les effets de ces deux types de perturbations du sol).

5.2.2 Définitions

Tassement : diminution du volume d'un matériau par suite d'efforts de compression verticaux. Cette perte de volume est due à une réduction de la porosité du matériau avec, dans un premier temps expulsion de l'air, puis, si la pression se maintient, à une expulsion de l'eau. Il s'ensuit une augmentation de la masse volumique du matériau.

Biodiversité floristique en forêt : diversité des plantes présentes en forêt. Dans cette contribution, les plantes sont réparties dans les trois groupes écologiques suivants :

- les espèces **forestières**, plus fréquentes en forêt, sciaphiles ou de demi-ombre, associées aux peuplements forestiers adultes à couvert élevé ;
- les espèces **péri-forestières**, caractéristiques de début de succession ou de perturbations, notamment spontanées, intrinsèques aux dynamiques forestières, associées aux milieux ouverts intra-forestiers ou aux ourlets forestiers ;
- les espèces **non forestières**, plus fréquentes dans d'autres types de milieux qu'en forêt.

5.2.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, type d'analyse pratiquée

Nous avons recherché des références en utilisant une équation de recherche incluant l'ensemble des types de perturbations du sol, mais seules les références traitant du tassement du sol et de la création d'ornières ont été analysées.

Equation de recherche : *TS=(forest* OR woodland*) AND TS=("species richness" OR "species diversity" OR biodiversity OR communit* OR bryophyte* OR moss* OR lichen* OR arthropod* OR beetle* OR "herbaceous layer" OR "ground layer" OR "plant communities" OR "plant community" OR "understory plants" OR "understory plant" OR "ground flora" OR mesofaun* OR nematod* OR earthworm* OR "epigeal fauna" OR microorganism* OR microb* OR amphibian* OR reptile* OR herpetofaun*) AND TS=(impact OR effect* OR influence OR role OR response*) AND TI=("soil disturbance" OR "soil disturbances" OR "ground disturbance" OR "ground disturbances" OR "soil surface disturbance" OR "soil surface disturbance" OR rutting OR compaction OR compacted OR "skid trail" OR "skid trails" OR "tractor trail" OR "tractor trails" OR skidding OR (skid NEAR/0 road*) OR (haul NEAR/0 road*) OR "organic matter removal" OR "understory vegetation removal" OR "forest floor removal")*

Cette équation identifie 159 références (au 28/02/2023), qui ont été triées sur la base du titre et du résumé (voire de la lecture de l'article si besoin). D'autres références ont été intégrées par la suite, issues de la bibliographie des articles déjà sélectionnés. Au final, un total de 129 références forme la base bibliographique complète de cette synthèse.

5.2.4 Réponses à la question posée

5.2.4.1 Effet du tassement du sol (seul)

5.2.4.1.1 Croissance et régénération du peuplement

L'ensemble des processus physiques, chimiques et biologiques induits par le tassement du sol peuvent conduire à une réduction de la croissance des racines (Whalley *et al*., 1995 ; Kozlowski, 1999 ; Cambi *et al.*, 2017), en raison de la résistance accrue à la pénétration du sol (Taylor *et* Brar, 1991 ; Whalley *et al*., 1995 ; Kozlowski, 1999 ; Cambi *et al*., 2017). La croissance des racines de nombreux arbres est limitée lorsque la résistance à la pénétration du sol dépasse 2,5 MPa (Whalley *et al*., 1995), un seuil souvent atteint au moment d'une exploitation forestière (Cambi *et al*., 2015).

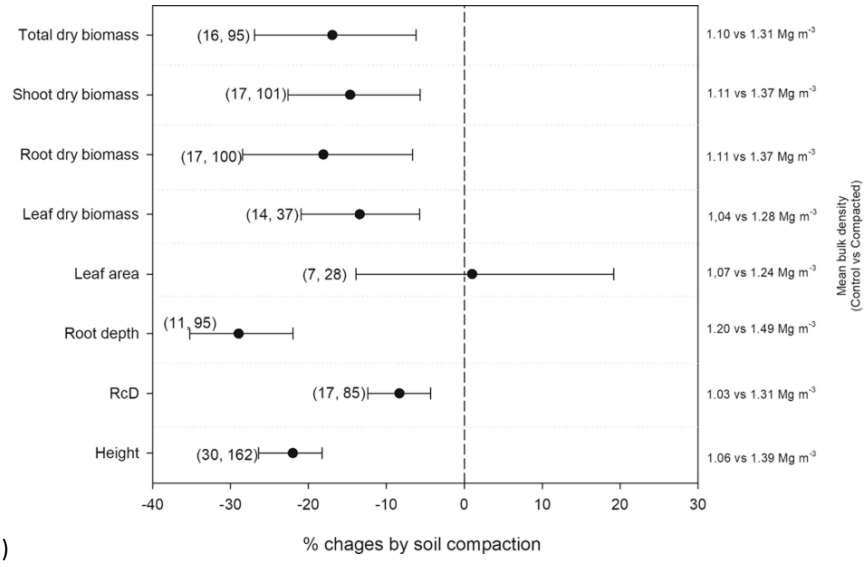
Le tassement du sol peut induire *in fine* une baisse de la croissance des arbres (Wert *et* Thomas, 1981 ; Wästerlund, 1985 ; Donnelly *et* Shane, 1986 ; Ares *et al*., 2005 ; Blouin *et al*., 2005 ; Ampoorter *et al*., 2007 ; Demir *et al*., 2010 ; Cambi *et al*., 2015) et des difficultés de régénération – baisse de la survie et de la croissance (Williamson *et* Neilsen, 2000 ; Brais, 2001 ; Jordan *et al*., 2003 ; Tan *et al*., 2006 ; Zenner *et al*., 2007 ; Ponder, 2008 ; Cambi *et al*., 2015, 2017, 2018), avec un effet persistant au moins 20 ans (Pinard *et al.*, 2000). Il expose l'arbre au risque de stress physique en saison humide et hydrique et nutritif en saison sèche (Ranger *et al*., 2020).

Cependant, des hypothèses contradictoires ont été émises pour expliquer les impacts du tassement du sol sur la croissance des arbres (Mariotti *et al*., 2020). Arvidsson (1999) a ainsi suggéré que le tassement du sol pouvait faciliter le contact entre les racines et le sol, favorisant ainsi l'absorption des nutriments et de l'eau par les plantes. De plus, la réponse au tassement du sol au sein d'un même site varie selon le type de sol et l'essence (Choi *et al*., 2005 ; Ponder *et al*., 2012 ; Kranabetter *et al*., 2017).

Ainsi, la croissance de la régénération peut ne pas être affectée (Kamaluddin *et al*., 2005 ; Kabzems, 2012), voire dans certains cas augmenter (Brais, 2001 ; Gomez *et al.*, 2002 ; Fleming *et al*., 2006 ; Alameda *et* Villar, 2009 ; Bejarano *et al*., 2010 ; Ponder *et al*., 2012 ; Scott *et al*., 2014 ; Zhang *et al.*, 2017).

Une première méta-analyse à partir de 22 études a synthétisé les effets du tassement du sol sur la croissance en hauteur et en diamètre et la survie des jeunes plants : elle montre que ces effets sont pour la plupart non significatifs, qu'ils varient fortement entre études, et qu'ils ne sont pas tous négatifs (Ampoorter et al., 2011a). Elle souligne aussi que la croissance et la survie des semis sont réduites par le tassement sur les sols à texture dominante limoneuse, alors que l'effet du tassement du sol est négligeable voire légèrement positif sur les sols à texture dominante sableuse et à texture plus équilibrée : sablo-limoneux, argilo-limono-sableuse ou argilo-limoneuse (*id*.). Un argument avancé pour expliquer l'amélioration de la croissance serait que le tassement sur des sols à texture grossière diminue la taille moyenne des pores et augmenterait la rétention en eau du sol (Gomez *et al*., 2002).

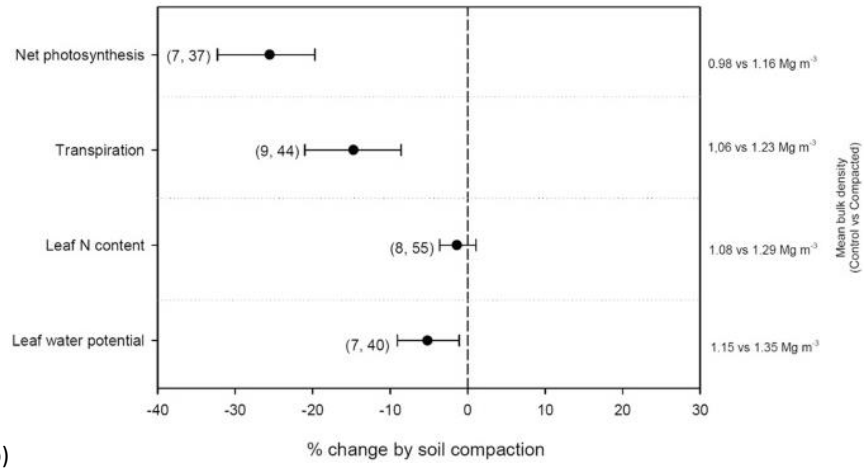
Une seconde méta-analyse plus récente, basée sur un plus grand nombre de références[219] (Mariotti *et al*., 2020) s'est intéressée à la réponse d'une ensemble de traits morphologiques aériens et souterrains et de traits physiologiques (Figure 5.5.2-1) : elle montre que le tassement a un effet globalement négatif sur tous les traits (à l'exception de la surface foliaire), que les effets négatifs sont plus marqués pour la profondeur d'enracinement (qui reflète la capacité de la plante à explorer les nutriments et l'eau du sol) et la hauteur des semis (un paramètre clé pour évaluer la performance de la croissance de la plante, puisque lié à la capacité d'une régénération réussie). Selon la littérature (Kormanek *et al*., 2015 ; Cambi *et al*., 2018), le tassement peut commencer à affecter le développement de la racine principale immédiatement après la germination, et cet effet peut perdurer au moins pendant les deux premières saisons de croissance (Mariotti *et al*., 2020). Cet effet est crucial dans les environnements où la survie et l'établissement des semis sont liés à la capacité des racines à atteindre des couches de sol plus profondes et plus humides, notamment en zone méditerranéenne (Padilla *et* Pugnaire, 2007), mais aussi partout où les périodes de sécheresse au cours de la saison de végétation s'amplifient en raison du changement climatique[220] (Mariotti *et al*., 2020).



(a)

[219] Cette méta-analyse est basée sur 45 articles pour les traits morphologiques des essences et 17 pour les traits physiologiques, et couvre la période 1959- 2017.

[220] En particulier au début de la saison lors du redémarrage de l'activité physiologique et de la feuillaison.



(b)

Figure 5.5.2-1 : Effet global du tassement du sol (a) sur les paramètres morphologiques (biomasse sèche [biomasse sèche totale, des pousses, des racines et des feuilles], surface foliaire totale, profondeur des racines, diamètre du collet de la racine [RcD] et hauteur des semis) (b) sur les paramètres physiologiques des feuilles (photosynthèse nette, transpiration, teneur en azote [N] des feuilles et potentiel hydrique des feuilles). Les points indiquent le pourcentage moyen global de changement dans le sol tassé par rapport au témoin, et les barres indiquent l'intervalle de confiance à 95%. Le nombre d'articles et d'études élémentaires est indiqué entre parenthèses, et les densités apparentes moyennes dans le sol témoin et le sol tassé sont indiquées à droite de l'axe des ordonnées. Les effets sont significativement différents de 0 lorsque l'IC à 95% ne contient pas zéro. Extrait de Mariotti et al. (2020).

De plus, les effets délétères sur les arbres augmentent depuis les sols à texture dominante sableuse vers les sols argilo-limoneux ou limoneux à texture plus fine[221] (Mariotti *et al*., 2020), en accord avec les résultats de la méta-analyse d'Ampoorter *et al*. (2011a). Enfin, les effets négatifs du tassement se produisent principalement au stade semis, ce qui suggère que le tassement du sol dû aux opérations forestières est crucial au moment de la régénération des forêts, mais sans effet majeur après l'installation des semis (Mariotti *et al*., 2020). Cependant, ces résultats restent fragiles, car ils reposent sur trois classes d'âge seulement (< 1ans, 1-2 et 3-20 ans), en raison du faible nombre d'études sur les plants de plus de 2 ans. Il serait donc utile de mener des études sur des plants plus âgés pour avoir des classes d'âge plus étalées et mieux évaluer l'effet du tassement du sol après l'établissement des semis (Mariotti *et al*., 2020).

5.2.4.1.2 Microorganismes du sol : bactéries et champignons

Les effets du tassement du sol sur la biomasse, l'activité enzymatique et la composition fonctionnelle des communautés de microorganismes du sol ont été assez bien étudiés, car ces composantes régulent l'écologie et la biogéochimie des sols et peuvent donc servir d'indicateurs de fonctionnement de l'écosystème forestier, en révélant les changements dans les flux de nutriments (carbone, azote, phosphore) et d'énergie, avant qu'ils n'aient des effets irréversibles sur la productivité à long terme des sols (Tan *et al*., 2008 ; Beylich *et al*., 2010 ; Hartmann *et al*., 2012, 2014).

La biomasse microbienne et l'activité enzymatique associée sont en général fortement réduites par le tassement du sol (Smeltzer *et al.*, 1986 ; Jordan *et al*., 2000 ; Marshall, 2000 ; Jordan *et al*., 2003 ; Li *et al.*, 2004 ; Tan *et al.*, 2005, 2008 ; Frey *et al*., 2009 ; Hartmann *et al*., 2012). Une synthèse (principalement en sols agricoles) indique qu'au-delà d'une masse volumique de 1,7 g.cm^3, les effets du tassement du sol sur la biomasse microbienne et la minéralisation du carbone deviennent tous négatifs (alors qu'en deçà, des effets sur la biocœnose du sol peuvent être positifs ou négatifs), ce qui

[221] Faute de données en nombre suffisant, cette méta-analyse ne fournit pas de résultats pour les sols à forte dominante argileuse (c'est-à-dire texture de type argile lourde [ALo] selon le triangle des textures de Jamagne).

confirme le seuil proposé par les physiciens du sol (Beylich *et al*., 2010). Cette réduction de biomasse et d'activité microbienne s'explique par les changements négatifs de la porosité totale et de la distribution de la taille des pores et de leur connectivité (Startsev *et al.*, 1998 ; Wronski *et* Murphy, 1994). Une fois compacté, le sol perd une partie de sa biomasse microbienne en raison d'une perméabilité à l'air réduite et d'une mauvaise circulation de l'eau (Šantrůčková *et al*., 1993 ; Breland *et* Hansen, 1996 ; Frey *et al*., 2009 ; Hartmann *et al*., 2014).

Le développement des outils moléculaires a permis d'analyser la structure complexe des communautés microbiennes et de montrer que le tassement du sol pouvait aussi avoir un effet sur la composition fonctionnelle des communautés microbiennes (Frey *et al*., 2009, 2011 ; Hartmann *et al*., 2012, 2014 ; Levy-Booth *et al*., 2014).

De plus, les symbiotes des plantes, comme les champignons ectomycorhiziens (Hartmann *et al*., 2012, 2014 ; Kranabetter *et al*., 2017b) sont sensibles au tassement du sol. En revanche, les champignons saprophytes, comme les ascomycètes et les actinomycètes répondent aussi bien positivement (Hartmann *et al*., 2014) que négativement (Hartmann *et al.*, 2012) au tassement du sol. Par ailleurs, les champignons montrent une moindre résilience et résistance au tassement que les bactéries, et les communautés sur sols argileux sont moins résistantes et résilientes que celles sur sols sableux (Hartmann *et al*., 2014). Levy-Booth *et al*. (2014) se sont intéressés aux communautés microbiennes fixatrices d'azote et nitrifiantes[222] et trouvent que la richesse spécifique et l'abondance de ces communautés microbiennes sont moins élevées sur sol tassé et que la composition en espèces y est différente des témoins.

Néanmoins, d'autres travaux ne détectent pas d'effet significatif du tassement sur la biomasse microbienne et l'activité enzymatique associée (Ponder Jr *et* Tadros, 2002 ; Shestak *et* Busse, 2005 ; Busse *et al*., 2006 ; Mariani *et al*., 2006), voire rapportent une hausse de la biomasse microbienne suite au tassement (Lewandowski *et al*., 2019).

Ces différents résultats ont été obtenus dans des contextes géographiques variés (du subtropical au boréal en passant par le tempéré) et des types de peuplements dominés par des essences feuillues ou résineuses, et sur une large gamme de types de sol. À cet égard, un examen des conditions environnementales selon le type de réponse des communautés microbiennes au tassement ne permet pas de tirer d'enseignement particulier.

Enfin, peu d'études abordent la résilience des communautés de microorganismes du sol au tassement (c'est-à-dire la durée de reconstitution des communautés), avec des résultats assez variables. Certaines études indiquent un effet significatif deux ans après la fin de l'expérience, et qui disparaît au bout de cinq ans (Smeltzer *et al*., 1986), tandis que d'autres notent un effet persistant 15 à 20 ans après la perturbation (Hartmann *et al.*, 2012). D'autres pointent un impact maximal 6 à 12 mois après le tassement, avec un rétablissement plus rapide des communautés microbiennes sur les sols moins tassés (Hartmann *et al*., 2014). Par ailleurs, Cambi *et al*. (2017b) soulignent un retard dans la restauration des communautés microbiennes par rapport aux propriétés physiques du sol.

5.2.4.1.3 Faune du sol (macro et méso-organismes)

Les effets du tassement sur la faune du sol sont variables. Comme pour les microorganismes, la faune du sol peut être modifiée de manière significative, principalement parce que le tassement du sol modifie les proportions relatives des volumes d'eau et d'air dans le sol (Brussaard *et* Van Faassen, 1994).

[222] Dont l'altération pourrait affecter la disponibilité de l'azote dans les sols forestiers, ce qui pourrait modifier le cycle de l'azote.

Le tassement a généralement un impact négatif sur les communautés d'arthropodes du sol (Battigelli *et al*., 2004), dont les acariens et les collemboles (Addison *et* Barber, 1997), ou d'autres classes d'arthropodes : protoures, diploures, coléoptères adultes, pauropodes, diplopodes, symphyles, chilopodes, larves de diptères et opilions (Blasi *et al*., 2013). Mais un déplacement du sol dû à la récolte de bois peut parfois entraîner une augmentation à court terme de l'abondance des microarthropodes du sol (McIver *et al*., 2003).

Les effets du tassement sur les vers de terre sont assez variés. Dans une forêt de chênes et de caryers du Missouri, Jordan *et al*. (Jordan *et al*., 1999) notent que la densité des vers de terre, qui avait été considérablement réduite par le tassement du sol, revient quasiment à son niveau deux ans après l'exploitation forestière. Cependant, les deux espèces les plus abondantes dans cette étude (*Diplocardia ornata* et *Diplocardia smithii*) répondent de manière opposée au tassement du sol. En revanche, une récupération plus lente des populations de vers de terre a été enregistrée dans deux sites-ateliers forestiers du nord-est de la France[223] parcourus par un porteur à 8 roues motrices avec une charge de 17 ou 23 t (Bottinelli *et al*., 2014). Sur l'un des sites, l'effet du tassement est négatif sur la densité et la biomasse de trois groupes fonctionnels de vers de terre (endogés, anéciques et épigés) et reste visible quatre ans après le tassement, tandis que sur l'autre site, les assemblages de vers de terre, composés exclusivement d'espèces épigées[224], ont été entièrement restaurés trois ans après le tassement. Cette étude ne permet donc pas de confirmer l'hypothèse d'un rôle fonctionnel des vers de terre dans la reconstitution de la structure du sol au cours des premières années qui suivent le tassement du sol (*id*.)

5.2.4.1.4 Plantes vasculaires

Le tassement du sol sur les pistes de débardage, les cloisonnements ou ailleurs dans la parcelle modifient l'abondance, la diversité et la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés de plantes vasculaires du sous-bois. Trois mécanismes expliquent la réponse des plantes à la circulation des engins forestiers et peuvent se combiner : (i) la coupe, le tassement du sol et/ou l'orniérage modifient les conditions d'habitat (lumière, sol et microclimat) (Cambi *et al*., 2015) ; (ii) les engins transportent de la terre dans leurs roues et peuvent disperser des graines entre des sites éloignées par agéstochorie[225] (Ebrecht *et* Schmidt, 2008) et (iii) les engins émettent des polluants chimiques par les gaz d'échappement, qui peuvent induire un dépôt local d'azote (Closset-Kopp *et al*., 2019).

5.2.4.1.4.1 Biomasse, richesse et diversité

L'effet du tassement sur la biomasse ou le recouvrement de la végétation de sous-bois est hétérogène : hausse (Snider *et* Miller, 1985), baisse (Makineci *et al*., 2007) ou aucune différence (Kranabetter *et al.*, 2017b). Des réponses différenciées peuvent être observées pour une même étude selon la forme biologique : recouvrement plus élevé pour les arbustes sur les pistes de débardage, mais plus faible pour les herbacées (Zenner *et* Berger, 2008).

L'effet du tassement sur la richesse spécifique des communautés varie aussi selon les études ; une majorité d'études montrent un effet positif (Ebrecht *et* Schmidt, 2003 ; Avon *et al*., 2013 ; Wei *et al*., 2016 ; Kranabetter *et al*., 2017b ; Vennin, 2022), et quelques études ne trouvent pas d'effet significatif (Buckley *et al*., 2003; Haeussler *et* Kabzems, 2005).

5.2.4.1.4.2 Composition taxonomique

[223] Azerailles et Clermont-en-Argonne.
[224] Un groupe reconnu comme jouant un rôle mineur sur la structure du sol.
[225] Dispersion involontaire des graines par les véhicules.

La composition taxonomique des communautés floristiques sur sols tassés ou sur les pistes de débardage est différente des zones témoins (Pinard *et al*., 2000 ; Haeussler *et al*., 2002 ; Small *et* McCarthy, 2002 ; Buckley *et al*., 2003 ; Godefroid *et* Koedam, 2004 ; Gosselin *et al*., 2008 ; Zenner *et* Berger, 2008 ; Avon *et al*., 2013 ; Wei *et al*., 2016 ; Closset-Kopp *et al.*, 2019 ; Mercier *et al*., 2019 ; Mohieddinne *et al*., à paraître). Selon Zenner et Berger (2008), la résistance relative de la flore de sous-bois au changement[226] est liée de façon non linéaire à l'intensité du trafic des engins de débardage et de façon linéaire à la résistance relative à la pénétration, ce qui indique que les changements de composition les plus importants se produisent lors des premiers passages des engins.

Plusieurs études se sont intéressées à la réponse individuelle des plantes vasculaires et permettent de préciser le profil de réponse des espèces au tassement, ou au degré de tassement du sol. Une étude américaine dans l'Ohio conclut que le tassement du sol a un impact aussi bien sur des espèces forestières de début de succession (héliophiles) que des espèces de fin de succession (sciaphiles) (Small *et* McCarthy, 2002), ce qui indique que le tassement a des effets différents et indépendants de ceux de la succession. Pourtant, Godefroid *et* Koedam (2004) observent en Belgique que les espèces forestières sont plus sensibles au tassement du sol, alors que les espèces non forestières montrent une plus grande tolérance aux sols fortement tassés. Enfin, des travaux récents en forêt de Compiègne dans l'Oise (Mohieddinne *et al*., à paraître) indiquent une réponse significative de 22 plantes du sous-bois à la densité cumulée d'ornières[227], avec autant d'espèces qui répondent de façon positive que de façon négative[228]. De plus, même si chaque groupe contient des espèces de forêts anciennes[229] (Bergès *et* Dupouey, 2017), le groupe qui répond négativement à la densité d'ornières en contient deux fois plus (sept contre trois). Ceci suggère que les espèces de forêts anciennes pourraient être sensibles aux perturbations et au tassement du sol par les engins forestiers, en accord avec d'autres résultats récents (Vennin, 2022).

5.2.4.1.4.3 Composition fonctionnelle

La tendance générale est que les communautés floristiques sur les sols tassés ou les pistes de débardage sont moins forestières, plus rudérales, plus héliophiles, plus exigeantes en nutriments et plus hygrophiles que les témoins (Figure 5.5.2-2). Ces communautés peuvent aussi parfois héberger des espèces exotiques ou invasives. Cependant, d'autres travaux dans les chênaies de la forêt de Montargis (Loiret) ne détectent pas d'effet sur la composition fonctionnelle de la flore de sous-bois de la surface couverte par les pistes débardage dans des placettes de 400 m² (Wei et al., 2015).

Les communautés floristiques sur sols tassés ou sur pistes de débardage hébergent un nombre ou une proportion plus élevée d'espèces non forestières ou péri-forestières que les témoins (Decocq *et al.*, 2004 ; Zenner *et* Berger, 2008 ; Avon *et al*., 2013 ; Wei *et al*., 2015). La composition des communautés de sous-bois passe ainsi de communautés forestières à des communautés plus rudérales (stratégie *r* de Grime), contenant plus d'espèces de forêt perturbée (Decocq *et al*., 2004 ; Zenner *et* Berger, 2008 ; Avon *et al*., 2013 ; Mercier *et al*., 2019).

---

[226] Mesurée comme l'inverse des distances entre les échantillons pré et post-récolte dans l'espace d'ordination.

[227] Evaluée sur 400 m² à partir d'un modèle numérique de terrain obtenu par traitement de données Lidar aérien à une résolution 50 cm.

[228] Parmi ces espèces, onze présentent une réponse positive : *Agrostis stolonifera*, *Carex pendula**, *Carex remota**, *Circaea lutetiana*, *Epilobium hirsutum*, *Eupatorium cannabinum*, *Glechoma hederacea*, *Juncus effusus*, *Oxalis acetosella**, *Rumex sanguineus* et *Solanum dulcamara* ; et onze une réponse négative : *Carpinus betulus** - plantule, *Carex digitata**, *Carex flacca*, *Convallaria majalis**, *Festuca heterophylla**, *Fraxinus excelsior* - plantule, *Fragaria vesca**, *Hedera helix*, *Luzula forsteri*, *Quercus petraea** - plantule et *Viola reichenbachiana**. Les espèces avec un astérisque sont des espèces de forêts anciennes, c'est-à-dire des espèces préférentiellement associées à des forêts à longue continuité temporelle.

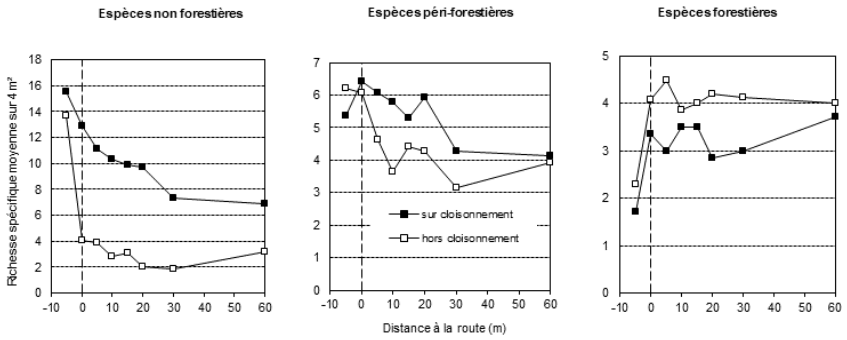
[229] Les espèces de forêts anciennes sont des espèces préférentiellement associées à des forêts à longue continuité temporelle, qui présentent un fort intérêt patrimonial.

À l'inverse, les communautés sur les pistes de débardage ou les cloisonnements sylvicoles peuvent présenter une richesse plus faible en espèces forestières que les zones témoins (Avon *et al*., 2013), mais ce n'est pas toujours le cas (Gosselin *et al*., 2008). De plus, certains travaux notent une plus forte sensibilité des espèces forêts anciennes[228] au tassement du sol et à l'orniérage (Vennin, 2022 ; Mohieddinne *et al.*, à paraître).

Les communautés végétales sur sols tassés sont plus héliophiles que les zones témoins (Decocq *et al.*, 2004 ; Zenner *et* Berger, 2008 ; Avon *et al*., 2013 ; Wei *et al*., 2016 ; Mercier *et al.*, 2019), car la coupe et la mise en lumière du peuplement et du sol et la perturbation du sol par les engins génèrent un habitat de succession précoce (von Oheimb *et* Hardtle, 2009 ; Wei *et al*., 2016). Mais d'autres travaux montrent le résultat inverse, à savoir une abondance d'espèces tolérantes à l'ombre plus élevée sur les pistes de débardage (Wei *et al.*, 2015b).

Plusieurs études soulignent que les espèces végétales exigeantes en nutriments sont plus nombreuses sur les pistes de débardage qu'à l'intérieur de la forêt, probablement en raison de la libération de nutriments par la perturbation du sol (Avon *et al.*, 2013 ; Mercier *et al.*, 2019). Ces tendances sont en accord avec des niveaux de nutriments et de C/N plus élevés sur les pistes de débardage (par rapport aux zones témoins) rapportés par Boch *et al*. (2013). Cependant, d'autres travaux indiquent qu'une couche de litière et d'humus perturbée ou enlevée entraîne une perte de matière organique et des niveaux en nutriments plus faibles (Zenner *et* Berger, 2008 ; Christophel *et al.*, 2015 ; Mercier *et al*., 2019). De plus, une activité microbienne réduite en sol tassé peut conduire à une moindre disponibilité en nutriments pour la végétation (Cambi *et al.*, 2015).

Les communautés floristiques sur sols tassés ou sur les pistes de débardage sont en général plus hygrophiles (Buckley *et al*., 2003 ; Avon *et al*., 2013 ; Wei *et al*., 2016 ; Closset-Kopp *et al*., 2019 ; Hansson *et al*., 2019 ; Mercier *et al*., 2019 ; Mohieddinne *et al*., à paraître), mais Zenner et Berger (2008) rapportent des résultats inverses. Les sols tassés ont souvent une humidité plus élevée (Buckley *et al.*, 2003) et manquent d'oxygène (von Wilpert *et* Schäffer, 2006), une situation à laquelle les espèces hygrophiles sont mieux adaptées. De nombreuses poacées, joncacées et cypéracées (comme *Carex remota*, *Carex sylvatica* ou *Juncus effusus*) et une balsaminacée (*Impatiens noli-tangere*) sont bien adaptées à ces conditions (Closset-Kopp *et al.*, 2019 ; Mercier *et al.*, 2019 ; Mohieddinne *et al.*, in press). En effet, avec le tassement, les sols réduisent les échanges gazeux avec l'atmosphère (Horn *et al.*, 2007), et la communauté microbienne se déplace vers des bactéries plus anaérobies (voir « 5.2.4.1.2 Microorganismes du sol : bactéries et champignons »). Ces bactéries produisent et libèrent des gaz à effet de serre (N_2O et CH_4), qui contribuent au manque d'oxygène (Cambi *et al.*, 2015).



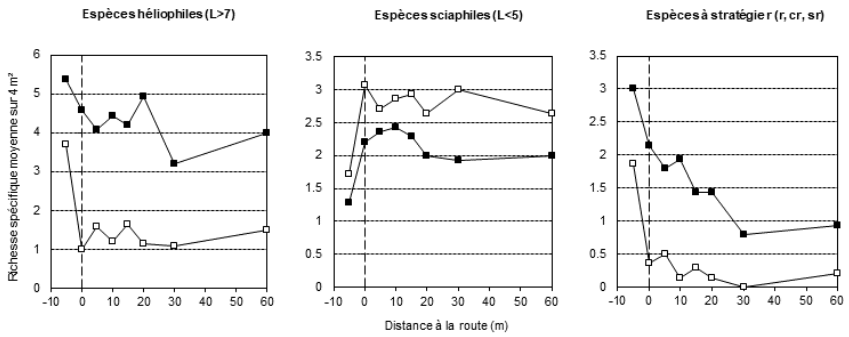


Figure 5.5.2-2 : Variations de la richesse spécifique moyenne sur 4 m² pour six groupes fonctionnels de la flore de sous-bois en fonction de la distance à la route forestière et de la position du relevé par rapport au cloisonnement, en chênaie sessiliflore de moins de 6 m de haut : espèces non forestières, périforestières, forestières, héliophiles, sciaphiles et à stratégie de Grime de type r (rudérale). Les préférences d'habitat des espèces sont basées sur Baseflor, l'exigence écologique sur les valeurs indicatrices d'Ellenberg (1992) et la stratégie adaptative de Grime sur Biolflor (Kühn et al., 2004). La distance 0 correspond à la lisière entre l'emprise de la route et le peuplement forestier. Extrait de Bergès et al. (2012).

Un effet négatif du tassement est noté pour les plantes forestières à rhizomes, avec une plus faible croissance des parties souterraines de ces espèces sur les pistes de débardage (Snider *et* Miller, 1985).

Enfin, le tassement du sol peut favoriser l'arrivée d'espèces exotiques ou d'espèces invasives (Haeussler *et al.*, 2002 ; Buckley *et al.*, 2003 ; Godefroid et Koedam, 2004 ; Zenner et Berger, 2008 ; Kranabetter *et al.*, 2017b), mais ce phénomène n'est pas systématique (Mercier *et al.*, 2019). Il est très probable que ces espèces soient transportées dans la terre collée aux roues des engins forestiers et profitent des perturbations du sol et de la réduction de la concurrence des espèces présentes avant la perturbation pour coloniser les zones tassées ou les ornières.

5.2.4.1.4.4 Transport des graines par les engins forestiers

Les engins qui transportent de la terre dans leurs roues peuvent contribuer à disperser des graines de l'extérieur vers l'intérieur des parcelles forestières (Ebrecht *et* Schmidt, 2008). En montrant que la portée de l'effet de la route forestière pour les espèces non forestières s'étend plus profondément à l'intérieur de la forêt sur les pistes de débardage (jusqu'à 20 m et parfois 60 m) qu'en dehors des pistes de débardage (Figure 5.5.2-2), Avon *et al*. (2013) émettent l'hypothèse que les pistes de débardage servent de voie de pénétration pour les espèces non forestières, en lien avec la circulation des engins forestiers et les meilleures conditions de lumière. Comme indiqué précédemment, ce mécanisme joue aussi probablement un rôle clé dans la dispersion des espèces exotiques ou invasives. D'autres travaux suggèrent même que ce moyen de dispersion inhabituel joue un rôle méconnu dans les forêts gérées et contribuerait aux changements de composition de la végétation en forêt gérée (Buckley *et al.*, 2003 ; Closset-Kopp *et al.*, 2019).

5.2.4.1.4.5 Pollutions chimiques par les gaz d'échappement

En plus de jouer un rôle en tant que vecteur de dispersion, les véhicules forestiers peuvent être à l'origine d'un dépôt local d'azote provenant des polluants émis par les gaz d'échappement des machines[230] (Closset-Kopp *et al.*, 2019). En effet, deux études menées le long de routes ont révélé un fort gradient décroissant des dépôts d'azote dans un rayon de 50 à 100 m autour des routes, parallèlement à une diminution de la valeur indicatrice moyenne de la flore pour l'azote et de l'intensité des changements de composition floristique (Bignal *et al*., 2007; Lee *et* Power, 2013). Des effets similaires sont possibles dans les forêts gérées, en particulier sous la canopée où la faible

[230] Principalement le dioxyde d'azote NO_2.

circulation de l'air réduit probablement la vitesse des gaz (Closset-Kopp *et al.*, 2019). Ce déterminant potentiel des changements de végétation en forêt mériterait toutefois de plus amples recherches.

5.2.4.1.4.6 Changements temporels de végétation

Si le tassement des sols par les engins forestiers peut demeurer pendant des décennies (voir Volet 1, Thème 4, « Question 6. Quelle est l'incidence des coupes rases sur l'intégrité physique des sols ? »), peu d'études se sont intéressées à ces effets à long terme sur la diversité floristique. Engstrom *et al*. (2022) mettent en évidence que l'impact de perturbations du sol liées à des routes forestières sur le sol et la végétation du sous-bois reste visible plus de 40 ans après l'abandon de la route, même si les sites perturbés et les témoins ne sont séparés que de 3 m, et attribuent ces différences au tassement du sol par les engins forestiers. Par ailleurs, deux études diachroniques[231], l'une en forêt de Compiègne dans l'Oise (Closset-Kopp *et al.*, 2019) et l'autre en forêt d'Amance en Lorraine (Vennin, 2022), concluent que la circulation des engins forestiers constitue une cause émergente des changements de composition spécifique de la flore du sous-bois dans les forêts gérées. Le résultat obtenu en forêt d'Amance a d'autant plus d'intérêt que les deux autres causes des changements temporels de végétation également documentés (les changements climatiques et l'eutrophisation des milieux) ont des effets moins importants que la mécanisation forestière (*id*.)

5.2.4.1.5 Herpétofaune

La création d'ornières par les engins forestiers peut créer accidentellement des habitats aquatiques qui sont utilisés par l'herpétofaune (reptiles et amphibiens) pour se reproduire, se nourrir et s'abriter (DeMaynadier *et* Hunter, 1995 ; Russell *et al*., 2004). Cependant, ces activités peuvent modifier les processus hydrologiques et endommager les habitats aquatiques naturels (DeMaynadier *et* Hunter, 1995). Étant donné que le calendrier de reproduction de nombreuses espèces d'amphibiens est adapté aux fluctuations de l'hydrologie, il est possible que ces habitats aquatiques artificiels puissent agir comme des puits de population pour les amphibiens, si l'assèchement saisonnier se produit trop rapidement (échec de la reproduction) ou pas du tout (habitat permanent pour les prédateurs), ou simplement en raison du passage répété des engins dans ces ornières au cours de la saison. Le tassement du sol pourrait être un facteur d'aggravation des effets des coupes rases sur l'herpétofaune (Semlitsch *et al*., 2009), mais très peu d'études ont évalué les effets des ornières sur l'herpétofaune en forêt (Adam *et* Lacki, 1993 ; Cromer *et al*., 2002 ; Russell *et al.*, 2004).

Au niveau français, Le PNA sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) souligne que les parcelles forestières en régénération sont favorables à l'espèce du fait de l'ensoleillement important et la présence d'ornières. Malheureusement, les interventions sur ces parcelles se répètent en un court laps de temps, et les ornières peuvent en réalité devenir des pièges mortels pour cette espèce en déclin au niveau national (Chemin, 2011).

Cromer *et al*. (2002) ont étudié l'effet de coupes par trouée et de la création d'ornières par les engins forestiers sur la diversité de l'herpétofaune, dans des forêts alluviales en Caroline du Sud, en comparant trois situations : des dépressions humides naturelles (témoin), des ornières au sein des trouées forestières et des ornières en dehors des trouées. Les résultats montrent une modification de la végétation du sous-bois, de la quantité de litière récente et d'humus et un maintien du niveau d'eau dans les ornières tout au long de l'année, en raison du tassement, alors que les dépressions humides naturelles s'assèchent en été. Ces changements de végétation et de régime hydrologique conduisent à une modification de la composition des communautés herpétofauniques. La création de trouées et

[231] La première étude est basée sur 78 placettes inventoriées en 1970 et rééchantillonnées en 2015. La seconde est basée sur 164 placettes échantillonnées à trois reprises entre 1970 et 2022.

d'ornières a un effet négatif sur plusieurs espèces de salamandres (notamment celles du genre *Ambystoma*). Mais, en fournissant un habitat aquatique quasi permanent, ces modifications sont bénéfiques à des espèces aquatiques et semi-aquatiques comme les grenouilles arboricoles de la famille des *Hylidae*, les serpents d'eau, et les tortues serpentines, qui se dispersent à partir des dépressions naturelles pendant les périodes sèches. Cependant, les ornières sont également des refuges pour des poissons et des invertébrés prédateurs, dont les populations dans les dépressions naturelles sont généralement contrôlées par les sécheresses annuelles.

5.2.4.2 Effets combinés du tassement du sol et de la mise à nu du sol

Il est souvent délicat voire impossible de dissocier proprement les différentes composantes des perturbations du sol dans les études basées sur l'observation *in situ* (par exemple après un chantier d'exploitation).

Pour résoudre ce problème, un dispositif expérimental multi-site d'étude à long terme de la productivité des sols a été conçu aux États-Unis et au Canada pour tester les effets combinés de la coupe de bois, des perturbations au niveau de la litière et du tassement du sol sur les propriétés du sol, la croissance des arbres, et par la suite sur la biodiversité (LTSP Study Program[232], Powers, 2006).

Plus précisément, deux propriétés clés du sol (la matière organique et la porosité du sol) ont été sélectionnées car elles sont des facteurs qui peuvent modifier la capacité de production du sol puisqu'elles régissent de nombreux processus (notamment la disponibilité des nutriments, l'aération et la rétention de l'humidité) et régulent la productivité primaire nette (Page-Dumroese *et al*., 2021). Ce dispositif multi-site croise trois niveaux de prélèvement de matière organique – (i) seulement les grumes, (ii) les grumes et les rémanents, et enfin (iii) les grumes, les rémanents et l'humus – et trois niveaux de tassement du sol[233] (0, 2 et 4 cm d'empreinte dans le sol minéral). Plusieurs travaux de recherche ont été publiés à partir de ce dispositif (*id*.)

5.2.4.2.1 Propriétés du sol

En se fondant sur des variables indicatrices de la santé du sol[234], Kersey *et* Myrold (2021) constatent que les effets de l'élimination de la matière organique sont plus importants que ceux du tassement. Le traitement de récolte le plus sévère[235] perturbe le fonctionnement du sol et affecte la plupart des mesures de santé du sol, même après 16 à 25 ans. En revanche, les traitements consistant à enlever l'arbre entier mais en laissant l'humus intact n'ont pas un effet aussi marqué sur les paramètres du sol, ce qui souligne le rôle capital de la couche d'humus dans le fonctionnement du sol.

5.2.4.2.2 Bactéries

Axelrood *et al*. (2002a, 2002b) montrent des différences de composition bactérienne après coupe rase entre un sol tassé et mis à nu et un sol non tassé et intact. En revanche, sur trois autres sites du dispositif LTSP, Chow *et al*. (2002) ne détectent aucun effet du prélèvement de matière organique ni du tassement du sol sur les bactéries de la rhizosphère de *Pinus contorta*.

---

[232] Le dispositif "Long-Term Soil Productivity", qui est reproduit dans les principaux types de forêts aux États-Unis et au Canada (plus de 100 sites installés), a été lancé à l'origine pour étudier l'impact du tassement du sol et de l'élimination de la matière organique sur la croissance, le développement et la productivité à long terme des sols des écosystèmes forestiers.

[233] Ce dispositif est proche du réseau français MOS (Manipulation de la matière organique du sol), mais croisé avec le paramètre tassement du sol en plus.

[234] Les variables de sol étudiées sont les suivantes : stock de C et N, minéralisation du C et de N, activité enzymatique potentielle.

[235] Grumes, rémanents et humus.

5.2.4.2.3 Flore vasculaire

Plusieurs travaux ont été conduits sur différents sites du dispositif LTSP (Haeussler *et* Kabzems, 2005 ; Tan *et al*., 2006 ; Scott *et al*., 2014 ; Kranabetter *et al*., 2017b), mais les résultats obtenus sont souvent complexes et leur interprétation délicate.

Seuls Haeussler *et* Kabzems (2005) posent des hypothèses claires pour expliquer les effets de synergie ou d'interaction entre modalités de perturbations (tassement et mise à nu du sol) : la première hypothèse est que les deux perturbations n'affectent pas les mêmes traits fonctionnels des plantes, le prélèvement de la matière organique affecterait la compétition des plantes pour la lumière et la capacité de régénération par voie végétative ou sexuée, tandis que le tassement du sol affecterait les tolérances souterraines des plantes ; la seconde hypothèse est que la conjonction des deux effets pourrait dépasser les capacités de résilience des communautés floristiques aux perturbations (Haeussler *et* Kabzems, 2005). Cependant, l'étude ne permet pas d'établir que le tassement du sol et l'enlèvement de la litière ont des effets négatifs cumulatifs sur la composition ou la diversité spécifique ou qu'ils réduisent la résilience de la communauté après une perturbation. En réalité, lorsque les interactions entre l'enlèvement de la matière organique et le tassement sont significatives, elles ont tendance à se compenser plutôt que s'additionner ; par exemple, le tassement augmente la dominance de *Calamagrostis canadensis*, mais l'enlèvement de la litière le diminue, parce que les rhizomes de cette poacée, qui sont situés principalement dans l'humus et à la surface du sol, sont éliminés par la mise à nu du sol.

5.2.4.2.4 Approche multi-taxonomique

Une autre étude (Kranabetter *et al.*, 2017b), réalisée 20 ans après exploitation sur trois sites canadiens du programme LTSP, adopte une approche multi-taxonomique et s'intéresse aux plantes vasculaires et non vasculaires, aux coléoptères (*Carabidae* et *Staphylinidae*) et aux champignons ectomycorhiziens. Elle indique que les deux types de perturbations du sol ont peu d'effet sur les coléoptères épigés. En revanche, la mise à nu et le tassement du sol ont des effets additifs sur les communautés végétales et fongiques, avec un effet plus marqué de la mise à nu du sol que du tassement pour ces deux groupes, et l'installation de plusieurs plantes exotiques lorsque le sol est tassé. La dissimilarité moyenne des communautés des trois groupes par rapport au niveau de perturbation le plus faible (enlèvement des grumes et maintien des rémanents, sol intact et non tassé) augmente linéairement (de + 4 à + 6 %) à chaque palier de sévérité de la perturbation (Figure 5.5.2-3).

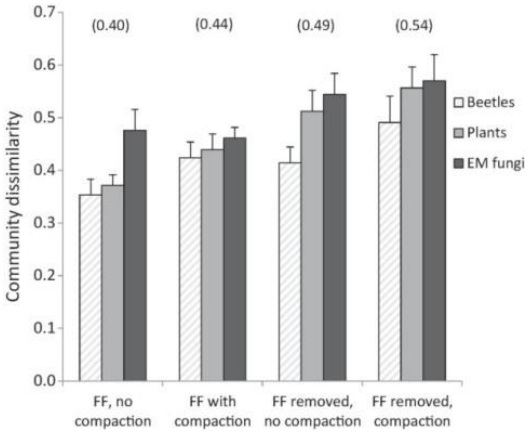


Figure 5.5.2-3 : Pourcentage de dissimilarité des communautés des trois groupes taxonomiques (coléoptères épigés, plantes du sous-bois et champignons ectomycorhiziens) dans une gamme de perturbations du sol suite à coupe rase, en référence à la modalité la moins perturbée (exploitation des grumes avec maintien des rémanents, sol intact non tassé) : "FF" : exportation des rémanents et sol intact ; "FF removed" : exportation des rémanents et mise à nu du

sol ; "no compaction" : sol non tassé ; "compaction" : sol tassé. Les chiffres entre parenthèses indiquent le pourcentage de dissimilarité moyenne pour l'ensemble des trois groupes taxonomiques. Extrait de Kranabetter et al. (2017b).

5.2.4.2.5 Synthèse

Les études basées sur le dispositif expérimental LTSP indiquent que les effets de la mise à nu et du tassement du sol sur la biodiversité varient selon les groupes taxonomiques, qu'ils sont de nature différente, qu'ils peuvent s'additionner, mais que l'effet du tassement du sol a une magnitude plus faible que l'effet de la mise à nu du sol. De plus, les études montrent que l'enlèvement de la couche d'humus a des effets considérables et durables qui pourraient compromettre la stabilité de l'écosystème (Page-Dumroese *et al.*, 2021). Enfin, elles soulignent la complexité des mécanismes écologiques, en particulier le rôle concurrentiel de la végétation du sous-bois dans la réussite et la croissance de la régénération ligneuse.

5.2.5 Perspectives

Contrairement à d'autres thèmes de cette expertise, il existe plusieurs travaux de recherche et des dispositifs de suivis à long terme au niveau national concernant les effets du tassement sur les propriétés et le fonctionnement biologique du sol (Ranger *et al.*, 2020), mais aussi des guides de bonnes pratiques pour limiter le tassement du sol lors de l'exploitation mécanisée (guides PROSOL, Pischedda, 2009 ; et PRATIC'SOLS, Augoyard *et al*., 2021), et leur déclinaison réglementaire pour les forêts relevant du régime forestier (Cahier national des prescriptions d'exploitation forestière de l'ONF[236]). Les effets du tassement du sol sur les sols et la biodiversité sont donc assez bien documentés (au moins sur le moyen terme) et pris en compte dans la gestion forestière courante, mais plusieurs lacunes restent à explorer :

- renforcer les suivis de long terme des impacts du tassement non seulement sur les sols, mais aussi sur la régénération forestière et la biodiversité en développant le plus possible des approches pluritaxonomiques et fonctionnelles ;
- mettre en place un suivi au niveau national des impacts du tassement du sol après coupe (rase), afin de savoir si les bonnes pratiques préconisées dans les guides sont respectées. La télédétection *via* le Lidar HD aérien semble une méthode prometteuse pour évaluer et surveiller à distance la densité d'ornières après exploitation dans les peuplements forestiers (Mohieddinne *et al.*, à paraître) ;
- poursuivre les recherches sur la restauration écologique (pédologique) des sols tassés à partir de solutions d'ingénierie écologique (Ampoorter *et al*., 2011b ; Ducasse *et al*., 2021 ; Jourgholami *et al*., 2021), et comparer leur efficacité et leur coût avec d'autres techniques plus lourdes (telle que la préparation mécanisée du sol pour améliorer le succès d'une plantation).

Enfin, il est indispensable de mettre tout en œuvre au plan de l'action publique pour limiter strictement la surface forestière impactée par le tassement et l'orniérage des sols forestiers (Picchio *et al*., 2020 ; Augoyard *et al*., 2021 ; Labelle *et al*., 2022 ; voir aussi Volet 1, Thème 4, Question 6).

5.2.6 Références bibliographiques

Adam, M.D., Lacki, M.J., 1993. Factors affecting amphibian use of road-rut ponds in Daniel Boone National Forest. Transactions of the Kentucky Academy of Science 54, 13–16.

[236] Voir ici : https://www.onf.fr/produits-services/acheter-du-bois/les-essentiels/+/2e::le-reglement-national-dexploitation-forestiere-ce-quil-faut-savoir.html

Addison, J.A., Barber, K.N., 1997. Response of soil invertebrates to clearcutting and partial cutting in a boreal mixedwood forest in Northern Ontario. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste. Marie, Ont.

Alameda, D., Villar, R., 2009. Moderate soil compaction: implications on growth and architecture in seedlings of 17 woody plant species. Soil and Tillage Research 103, 325–331.

Ampoorter, E., De Frenne, P., Hermy, M., Verheyen, K., 2011a. Effects of soil compaction on growth and survival of tree saplings: A meta-analysis. Basic and Applied Ecology 12, 394–402. https://doi.org/10.1016/j.baae.2011.06.003

Ampoorter, E., De Schrijver, A., De Frenne, P., Hermy, M., Verheyen, K., 2011b. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. Ecological Engineering 37, 1734–1746.

Ampoorter, E., Goris, R., Cornelis, W., Verheyen, K., 2007. Impact of mechanized logging on compaction status of sandy forest soils. Forest Ecology and Management 241, 162–174. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.019

Ares, A., Terry, T.A., Miller, R.E., Anderson, H.W., Flaming, B.L., 2005. Ground-based forest harvesting effects on soil physical properties and Douglas-fir growth. Soil Science Society of America Journal 69, 1822–1832. https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0331

Arvidsson, J., 1999. Nutrient uptake and growth of barley as affected by soil compaction. Plant and Soil 208, 9–19. https://doi.org/10.1023/A:1004484518652

Augoyard, S., Baron, P., Cacot, E., Guilleray, L., Eñaut Helou, T., Pischedda, D., Pousse, N., Ruch, P., Ulrich, E., 2021. PRATICSOLS : Guide sur la praticabilité des parcelles forestières. ONF, FNEDT, FCBA, CNPF.

Avon, C., Dumas, Y., Bergès, L., 2013. Management practices increase the impact of roads on plant communities in forests. Biol Conserv 159, 24–31.

Axelrood, P.E., Chow, M.L., Arnold, C.S., Lu, K., McDermott, J.M., Davies, J., 2002a. Cultivation-dependent characterization of bacterial diversity from British Columbia forest soils subjected to disturbance. Canadian Journal of Microbiology 48, 643–654. https://doi.org/10.1139/w02-058 %M 12224563

Axelrood, P.E., Chow, M.L., Radomski, C.C., McDermott, J.M., Davies, J., 2002b. Molecular characterization of bacterial diversity from British Columbia forest soils subjected to disturbance. Canadian Journal of Microbiology 48, 655–674. https://doi.org/10.1139/w02-059 %M 12224564

Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W., Berch, S.M., 2004. Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. CANADIAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH-REVUE CANADIENNE DE RECHERCHE FORESTIERE 34, 1136–1149. https://doi.org/10.1139/X03-267

Bejarano, M.D., Villar, R., Murillo, A.M., Quero, J.L., 2010. Effects of soil compaction and light on growth of Quercus pyrenaica Willd.(Fagaceae) seedlings. Soil and Tillage Research 110, 108–114.

Bergès, L., Dupouey, J.-L., 2017. Écologie historique et ancienneté de l'état boisé : concepts, avancées et perspectives de la recherche. Revue Forestière Française 69, 297–318.

Beylich, A., Oberholzer, H.R., Schrader, S., Hoper, H., Wilke, B.M., 2010. Evaluation of soil compaction effects on soil biota and soil biological processes in soils. Soil & Tillage Research 109, 133–143. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.05.010

Bignal, K.L., Ashmore, M.R., Headley, A.D., Stewart, K., Weigert, K., 2007. Ecological impacts of air pollution from road transport on local vegetation. Applied Geochemistry 22, 1265–1271. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.03.017

Blasi, S., Menta, C., Balducci, L., Conti, F.D., Petrini, E., Piovesan, G., 2013. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. Environmental Monitoring and Assessment 185, 1637–1655. https://doi.org/10.1007/s10661-012-2657-2

Blouin, V.M., Schmidt, M.G., Bulmer, C.E., Krzic, M., 2005. Mechanical disturbance impacts on soil properties and lodgepole pine growth in British Columbia's central interior. Canadian Journal of Soil Science 85, 681–691.

Boch, S., Prati, D., Muller, J., Socher, S., Baumbach, H., Buscot, F., Gockel, S., Hemp, A., Hessenmoller, D., Kalko, E.K.V., Linsenmair, K.E., Pfeiffer, S., Pommer, U., Schoning, I., Schulze, E.D., Seilwinder, C., Weisser, W.W., Wells, K., Fischer, M., 2013. High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. Basic and Applied Ecology 14, 496–505.

Bottinelli, N., Capowiez, Y., Ranger, J., 2014. Slow recovery of earthworm populations after heavy traffic in two forest soils in northern France. Applied Soil Ecology 73, 130–133. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.08.017

Brais, S., 2001. Persistence of soil compaction and effects on seedling growth in Northwestern Quebec. Soil Science Society of America Journal 65, 1263–1271. https://doi.org/10/fvtqxx

Breland, T.A., Hansen, S., 1996. Nitrogen mineralization and microbial biomass as affected by soil compaction. Soil Biology and Biochemistry 28, 655–663.

Brussaard, L., Van Faassen, H.G., 1994. Effects of compaction on soil biota and soil biological processes, in: Developments in Agricultural Engineering. Elsevier, pp. 215–235.

Buckley, D.S., Crow, T.R., Nauertz, E.A., Schulz, K.E., 2003. Influence of skid trails and haul roads on understory plant richness and composition in managed forest landscapes in Upper Michigan, USA. Forest Ecology and Management 175, 509–520.

Busse, M.D., Beattie, S.E., Powers, R.F., Sanchez, F.G., Tiarks, A.E., 2006. Microbial community responses in forest mineral soil to compaction, organic matter removal, and vegetation control. Canadian Journal of Forest Research 36, 577–588. https://doi.org/10.1139/x05-294

Cambi, M., Certini, G., Neri, F., Marchi, E., 2015. The impact of heavy traffic on forest soils: A review. Forest Ecology and Management 338, 124–138. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.022

Cambi, M., Hoshika, Y., Mariotti, B., Paoletti, E., Picchio, R., Venanzi, R., Marchi, E., 2017a. Compaction by a forest machine affects soil quality and Quercus robur L. seedling performance in an experimental field. Forest Ecology and Management 384, 406–414. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.045

Cambi, M., Mariotti, B., Fabiano, F., Maltoni, A., Tani, A., Foderi, C., Laschi, A., Marchi, E., 2018. Early response of Quercus robur seedlings to soil compaction following germination. Land Degradation & Development 29, 916–925. https://doi.org/10.1002/ldr.2912

Cambi, M., Paffetti, D., Vettori, C., Picchio, R., Venanzi, R., Marchi, E., 2017b. Assessment of the impact of forest harvesting operations on the physical parameters and microbiological components on a Mediterranean sandy soil in an Italian stone pine stand. European Journal of Forest Research 136, 205–215.

Chemin, S., 2011. Plan National d'Actions en faveur du Sonneur à ventre jaune (Bombina variegata) 2011-2015. Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et de l'Aménagement.

Choi, W.-J., Chang, S.X., Curran, M.P., Ro, H.-M., Kamaluddin, M., Zwiazek, J.J., 2005. Foliar δ13C and δ15N response of Lodgepole Pine and Douglas-Fir seedlings to soil compaction and forest floor removal. Forest Science 51, 546–555. https://doi.org/10.1093/forestscience/51.6.546

Chow, M.L., Radomski, C.C., McDermott, J.M., Davies, J., Axelrood, P.E., 2002. Molecular characterization of bacterial diversity in Lodgepole pine (Pinus contorta) rhizosphere soils from British Columbia forest soils differing in disturbance and geographic source. Fems Microbiology Ecology 42, 347–357. https://doi.org/10.1016/s0168-6496(02)00392-6

Christophel, D., Hollerl, S., Prietzel, J., Steffens, M., 2015. Long-term development of soil organic carbon and nitrogen stocks after shelterwood- and clear-cutting in a mountain forest in the Bavarian Limestone Alps. EUROPEAN JOURNAL OF FOREST RESEARCH 134, 623–640. https://doi.org/10.1007/s10342-015-0877-z

Closset-Kopp, D., Hattab, T., Decocq, G., 2019. Do drivers of forestry vehicles also drive herb layer changes (1970–2015) in a temperate forest with contrasting habitat and management conditions? Journal of Ecology 107, 1439–1456. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13118

Cromer, R.B., Lanham, J.D., Hanlin, H.H., 2002. Herpetofaunal response to gap and skidder-rut wetland creation in a southern bottomland hardwood forest. Forest Science 48, 407–413.

Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A., De Foucault, B., Delelis-Dusollier, A., Bardat, J., 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. J Appl Ecol 41, 1065–1079.

Deconchat, M., 2001. Effects of logging techniques on the soil surface. Annals of Forest Science 58, 653–661.

DeMaynadier, P.G., Hunter, M.L.J., 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. Environmental Reviews 3, 230–261. https://doi.org/10.1139/a95-012

Demir, M., Makineci, E., Comez, A., Yilmaz, E., 2010. Impacts of repeated timber skidding on the chemical properties of topsoil, herbaceous cover and forest floor in an eastern beech (Fagus orientalis Lipsky) stand. Journal of Environmental Biology 31, 477.

Donnelly, J.R., Shane, J.B., 1986. Forest ecosystem responses to artificially induced soil compaction. I. Soil physical properties and tree diameter growth. Canadian Journal of Forest Research 16, 750–754.

Ducasse, V., Darboux, F., Auclerc, A., Legout, A., Ranger, J., Capowiez, Y., 2021. Can Lumbricus terrestris be released in forest soils degraded by compaction? Preliminary results from laboratory and field experiments. Applied Soil Ecology 168, 104131. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104131

Ebrecht, L., Schmidt, W., 2008. Impact of soil seed bank and diaspore transportation by forest machines on the development of vegetation along skid trails. Forstarchiv 79, 91–105.

Ebrecht, L., Schmidt, W., 2003. Nitrogen mineralization and vegetation along skidding tracks. Annals of Forest Science 60, 733–740.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Pauliflen, D., 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica 18, 1–258.

Engstrom, R.T., Hiers, J.K., Robertson, K.M., Varner, J.M., Cox, J., O'Brien, J.J., Pokswinski, S., 2022. Long-term recovery of selected indicator species following soil disturbance and compaction in an old-growth Longleaf Pine woodland. Natural Areas Journal 42, 89–97, 9.

Fleming, R.L., Powers, R.F., Foster, N.W., Kranabetter, J.M., Scott, D.A., Ponder Jr., F., Berch, S., Chapman, W.K., Kabzems, R.D., Ludovici, K.H., Morris, D.M., Page-Dumroese, D.S., Sanborn, P.T., Sanchez, F.G., Stone, D.M., Tiarks, A.E., 2006. Effects of organic matter removal, soil compaction,

and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. Can. J. For. Res. 36, 529–550. https://doi.org/10.1139/x05-271

Frey, B., Kremer, J., Rudt, A., Sciacca, S., Matthies, D., Luscher, P., 2009. Compaction of forest soils with heavy logging machinery affects soil bacterial community structure. European Journal of Soil Biology 45, 312–320. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.05.006

Frey, B., Niklaus, P.A., Kremer, J., Lüscher, P., Zimmermann, S., 2011. Heavy-machinery traffic impacts methane emissions as well as methanogen abundance and community structure in Oxic Forest Soils. Applied and Environmental Microbiology 77, 6060–6068. https://doi.org/doi:10.1128/AEM.05206-11

Godefroid, S., Koedam, N., 2004. Interspecific variation in soil compaction sensitivity among forest floor species. Biol Conserv 119, 207–217.

Gomez, A., Powers, R.F., Singer, M.J., Horwath, W.R., 2002. Soil compaction effects on growth of young Ponderosa Pine following litter removal in California's Sierra Nevada. Soil Science Society of America Journal 66, 1334–1343. https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1334

Gondard, H., Romane, F., Aronson, J., Shater, Z., 2003. Impact of soil surface disturbances on functional group diversity after clear-cutting in Aleppo pine (Pinus halepensis) forests in southern France. Forest Ecology and Management 180, 165–174.

Gosselin, F., Bergès, L., Bouget, C., Perdereau, E., Thuault, F., Dumas, Y., Goujon, G., Moliard, C., Legoff, G., 2008. Réponse de la biodiversité aux chablis en Brie : influence de l'exploitation et de la taille des trouées. Forêt Entreprise 183, 28–32.

Gosselin, M., 2004. Impacts des modalités d'exploitation: perturbations du sol, devenir des rémanents, in: Gosselin, M., Laroussinie, O. (Eds.), Biodiversité et Gestion Forestière : Connaître Pour Préserver - Synthèse Bibliographique, Collection Etudes Du Cemagref. Série Gestion Des Territoires, N°20. Coédition GIP Ecofor - Cemagref Editions, Antony, pp. 257–270.

Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y., Kranabetter, J.M., 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. Silva Fenn. 36, 307–327.

Haeussler, S., Kabzems, R., 2005. Aspen plant community response to organic matter removal and soil compaction. Canadian Journal of Forest Research 35, 2030–2044. https://doi.org/10.1139/x05-133

Hansson, L., Šimůnek, J., Ring, E., Bishop, K., Gärdenäs, A.I., 2019. Soil Compaction Effects on Root-Zone Hydrology and Vegetation in Boreal Forest Clearcuts. Soil Science Society of America Journal 83, 105–115. https://doi.org/10.2136/sssaj2018.08.0302

Hartmann, M., Howes, C.G., VanInsberghe, D., Yu, H., Bachar, D., Christen, R., Henrik Nilsson, R., Hallam, S.J., Mohn, W.W., 2012. Significant and persistent impact of timber harvesting on soil microbial communities in Northern coniferous forests. The ISME Journal 6, 2199–2218. https://doi.org/10.1038/ismej.2012.84

Hartmann, M., Niklaus, P.A., Zimmermann, S., Schmutz, S., Kremer, J., Abarenkov, K., Luscher, P., Widmer, F., Frey, B., 2014. Resistance and resilience of the forest soil microbiome to logging-associated compaction. Isme Journal 8, 226–244. https://doi.org/10.1038/ismej.2013.141

Horn, R., Vossbrink, J., Peth, S., Becker, S., 2007. Impact of modern forest vehicles on soil physical properties. Forest Ecology and Management 248, 56–63. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.037

Jordan, D., Hubbard, V.C., Ponder, F., Berry, E.C., 2000. The influence of soil compaction and the removal of organic matter on two native earthworms and soil properties in an oak-hickory forest. Biology and Fertility of Soils 31, 323–328. https://doi.org/10.1007/s003740050663

Jordan, D., Li, F., Ponder Jr, F., Berry, E.C., Hubbard, V.C., Kim, K.Y., 1999. The effects of forest practices on earthworm populations and soil microbial biomass in a hardwood forest in Missouri. Applied Soil Ecology 13, 31–38.

Jordan, D., Ponder Jr, F., Hubbard, V.C., 2003. Effects of soil compaction, forest leaf litter and nitrogen fertilizer on two oak species and microbial activity. Applied Soil Ecology 23, 33–41.

Jourgholami, M., Feghhi, J., Picchio, R., Tavankar, F., Venanzi, R., 2021. Efficiency of leaf litter mulch in the restoration of soil physiochemical properties and enzyme activities in temporary skid roads in mixed high forests. Catena 198. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105012

Kabzems, R., 2012. Aspen and white spruce productivity is reduced by organic matter removal and soil compaction. Forestry Chronicle 88, 306–316. https://doi.org/10.5558/tfc2012-058

Kamaluddin, M., Chang, S.X., Curran, M.P., Zwiazek, J.J., 2005. Soil compaction and forest floor removal affect early growth and physiology of Lodgepole Pine and Douglas-Fir in British Columbia. Forest Science 51, 513–521. https://doi.org/10.1093/forestscience/51.6.513

Kersey, J., Myrold, D., 2021. Response of soil health indicators to organic matter removal and compaction manipulations at six LTSP sites in the Western US. Forest Ecology and Management 490. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119104

Kormanek, M., Głąb, T., Banach, J., Szewczyk, G., 2015. Effects of soil bulk density on sessile oak Quercus petraea Liebl. seedlings. European Journal of Forest Research 134, 969–979.

Kozlowski, T.T., 1999. Soil compaction and growth of woody plants. Scandinavian Journal of Forest Research 14, 596–619. https://doi.org/10.1080/02827589908540825

Kranabetter, J.M., Dube, S., Lilles, E.B., 2017a. An investigation into the contrasting growth response of lodgepole pine and white spruce to harvest-related soil disturbance. Canadian Journal of Forest Research 47, 340–348. https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0386

Kranabetter, J.M., Haeussler, S., Wood, C., 2017b. Vulnerability of boreal indicators (ground-dwelling beetles, understory plants and ectomycorrhizal fungi) to severe forest soil disturbance. Forest Ecology and Management 402, 213–222. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.008

Labelle, E.R., Hansson, L., Högbom, L., Jourgholami, M., Laschi, A., 2022. Strategies to mitigate the effects of soil physical disturbances caused by forest machinery: a comprehensive review. Current Forestry Reports 8, 20–37. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00155-6

Lee, M.A., Power, S.A., 2013. Direct and indirect effects of roads and road vehicles on the plant community composition of calcareous grasslands. Environmental Pollution 176, 106–113. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.018

Levy-Booth, D.J., Prescott, C.E., Grayston, S.J., 2014. Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. Soil Biology and Biochemistry 75, 11–25.

Lewandowski, T.E., Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., Marin-Spiotta, E., D'Amato, A.W., Palik, B.J., Kolka, R.K., 2019. Long term effects of intensive biomass harvesting and compaction on the forest soil ecosystem. Soil Biol. Biochem. 137. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107572

Li, Q.C., Allen, H.L., Wollum, A.G., 2004. Microbial biomass and bacterial functional diversity in forest soils: effects of organic matter removal, compaction, and vegetation control. Soil Biology & Biochemistry 36, 571–579. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.12.001

Liping Wei, Richard Chevalier, Frédéric Archaux, Frédéric Gosselin, 2015. Influence of stand attributes and skid trail area on stand-scale ground flora diversity. Canadian Journal of Forest Research 45, 1816–1826. https://doi.org/10.1139/cjfr-2015-0189

Makineci, E., Demir, M., Yilmaz, E., 2007. Long-term harvesting effects on skid road in a fir (Abies bornmulleriana Mattf.) plantation forest. Building and Environment 42, 1538–1543. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.01.003

Mariani, L., Chang, S.X., Kabzems, R., 2006. Effects of tree harvesting, forest floor removal, and compaction on soil microbial biomass, microbial respiration, and N availability in a boreal aspen forest in British Columbia. Soil Biology and Biochemistry 38, 1734–1744. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.029

Mariotti, B., Hoshika, Y., Cambi, M., Marra, E., Feng, Z., Paoletti, E., Marchi, E., 2020. Vehicle-induced compaction of forest soil affects plant morphological and physiological attributes: A meta-analysis. Forest Ecology and Management 462, 118004. https://doi.org/10/gjpsjd

Marshall, V.G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils ». Forest Ecology and Management 133, 43–60. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00297-2.

McIver, J.D., Adams, P.W., Doyal, J.A., Drews, E.S., Hartsough, B.R., Kellogg, L.D., Niwa, C.G., Ottmar, R., Peck, R., Taratoot, M., 2003. Environmental effects and economics of mechanized logging for fuel reduction in northeastern Oregon mixed-conifer stands. Western Journal of Applied Forestry 18, 238–249.

Mederski, P.S., Schweier, J., Đuka, A., Tsioras, P., Bont, L.G., Bembenek, M., 2022. Mechanised harvesting of broadleaved tree species in Europe. Current Forestry Reports 8, 1–19. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00154-7

Mercier, P., Aas, G., Dengler, J., 2019. Effects of skid trails on understory vegetation in forests: A case study from Northern Bavaria (Germany). Forest Ecology and Management 453, 117579. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117579

Mohieddinne, H., Brasseur, B., Gallet-Moron, E., Lenoir, J., Spicher, F., Kobaissi, A., Horen, H., in press. Assessment of soil compaction and rutting in managed forests through an airborne LiDAR technique. Land Degradation & Development. https://doi.org/10.1002/ldr.4553

Nawaz, M.F., Bourrié, G., Trolard, F., 2013. Soil compaction impact and modelling. A review. Agronomy for Sustainable Development 33, 291–309. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8

Nazari, M., Eteghadipour, M., Zarebanadkouki, M., Ghorbani, M., Dippold, M.A., Bilyera, N., Zamanian, K., 2021. Impacts of logging-associated compaction on forest soils: a meta-analysis. Frontiers in Forests and Global Change 4.

Nordfjell, T., Björheden, R., Thor, M., Wästerlund, I., 2010. Changes in technical performance, mechanical availability and prices of machines used in forest operations in Sweden from 1985 to 2010. Scandinavian Journal of Forest Research 25, 382–389. https://doi.org/10.1080/02827581.2010.498385

Padilla, F.M., Pugnaire, F.I., 2007. Rooting depth and soil moisture control Mediterranean woody seedling survival during drought. Functional Ecology 489–495.

Page-Dumroese, D.S., Morris, D.M., Curzon, M.T., Hatten, J.A., 2021. The Long-Term soil productivity study after three decades. Forest Ecology and Management 497, 119531. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119531

Picchio, R., Latterini, F., Mederski, P.S., Tocci, D., Venanzi, R., Stefanoni, W., Pari, L., 2020. Applications of GIS-Based Software to Improve the Sustainability of a Forwarding Operation in Central Italy. Sustainability 12, 5716. https://doi.org/10.3390/su12145716

Pinard, M.A., Barker, M.G., Tay, J., 2000. Soil disturbance and post-logging forest recovery on bulldozer paths in Sabah, Malaysia. Forest Ecology and Management 130, 213–225. https://doi.org/10.1016/s0378-1127(99)00192-9

Pischedda, D., 2009. Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt «PROSOL, in: – Guide pratique., ONF / FCBA. p. 110.

Ponder, F., 2008. Nine-year response of hardwood understory to organic matter removal and soil compaction. Northern Journal of Applied Forestry 25, 25–31. https://doi.org/10.1093/njaf/25.1.25

Ponder, F., Fleming, R.L., Berch, S., Busse, M.D., Elioff, J.D., Hazlett, P.W., Kabzems, R.D., Marty Kranabetter, J., Morris, D.M., Page-Dumroese, D., Palik, B.J., Powers, R.F., Sanchez, F.G., Andrew Scott, D., Stagg, R.H., Stone, D.M., Young, D.H., Zhang, J., Ludovici, K.H., McKenney, D.W., Mossa, D.S., Sanborn, P.T., Voldseth, R.A., 2012. Effects of organic matter removal, soil compaction and vegetation control on 10th year biomass and foliar nutrition: LTSP continent-wide comparisons. Forest Ecology and Management 278, 35–54. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.014

Ponder Jr, F., Tadros, M., 2002. Phospholipid fatty acids in forest soil four years after organic matter removal and soil compaction. Applied Soil Ecology 19, 173–182.

Powers, R.F., 2006. Long-Term Soil Productivity: genesis of the concept and principles behind the program. Canadian Journal of Forest Research 36, 519–528. https://doi.org/10.1139/x05-279

Ranger, J., Legout, A., Bonnaud, P., Arrouays, D., Nourrisson, G., Gelhaye, D., Pousse, N., 2020. Interactions entre les effets du tassement par les engins d'exploitation et la fertilité chimique des sols forestiers. Revue Forestière Française 72, 191–213. https://doi.org/10.20870/revforfr.2020.5320

Russell, K.R., Wigley, T.B., Baughman, W.M., Hanlin, H.G., Ford, W.M., 2004. Responses of Southeastern amphibians and reptiles to forest management: a Review, in: Rauscher, H.M., Johnsen, K. (Eds.), Southern Forest Science: Past, Present, and Future. USDA Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC, pp. 319–334.

Šantrůčková, H., Heinemeyer, O., Kaiser, E.-A., 1993. The influence of soil compaction on microbial biomass and organic carbon turnover in micro-and macroaggregates, in: Soil Structure/Soil Biota Interrelationships. Elsevier, pp. 587–598.

Scherer, G., Zabowski, D., Java, B., Everett, R., 2000. Timber harvesting residue treatment. Part II. Understory vegetation response. For. Ecol. Manage. 126, 35–50.

Scott, D.A., Eaton, R.J., Foote, J.A., Vierra, B., Boutton, T.W., Blank, G.B., Johnsen, K., 2014. Soil ecosystem services in Loblolly Pine plantations 15 years after harvest, compaction, and vegetation control. Soil Science Society of America Journal 78, 2032–2040. https://doi.org/10.2136/sssaj2014.02.0086

Semlitsch, R.D., Todd, B.D., Blomquist, S.M., Calhoun, A.J.K., Gibbons, J.W., Gibbs, J.P., Graeter, G.J., Harper, E.B., Hocking, D.J., Hunter, M.L., Patrick, D.A., Rittenhouse, T.A.G., Rothermel, B.B., 2009. Effects of timber harvest on amphibian populations: understanding mechanisms from forest experiments. Bioscience 853–862.

Shestak, C.J., Busse, M.D., 2005. Compaction alters physical but not biological indices of soil health. Soil Science Society of America Journal 69, 236–246. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0236

Small, C.J., McCarthy, B.C., 2002. Effects of simulated post-harvest light availability and soil compaction on deciduous forest herbs. Canadian Journal of Forest Research 32, 1753–1762. https://doi.org/10.1139/x02-099

Smeltzer, D.L.K., Bergdahl, D.R., Donnelly, J.R., 1986. Forest ecosystem responses to artificially induced soil compaction .2. Selected soil microorganism populations. Can J Forest Res 16, 870–872. https://doi.org/10.1139/x86-154

Snider, M.D., Miller, R.F., 1985. Effects of tractor logging on soils and vegetation in Eastern Oregon. Soil Science Society of America Journal 49, 1280–1282.

Spinelli, R., Magagnotti, N., Visser, R., O'Neal, B., 2021. A survey of the skidder fleet of Central, Eastern and Southern Europe. European Journal of Forest Research 140, 901–911. https://doi.org/10.1007/s10342-021-01374-z

Startsev, N.A., McNabb, D.H., Startsev, A.D., 1998. Soil biological activity in recent clearcuts in west-central Alberta. Can. J. Soil. Sci. 78, 69–76. https://doi.org/10/dkwhd2

Tan, X., Chang, S.X., Kabzems, R., 2008. Soil compaction and forest floor removal reduced microbial biomass and enzyme activities in a boreal aspen forest soil. Biology and Fertility of Soils 44, 471–479.

Tan, X., Chang, S.X., Kabzems, R., 2005. Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study. Forest Ecology and Management 217, 158–170.

Tan, X., Kabzems, R., Chang, S.X., 2006. Response of forest vegetation and foliar delta C-13 and delta N-15 to soil compaction and forest floor removal in a boreal aspen forest. Forest Ecology and Management 222, 450–458. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.051

Taylor, H.M., Brar, G.S., 1991. Effect of soil compaction on root development. Soil and Tillage Research 19, 111–119. https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90080-H

Venanzi, R., Picchio, R., Grigolato, S., Spinelli, R., 2020. Soil Disturbance Induced by Silvicultural Treatment in Chestnut (Castanea sativa Mill.) Coppice and Post-Disturbance Recovery. Forests 11, 1053. https://doi.org/10/gpdm4b

Vennin, S., 2022. Mechanized forest operations as an emerging driver of understory vegetation change 50 years of plant communities' composition in the Amance forest (France). Université de Lorraine, AgroParisTech, Nancy.

von Oheimb, G., Hardtle, W., 2009. Selection harvest in temperate deciduous forests: impact on herb layer richness and composition. Biodivers Conserv 18, 271–287. https://doi.org/10.1007/s10531-008-9475-4

von Wilpert, K., Schäffer, J., 2006. Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study. European Journal of Forest Research 125, 129–138. https://doi.org/10.1007/s10342-005-0108-0

Vossbrink, J., Horn, R., 2004. Modern forestry vehicles and their impact on soil physical properties. European Journal of Forest Research 123, 259–267. https://doi.org/10.1007/s10342-004-0040-8

Wästerlund, I., 1985. Compaction of till soils and growth tests with Norway spruce and Scots pine. Forest Ecology and Management 11, 171–189.

Wei, L., Hulin, F., Chevalier, R., Archaux, F., Gosselin, F., 2016. Is plant diversity on tractor trails more influenced by disturbance than by soil characteristics? Forest Ecology and Management 379, 173–184. https://doi.org/10/f85ddz

Wei, L.P., Villemey, A., Hulin, F., Bilger, I., Yann, D., Chevalier, R., Archaux, F., Gosselin, F., 2015. Plant diversity on skid trails in oak high forests: A matter of disturbance, micro-environmental conditions or forest age? Forest Ecology and Management 338, 20–31.

Wert, S., Thomas, B.R., 1981. Effects of skid roads on diameter, height, and volume growth in Douglas-fir. Soil Science Society of America Journal 45, 629–632. https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030038x

Whalley, W.R., Dumitru, E., Dexter, A.R., 1995. Biological effects of soil compaction. Soil and Tillage Research 35, 53–68. https://doi.org/10.1016/0167-1987(95)00473-6

Williamson, J.R., Neilsen, W.A., 2000. The influence of forest site on rate and extent of soil compaction and profile disturbance of skid trails during ground-based harvesting. Can J Forest Res 30, 1196–1205.

Wronski, E.B., Murphy, G., 1994. Responses of Forest Crops to Soil Compaction (Chapter 14), in: Soane, B.D., van Ouwerkerk, C. (Eds.), Developments in Agricultural Engineering. Elsevier, pp. 317–342.

Zenner, E.K., Berger, A.L., 2008. Influence of skidder traffic and canopy removal intensities on the ground flora in a clearcut-with-reserves northern hardwood stand in Minnesota, USA. Forest Ecology and Management, 6th North American Forest Ecology Workshop: From science to sustainability 256, 1785–1794. https://doi.org/10/ch3j63

Zenner, E.K., Fauskee, J.T., Berger, A.L., Puettmann, K.I., 2007. Impacts of skidding traffic intensity on soil disturbance, soil recovery, and aspen regeneration in north central Minnesota. Northern Journal of Applied Forestry 24, 177–183.

Zhang, J., Busse, M.D., Young, D.H., Fiddler, G.O., Sherlock, J.W., TenPas, J.D., 2017. Aboveground biomass responses to organic matter removal, soil compaction, and competing vegetation control on 20-year mixed conifer plantations in California. Forest Ecology and Management 401, 341–353. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.023

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
II – Impact des coupes rases en fonction des modalités d'exploitation

Question 6. Les modalités de rétention d'arbres pour la biodiversité permettent-elles de moduler les impacts des coupes rases et autres coupes de régénération sur la biodiversité taxonomique à l'échelle du peuplement ?

Sommaire

6.1 Contexte et problématique 434
6.2 Définitions 435
6.3 Matériels et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 436
6.4 Réponses à la question posée 438
6.4.1 À court et moyen et long terme, les coupes rases avec rétention hébergent en moyenne plus d'espèces, à l'échelle du peuplement, que les coupes rases simples 438
6.4.2 Par rapport aux peuplements témoins non gérés (libre évolution) ou non exploités, les coupes rases avec rétention hébergent en moyenne plus d'espèces, mais les effets diffèrent fortement selon les groupes taxonomiques 438
6.4.3 Les effets de la rétention diffèrent selon les groupes écologiques 439
6.4.3.1 Cas des espèces forestières 439
6.4.3.2 Cas des espèces de milieux ouverts 440
6.4.3.3 Cas des espèces épiphytes et saproxyliques (par nature liées aux supports ligneux) 440
6.4.3.4 Cas des oiseaux cavicoles et des espèces qui se nourrissent en vol sur l'écorce des arbres 440
6.4.4 L'effet de la rétention augmente avec la proportion d'arbres de rétention 440
6.4.5 La rétention d'arbres par bouquets tend à avoir des effets plus marqués, mais pas systématiquement 441
6.4.6 Conclusions 441
6.5 Perspectives 442
6.6 Références bibliographiques 442

Rédacteurs
Marion **Gosselin,** INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Frédéric **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Contributeurs
Ida **Delpy**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Jeanne **Muller**, GIP Ecofor, Paris (75), France
Guy **Landmann**, GIP Ecofor, Paris (75), France

6.1 Contexte et problématique

La coupe rase est un type de coupe de régénération, dont l'objectif est d'initier le renouvellement du peuplement. Ces coupes diffèrent entre elles par la quantité et l'arrangement spatio-temporel d'arbres maintenus sur pied au service de la régénération (semenciers, abris) ou de la production de bois (on parle de surréserves). Mais dans chaque type, le sylviculteur peut choisir de maintenir aussi des arbres dits « de **rétention** », au sens de (Gustafsson *et al.*, 2020, 2010), c'est-à-dire maintenus à long terme au service de la biodiversité en tant qu'arbres-habitats.

Ces pratiques de rétention ont été développées dans les pays scandinaves et en particulier dans les régénérations par coupe rase.

Les arbres de rétention sont pensés comme des refuges, pour des oiseaux ou chauves-souris par exemple, mais aussi pour des espèces forestières peu mobiles dépendant des arbres ou des dendromicrohabitats. La présence d'arbres de rétention permet aussi de limiter ou moduler les modifications microclimatiques induites par la coupe (mise en lumière du sous-bois, modification des conditions d'humidité et d'ombrage, circulation du vent), qui sont autant de contraintes pour les espèces adaptées aux conditions microclimatiques de peuplements forestiers fermés, tout en permettant aussi l'expression d'espèces de milieux ouverts ou de début de succession.

6.2 Définitions

Arbre-habitat : Arbre à valeur élevée en tant que support de biodiversité en raison de ses caractéristiques présentes (essence peu fréquente, arbre âgé, arbre porteur de microhabitats comme des cavités, des branches mortes, des champignons polypores, etc.) ou de son potentiel à développer des microhabitats (Gustafsson *et al.*, 2020).

Biodiversité en forêt : diversité des formes de vie présentes en forêt (qu'il s'agisse d'organismes strictement inféodés à la forêt ou non). Dans cette fiche, nous nous restreignons à la diversité des espèces présentes en forêt, et que nous répartissons dans les groupes écologiques suivants :

- les **espèces non forestières** (plus fréquentes dans d'autres type de milieux qu'en forêt).
- les **espèces généralistes** (ubiquistes, sans préférence marquée en forêt ou hors-forêt).
- les **espèces forestières** (plus fréquentes en forêt), qui sont soit des **espèces forestières spécialistes de peuplements adultes** (espèces sciaphiles ou de demi-ombre, associées aux peuplements forestiers adultes, à couvert élevé), soit des **espèces périforestières** (espèces forestières spécialistes de début de succession, de milieux ouverts intraforestiers ou d'ourlets forestiers).

Court, moyen et long terme : dans le cadre de cette fiche, qui évalue les effets consécutifs à des coupes de régénération, le **court terme** est la période qui commence au moment de la coupe et se poursuit jusqu'à la réussite de la plantation ou de la régénération naturelle, soit environ 20 ans. Vis-à-vis de la réponse des taxons pionniers à la coupe, on peut distinguer le très court terme (0-5 ans) au sein de la période de court terme (0-20 ans). Le **moyen terme** est la période s'ouvrant après la réussite de plantation ou de la régénération naturelle et se poursuivant jusqu'à l'âge adulte, ou permettant de reconstituer l'hétérogénéité interne des peuplements, soit en moyenne 20 à 50 ans. Le **long terme** (> 50 ans) est la période qui s'ouvre au-delà de 50 ans.

Peuplement : ensemble d'arbres homogène en matière de structure (= régime – futaie ou taillis + traitement – régulier ou irrégulier) et de composition (nature des essences principales), ayant une surface minimale de 0,5 ha[237].

Rétention : pratique sylvicole qui consiste à laisser, lors des coupes de régénération, des éléments supports de biodiversité : arbres vivants, isolés ou en bouquets, zones tampons non exploitées en bordure de lacs, cours d'eau ou mares, bois mort sur pied ou au sol, y compris bois mort créé pour l'occasion (par exemple souches hautes). Les mesures de rétention ne sont pas prises au service de la régénération, mais de la biodiversité.

Suppléants (ou gourmands) : rameaux qui poussent spontanément sur une partie du tronc ou d'une branche nouvellement exposée à la lumière, à partir de bourgeons repoussés par la croissance du bois à la périphérie du tronc, et non mobilisés dans la croissance normale à l'abri de la canopée. Ces structures permettent à l'arbre de s'adapter à l'environnement en modifiant, renforçant ou restaurant

[237] 0,5 ha est la limite de taille de trouée qui fait la différence entre une futaie régulière par parquets et une futaie irrégulière par bouquets

son architecture, d'où le terme de « suppléant », préférable à celui de « gourmand » connoté négativement.

Méta-analyse : Analyse bibliographique et statistique qui recense et sélectionne, selon des critères définis, des études publiées sur un sujet donné, puis compile et synthétise leurs résultats par une analyse statistique qui utilise les données résumées de chaque étude comme une donnée individuelle.

6.3 Matériels et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

Plusieurs méta-analyses traitent des effets de la rétention sur la biodiversité dans les coupes de régénération (Vanderwel *et al.*, 2007 ; Fedrowitz *et al.*, 2014 ; Soler *et al.*, 2016 ; Basile *et al.*, 2019 ; Akresh *et al.*, 2021). La plupart comparent des coupes rases avec et sans rétention, à court terme (en général < 10 ans, plus rarement < 15–20 ans), aucune ne concerne la rétention dans des modalités de régénération en traitement irrégulier (Gustafsson *et al.*, 2020). Un problème méthodologique se pose : elles englobent dans la catégorie « rétention » à la fois des coupes rases avec vraie rétention au sens de Gustafsson *et al.* (2010) et des coupes de régénération en traitement régulier avec maintien temporaire (< 20 ans) de semenciers. Même la méta-analyse de Fedrowitz *et al.* (2014), qui traite précisément de la rétention d'arbres à long terme au service de la biodiversité, inclut dans la catégorie « rétention » quelques coupes de type coupes progressives ou éclaircies, qui ne sont pas de la rétention au sens strict (le maintien d'arbres est temporaire et pour des fonctions autres que celle d'arbres-habitats). La méta-analyse de Rosenvald *et* Lõhmus (2008), qui concerne la rétention d'arbres sur pied, ou celle de Chaudhary *et al.* (2016), dont le sujet est plus large, englobent indifféremment, dans la catégorie « rétention », des arbres de rétention maintenus à long terme en tant qu'habitat (coupes rases avec rétention), des semenciers maintenus temporairement en traitements réguliers (coupes progressives), ou des arbres de production maintenus à plus ou moins long terme en traitements irréguliers (coupes de jardinages).

Nous présentons les résultats chiffrés de ces méta-analyses, qui font l'hypothèse que les semenciers auraient à court terme (< 20 ans) les mêmes effets que les arbres de rétention : cela peut se concevoir, car les arbres maintenus au titre de semenciers ou de la production sont rarement coupés avant ce délai. Toutefois, ces arbres ont des caractéristiques potentiellement très différentes (par exemple grumes droites et sans défaut) de celles des arbres maintenus au titre de la biodiversité (porteurs par exemple de cavités, suppléants, chancres) et peuvent avoir, même à court terme, des effets différents sur la biodiversité.

Pour tenter de résoudre ce problème méthodologique, nous avons complété la méta-analyse réalisée pour la « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? » par des références d'études incluant de la rétention (trois études, 16 cas), issues de la liste des études utilisées dans les méta-analyses de Basile *et al.*, (2019), Chaudhary *et al.* (2016) et Duguid *et* Ashton (2013). Nous avons traité la rétention comme une pratique additionnelle, qui peut s'appliquer aussi bien aux coupes rases qu'aux autres coupes de régénération. Quatre cas ont été exclus (emplacements des relevés non représentatifs de la modalité).

Notre méta-analyse s'appuie sur une sélection d'études sans biais expérimental (comparaisons à station ou essence dominante identique, prise en compte des cas de pseudoréplications). Elle a été conçue de manière à évaluer l'effet de la rétention *sensu* Gustafsson *et al.* (2010) non seulement dans le cas des coupes rases mais aussi dans le cas d'autres types de coupes de régénération (coupes progressives, système bi-étagé, coupes de jardinage pied à pied ou par trouées), et non seulement à court-moyen terme mais aussi à long terme. Toutefois, nous n'avons trouvé **dans ces études aucun exemple de rétention *sensu* Gustafsson *et al*. (2010) en coupe autre que coupe rase, et aucun cas non plus à long terme (> 50 ans)** – voir Tableau 5.1.1-1. **Seuls 12 cas de rétention sont exploitables.**

Nous comparons l'écart de richesse spécifique entre témoin (non coupé) et traitement (pour les traitements figurant dans le Tableau 5.1.1-1), en forêts tempérées (70 cas[238] dont quatre en rétention) ou boréales (41 cas dont huit en rétention). Avec ces données, l'effet modulateur de la rétention n'a pu être modélisé que pour les coupes rases, à court terme (stades jeunes).

La métrique utilisée pour comparer les traitements et les témoins est le log du ratio (LR) entre la valeur moyenne de richesse spécifique dans le traitement (M_{TR}) et la valeur moyenne de richesse spécifique dans le témoin (M_T) :

$LR = Ln (R) = ln (M_{TR}/M_T)$

Une valeur nulle de LR signifie qu'il n'y a pas de différence de richesse entre traitement et témoin, une valeur positive (ou respectivement négative) indique une richesse supérieure (ou respectivement inférieure) dans le traitement. Plus la valeur positive ou négative est élevée, plus l'effet est fort.

Nous avons évalué l'effet de plusieurs variables dans des modèles linéaires généralisés additifs comportant :

En variable principale, le **type de traitement** (voir Tableau 5.6-1).

En variables additionnelles : la pratique additionnelle de **rétention**, le **groupe taxonomique** (plantes (= vasculaires et bryophytes), oiseaux, lichens, champignons, plantes vasculaires, arthropodes), le **groupe écologique** (espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, saproxyliques, épiphytes-ou-saxicoles, pas de groupe écologique particulier), le **type d'étude** (observationnel ou expérimental[239]) et le **biome** (tempéré ou boréal).

Compte-tenu du faible nombre de cas, qui limite la portée de notre méta-analyse, et pour les métriques de biodiversité non traitables par méta-analyse (par exemple la composition en espèces), nous complétons notre approche par une synthèse qualitative de méta-analyse (Vanderwel *et al*., 2007 ; Fedrowitz *et al*., 2014 ; Soler *et al*., 2016 ; Basile *et al*., 2019 ; Akresh *et al*., 2021) et des revues bibliographiques de Rosenvald *et* Lõhmus, 2008 ; Beese *et al*., 2019 ; Gustafsson *et al*., 2010 ; Baker *et* Read, 2011).

Tableau 5.6-1 : Nombre de cas exploitables dans notre méta-analyse pour étudier l'écart de richesse spécifique entre témoin et traitement, selon que le peuplement du traitement est issu de plantation ou de régénération naturelle

Traitement		Nombre de cas	Dont issus de coupe rase	Dont issus de coupes progressives
Peuplements réguliers jeunes (< 20 ans)	**Avec rétention**	**12**	**12**	**0**
	Sans rétention (ou sans information)	37	27	11
Peuplements réguliers de milieu de succession (20 à 50 ans)	**Avec rétention**	**0**	**0**	**0**
	Sans rétention (ou sans information)	9	6	3
Peuplements réguliers matures (> 50 ans)	**Avec rétention**	**0**	**0**	**0**
	Sans rétention (ou sans information)	15	15	0
Peuplements jardinés	**Avec rétention**	**0**		
	Sans rétention (ou sans information)	38		

[238] Un cas = une ligne dans le tableau de données. Une seule étude peut fournir plusieurs cas.

[239] Les études observationnelles comparent des données issues de coupes qui ont été réalisées dans la gestion courante à celles de témoins sélectionnés dans le paysage forestier, les plus proches possibles en distance et en conditions de milieux. Dans les études expérimentales, les coupes ont été réalisées pour les besoins de l'étude, selon des modalités définies, avec une modalité témoin sur le même site.

6.4 Réponses à la question posée

Compte-tenu de ce qui précède, les résultats disponibles permettent seulement de répondre à la question dans le cas des **coupes rases, à court terme (< 20 ans)**.

En préambule, il est important de signaler que **très peu d'études concernent les forêts tempérées d'Europe**. La majorité des études concerne les forêts boréales, ou les forêts tempérées d'Amérique du Nord (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008). **Les tendances des effets de la rétention sur la biodiversité sont les mêmes en boréal et en tempéré, mais avec des magnitudes plus fortes en boréal** (Fedrowitz *et al.*, 2014). De même, il existe très peu d'études à long terme sur les effets de la rétention *sensu* (Gustafsson *et al.*, 2010).

6.4.1 À court et moyen et long terme, les coupes rases avec rétention hébergent en moyenne plus d'espèces, à l'échelle du peuplement, que les coupes rases simples

Par rapport à la coupe rase, la coupe avec rétention est plus favorable à la biodiversité. **Notre méta-analyse conclut à un effet globalement positif et fort de la rétention** *sensu* (Gustafsson *et al.*, 2010) **à court terme (20 ans maximum) : en moyenne, tous taxons confondus, en forêts boréales ou tempérées, on note 41 % d'espèces en plus en cas de rétention dans les peuplements issus de coupe rase***.* Elle confirme les effets globalement positifs de la rétention par comparaison aux coupes rases sans rétention, observés dans la méta-analyse de Fedrowitz *et al*. (2014) ou les synthèses de Gustafsson *et al.* (2010) et Beese *et al*. (2019). La faible quantité de cas disponibles dans notre méta-analyse (12 cas) n'a pas permis de ventiler les effets par biomes, ou par taille de coupe.

Derrière ces effets globaux se cachent des **disparités en fonction des groupes taxonomiques** : la rétention favorise significativement la richesse spécifique des oiseaux (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008 ; Fedrowitz *et al*., 2014), des champignons ectomycorhiziens (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008), des plantes (Fedrowitz *et al.*, 2014), tandis que les effets sont non significatifs pour les autres groupes étudiés (mammifères – coléoptères – arthropodes (Fedrowitz *et al.*, 2014), gastéropodes (Beese *et al*., 2019). La littérature ne rapporte pas d'effets négatifs par rapport à la coupe rase.

6.4.2 Par rapport aux peuplements témoins non gérés (libre évolution) ou non exploités, les coupes rases avec rétention hébergent en moyenne plus d'espèces, mais les effets diffèrent fortement selon les groupes taxonomiques

Par rapport aux peuplements non exploités, les coupes rases avec rétention augmentent à court terme le nombre d'espèces de plantes, oiseaux, araignées et coléoptères, ainsi que l'abondance de mammifères, araignées et plantes ; à l'inverse, elles font diminuer la richesse et l'abondance des communautés de bryophytes, ainsi que l'abondance des champignons et amphibiens (Fedrowitz *et al*., 2014). Dans le cas particulier des forêts de *Nothofagus* (Patagonie), Soler *et al*. (2016) observent aussi une augmentation à court terme (8 ans), en richesse et abondance, des insectes, plantes et oiseaux par rapport aux peuplements non exploités.

Tous taxons confondus, notre méta-analyse conclut à un effet positif très fort de la rétention à court et moyen terme : en moyenne 56 % d'espèces en plus à court terme, en coupe rase avec rétention, par rapport aux témoins non exploités. Notre modèle a calé cet effet à partir des données à court terme ; sous l'hypothèse d'un effet rétention constant pour tous les stades successionnels, les peuplements de milieu de succession issus de coupe rase avec rétention abriteraient encore 20 %

d'espèces en plus que les témoins non récoltés, mais deviendraient moins riches (12 % d'espèces en moins) après 50 ans.

Beaucoup d'études et de synthèses sur les effets de la rétention d'arbres en coupes rases concernent les oiseaux, à court terme, avec des résultats différents : toutes espèces confondues, Basile *et al.* (2019) n'observent globalement pas d'effets significatifs à court terme sur la richesse et l'abondance des oiseaux en général, alors que les autres synthèses concluent à un effet positif très net sur le nombre (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008 ; Fedrowitz *et al*., 2014 ; Soler *et al.*, 2016) ou l'abondance (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008 ; Soler *et al*., 2016) d'espèces.

6.4.3 Les effets de la rétention diffèrent selon les groupes écologiques

La méta-analyse de Fedrowitz *et al*. (2014) montre que l'effet globalement positif de la rétention d'arbres lors des coupes de régénération diffère selon les groupes écologiques d'espèces : de manière générale, la rétention permet, comme la coupe rase, l'expression d'espèces de milieux ouverts ou de début de succession, tout en permettant aussi, au moins à court terme – car les arbres de rétention ont une durée de vie limitée (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008) – le maintien d'espèces spécialistes forestières, dépendant d'arbres adultes ou porteurs de dendromicrohabitats.

6.4.3.1 Cas des espèces forestières

À court et moyen terme, **les espèces forestières sont défavorisées par les coupes de régénération,** avec par ordre décroissant (en richesse et en abondance d'espèces à l'échelle du peuplement) : témoin non exploité > coupe rases avec rétention > coupe rase. **Inversement, le nombre d'espèces de milieux ouverts (pionnières, espèces de début de succession) est favorisé par la coupe rase**, par rapport aux coupes rases avec rétention et peuplements témoins. Les taux de rétention varient entre moins de 10 % et plus de 75 % des tiges selon les études.

Par rapport aux témoins non exploités, la **rétention** permet de **réduire significativement et fortement les effets négatifs des coupes rases** (Fedrowitz *et al.*, 2014 ; Vanderwel *et al*., 2007, et notre méta-analyse), en offrant à court terme des habitats-refuges pour certaines espèces dépendant de structures présentes en forêts matures (Beese *et al*., 2019). **Mais elle n'empêche pas une diminution de la richesse en *espèces forestières à moyen (20 ans) terme*** (diminution significative en richesse et en abondance dans Fedrowitz *et al.* (2014), diminution non significative dans notre méta-analyse, sauf en peuplements matures d'études expérimentales sous l'hypothèse que l'effet de la rétention, calé sur les données à court terme, soit le même aux stades successionnels ultérieurs).

Derrière cet effet global se cachent des disparités entre taxons : si la baisse du nombre d'espèces forestières est forte pour les bryophytes et les oiseaux, elle n'est pas significative pour les autres groupes étudiés dans Fedrowitz *et al.* (2014).

De même, par rapport aux peuplements irréguliers (régénération par coupes jardinées *sensu lato*), la méta-analyse de Savilaakso *et al.* (2021) (boréal, tous taxons confondus) ne détecte pas de différence significative de richesse ou d'abondance en coupes rases avec rétention. En revanche, les peuplements irréguliers abritent des communautés significativement plus riches et abondantes pour les araignées spécialistes forestières, les araignées généralistes et les coléoptères au sol, tandis que les espèces d'araignées de milieux ouverts sont plus nombreuses et abondantes en peuplements issus de coupes rases avec rétention.

6.4.3.2 Cas des espèces de milieux ouverts

Par rapport aux témoins non exploités, les coupes rases avec rétention sont plus riches en espèces de plantes et d'oiseaux **de milieux ouverts**, et les espèces de milieux ouverts au sein des communautés d'oiseaux, de plantes, de mammifères, de coléoptères et d'araignées y sont plus abondantes (Fedrowitz *et al.*, 2014). Soler *et al.* (2016) aboutissent aux mêmes conclusions pour les plantes, oiseaux et insectes, dans les forêts de Patagonie. Mais les espèces de milieux ouverts, tous taxons confondus, restent moins nombreuses et abondantes dans les coupes rases avec rétention que dans les coupes rases sans rétention (Fedrowitz *et al.*, 2014). La moindre abondance vaut aussi pour les oiseaux, coléoptères et araignées (Fedrowitz *et al.*, 2014).

6.4.3.3 Cas des espèces épiphytes et saproxyliques (par nature liées aux supports ligneux)

Selon notre méta-analyse, qui est limitée par le fait qu'elle n'a pas pu modéliser l'effet rétention autrement qu'additivement (si bien que le même effet global s'applique quel que soit le groupe d'espèces ou le stade considéré), **la rétention permet d'augmenter significativement et fortement la richesse en espèces épiphytes (bryophytes, lichens**, par exemple**) dans les jeunes peuplements issus de coupe rase et régénérés par plantation**, par comparaison aux mêmes peuplements plantés sans rétention. **En régénération naturelle, la rétention ne suffit pas à augmenter significativement la richesse en épiphytes dans les jeunes peuplements issus de coupe rase**.

Quant aux espèces saproxyliques, elles ne sont pas significativement plus nombreuses en cas de rétention (dans les 20 premières années après coupe rase).

6.4.3.4 Cas des oiseaux cavicoles et des espèces qui se nourrissent en vol sur l'écorce des arbres

Par rapport aux témoins non traités, les oiseaux cavicoles et les oiseaux qui se nourrissent en vol sont significativement moins abondants dans les coupes de régénération étudiées par Basile *et al.* (2019). La rétention diminue l'intensité de l'effet, sans pour autant l'annuler : il reste négatif en cas de rétention. Pour les autres groupes écologiques d'oiseaux (nicheurs au sol ou en canopée, espèces se nourrissant dans le feuillage ou l'écorce des arbres), richesse et abondance ne diffèrent pas significativement entre zones coupées (avec ou sans rétention) et peuplements non coupés.

6.4.4 L'effet de la rétention augmente avec la proportion d'arbres de rétention

Globalement**, par rapport aux coupes rases sans rétention**, **richesse spécifique et abondance augmentent avec le taux de rétention d'arbres sur pied, mais c'est seulement aux taux de rétention les plus élevés** (plus de 10 à 15 % de tiges maintenues, correspondant aux densités de semenciers en systèmes bi-étagés et en coupes progressives de régénération) que les effets deviennent significatifs et forts (Rosenvald *et* Lõhmus, 2008).

La **richesse en espèces forestières** augmente significativement avec le taux de rétention (sur un ensemble de cas d'études allant de 2 à 8 % de rétention, valeur moyenne 36,4 % +/- 24,8 SD), et cet effet se renforce avec la durée depuis la coupe, mais la tendance n'est pas significative pour l'abondance (Fedrowitz *et al*., 2014).

Au fil de la succession forestière, la recolonisation des espèces les plus sensibles à la coupe est d'autant plus forte que les taux de rétention sont élevés (cas de la recolonisation par les bryophytes à moyen terme (15-25 ans) dans Beese *et al.* (2019).

Les effets sur les oiseaux sont parmi les plus documentés. L'abondance des espèces associées aux peuplements forestiers matures tend à augmenter avec le taux de rétention (Beese *et al.* 2019). **Par rapport aux peuplements non exploités,** Vanderwel *et al.* (2007) montrent que plus le taux de rétention est élevée, moins la perte d'abondance est forte pour la plupart des 14 espèces d'oiseaux sensibles à la coupe dans une étude à court terme, en Amérique du Nord, tandis que les espèces favorisées par la coupe sont aussi favorisées, mais dans une moindre mesure, dans les coupes avec rétention, quel que soit le niveau de rétention. Les oiseaux de milieux ouverts semblent, de fait, avoir des réponses assez variables en fonction du taux de rétention : si 62 % des espèces étudiées par Akresh *et al.*, (2021) voient leur abondance décliner en fonction du taux de rétention, 24 % ont une réponse non linéaire (en cloche), et 14 % ne répondent pas significativement. Basile *et al*. (2019) montrent par simulation que pour des niveaux de rétention élevés (> 70 %), la richesse en espèces d'oiseaux dans les coupes avec rétention peut devenir supérieure à celle des témoins non exploités. Pour les oiseaux qui nichent en canopée, une rétention de 40 % d'arbres sur pied permet d'éviter les effets négatifs de la coupe sur la richesse en espèces. Quant aux oiseaux cavicoles, leurs réponses diffèrent nettement entre forêts boréales et tempérées : si une rétention d'environ 50 % d'arbres sur pied permet d'éviter les effets négatifs de la coupe sur leur abondance quel que soit le biome, le niveau croissant de rétention a un effet positif sur la richesse spécifique uniquement en forêt boréale. L'abondance des espèces qui se nourrissent en vol ou sur l'écorce augmente généralement avec le niveau de rétention, celle des espèces qui se nourrissent dans le feuillage aussi avec un effet plus fort en tempéré. L'abondance des nicheurs au sol ne varie pas significativement avec la densité d'arbres de rétention, tandis que leur nombre d'espèces augmente avec le niveau de rétention.

6.4.5 La rétention d'arbres par bouquets tend à avoir des effets plus marqués, mais pas systématiquement

Dans la méta-analyse de Rosenvald *et* Lõhmus (2008), majoritairement à court terme, il semble que ce soit à la fois l'arrangement spatial et la quantité d'arbres de rétention qui joue : dans les coupes rases avec rétention (moins de 15 % d'arbres maintenus sur pied), le maintien d'arbres par bouquets plutôt qu'épars conduit à des écarts de richesses et d'abondances plus élevés par rapport à la coupe rase, sans toutefois que ces différences soient significatives (ni avec la coupe rase, ni entre les deux types d'arrangement spatial). Les conclusions de Beese *et al*. (2019) vont dans le même sens : la rétention à faible taux (< 10 %) d'arbres épars ne donne aucune différence avec les coupes rases simples pour l'abondance des plantes, oiseaux, campagnol à dos roux, la rétention en bouquets (> 1 ha) donne de meilleurs résultats. Dans le cas particulier de forêts d'*Eucalyptus* en Tasmanie, Baker *et* Read (2011) concluent aussi que le rôle de refuge des arbres de rétention est mieux rempli quand ceux-ci sont en bouquets plutôt qu'épars. Vis-à-vis de la flore, Beese *et al*. (2019) et Soler *et al*. (2016) notent que la rétention par bouquets permet, mieux que la rétention d'arbres épars, le maintien d'espèces forestières. À l'inverse, la rétention par arbres épars favorise les espèces d'insectes de milieux ouverts et les espèces de plantes exotiques dans Soler *et al*. (2016).

Pour autant, la méta-analyse de Fedrowitz *et al.* (2014) qui a analysé spécifiquement cet effet ne trouve pas de différence en fonction de l'arrangement spatial des arbres de rétention, que ce soit en richesse ou en abondance, pour les espèces forestières ou les espèces de milieux ouverts.

6.4.6 Conclusions

Tous taxons confondus, la rétention permet d'héberger à court et moyen terme des communautés plus riches dans les peuplements issus de coupes rases (voir notre méta-analyse, Fedrowitz *et al.*, [2014], et aussi « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération

forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? »), en offrant à la fois des habitats favorables à l'accueil d'espèces de milieux ouverts et des structures refuges favorables à conservation d'espèces associées aux arbres de peuplements matures (Fedrowitz *et al.*, 2014 ; Beese *et al.*, 2019). **Pour autant, elle ne permet pas de conserver intactes toutes les caractéristiques structurelles et la capacité d'accueil des peuplements matures vis-à-vis de la biodiversité** (Gustafsson *et al*., 2010). Dans le cas particulier des organismes saproxyliques, on peut se demander si l'absence de résultat observée à court terme tient au fait que la durée de rétention depuis la coupe est trop courte pour générer du bois mort et prendre en compte le délai de réponse des taxons saproxyliques.

Vis-à-vis des espèces spécialistes forestières, la rétention permet de limiter une partie des effets négatifs des coupes rases sur la richesse des communautés à court et moyen terme (voir Fedrowitz *et al.*, 2014, et notre méta-analyse). Elle ne permet pas, toutefois, d'éviter ces effets négatifs (Fedrowitz *et al.*, 2014; Soler *et al.*, 2016). La rétention ne permet pas à elle seule de conserver les espèces forestières spécialistes de forêts adultes. Les simulations disponibles pour les oiseaux, qui font partie des groupes les mieux documentés, suggèrent des seuils de rétention élevés (40 à 70 %), peu réalistes du point de vue de la sylviculture en traitement régulier.

6.5 Perspectives

Les pratiques de rétention ont été développées et étudiées principalement en forêt boréales et dans les forêts tempérées d'Amérique du Nord. En France, nous avons peu de recul, même si ces pratiques commencent à se développer. Des recherches seront nécessaires pour évaluer les effets de la rétention sur la biodiversité en forêt à court, mais surtout à moyen et long terme dans le contexte des forêts tempérées françaises, non seulement dans le cas des coupes rases mais aussi dans celui des coupes progressives de régénération et des coupes de jardinage *sensu lato*. Les interactions avec l'ancienneté des forêts seraient aussi à étudier (aucune des références analysées pour le présent travail ne fournissaient d'informations sur l'ancienneté des peuplements étudiés).

Par rapport aux résultats disponibles, qui modélisent un effet linéaire du taux de rétention, il serait intéressant pour les gestionnaires de tester des modèles non linéaires, ou d'identifier des seuils de rétention au-delà desquels les effets deviennent non négligeables.

6.6 Références bibliographiques

Akresh, M.E., King, D.I., Lott, C.A., Larkin, J.L., D'Amato, A.W., 2021. A meta-analysis of the effects of tree retention on shrubland birds. Forest Ecology and Management 483.

Baker, S.C., Read, S.M., 2011. Variable retention silviculture in tasmania's wet forests: Ecological rationale, adaptive management and synthesis of biodiversity benefits. Australian Forestry 74, 218–232.

Basile, M., Mikusinski, G., Storch, I., 2019. Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. Global Ecology and Conservation 18, 12.

Beese, W.J., Deal, J., Dunsworth, B.G., Mitchell, S.J., Philpott, T.J., 2019. Two decades of variable retention in British Columbia: a review of its implementation and effectiveness for biodiversity conservation. Ecological Processes 8.

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Scientific Reports 6, 23954.

Duguid, M.C., Ashton, M.S., 2013. A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. Forest Ecology and Management 303, 81–90.

Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S.C., Lindenmayer, D.B., Palik, B., Rosenvald, R., Beese, W., Franklin, J.F., Kouki, J., Macdonald, E., Messier, C., Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L., 2014. Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. J Appl Ecol 51, 1669–1679.

Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczik, A.L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I., 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio 49, 85–97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1

Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup-Thygeson, A., 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: A review of ecological consequences. Scandinavian Journal of Forest Research 25, 295–308. https://doi.org/10.1080/02827581.2010.497495

Rosenvald, R., Lõhmus, A., 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. Forest Ecology and Management 255, 1–15.

Savilaakso, S., Johansson, A., Häkkilä, M., Uusitalo, A., Sandgren, T., Mönkkönen, M., Puttonen, P., 2021. What are the effects of even-aged and uneven-aged forest management on boreal forest biodiversity in Fennoscandia and European Russia? A systematic review. Environmental Evidence 10.

Soler, R.M., Schindler, S., Lencinas, M.V., Peri, P.L., Pastur, G.M., 2016. Why biodiversity increases after variable retention harvesting: A meta-analysis for southern Patagonian forests. Forest Ecology and Management 369, 161–169.

Vanderwel, M.C., Malcolm, J.R., Mills, S.C., 2007. A meta-analysis of bird responses to uniform partial harvesting across North America. Conservation Biology 21, 1230–1240.

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
III – Impact des itinéraires de renouvellement post-coupe rase

Question 7. Quels sont les impacts des travaux préparatoires du sol sur la biodiversité forestière ?

Sommaire

7.1 Contexte et problématique 444
7.2 Les méthodes de préparation du sol 444
7.3 Matériels et méthode 445
7.4 Réponses à la question posée 445
7.4.1 Effets de la PMS sur la diversité végétale 445
7.4.2 Effets de la PMS sur la faune forestière 446
7.4.3 Effets de la PMS sur la biodiversité du sol 446
7.4.3.1 Sur la faune du sol 446
7.4.3.2 Sur les communautés microbiennes 447
7.5 Perspectives 447
7.6 Références bibliographiques 447

Rédacteur
Emila **Akroume**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Dôle (39), France

Contributeur
Bastien **Lepage**, INRAE, Nancy (54), France

7.1 Contexte et problématique

La sylviculture par coupe rase comporte généralement une phase de régénération artificielle par plantation, qui implique le plus souvent des interventions de préparation pour faciliter l'étape de plantation, limiter la concurrence végétale et restaurer les sols suite à d'éventuels dégâts d'exploitation en les décompactant. Ces travaux préparatoires consistent en une gestion des résidus d'exploitation (broyage des rémanents ou andainage, parfois dessouchage), un contrôle de la végétation (broyage en plein) dont les effets sont analysés dans la « Question 5.1. Quel est l'impact local d'une coupe rase sur la biodiversité en fonction des conditions d'exploitation : maintien ou export des rémanents, dessouchage et andainage ? » et le plus souvent, un **travail mécanisé du sol.**

Dans nos contextes français, les résultats des expérimentations récentes démontrent l'intérêt de la **préparation mécanisée du site** (PMS) avant plantation pour assurer une bonne installation des plants, particulièrement dans les contextes stationnels très contraints par la végétation concurrente et/ou par un engorgement temporaire du sol (Dassot *et al*., n.d., Dumas *et al*., 2021). Ces interventions permettent de limiter les échecs de plantation en améliorant la survie et la croissance initiale des plants.

Le travail du sol mécanisé a pour finalité de contrôler la végétation spontanée, de décompacter le sol, d'améliorer les capacités de reprise des plants et de faciliter l'opération pour les planteurs. Nous traiterons ici seulement de la phase de **préparation mécanisée du site** et ses impacts sur la biodiversité. Nous ne traiterons pas du dessouchage, encore cantonné à des contextes forestiers particuliers (cas de Landes, du Limousin).

7.2 Les méthodes de préparation du sol

Les PMS peuvent être utilisées à plusieurs niveaux dans nos contextes français :

- pour maîtriser **la végétation concurrente** en alternative à l'usage d'herbicides désormais interdit, principalement dans les contextes de blocage causés par les graminées (molinie, calamagrostis) ou la fougère aigle, par **crochettage, scarification ou décapage de l'humus**. Le sol est donc perturbé en surface, sur son horizon organique et organo-minéral.
- pour décompacter le **sol,** et ainsi faciliter l'opération de plantation ou restaurer les propriétés d'un sol tassé suite à une exploitation. La préparation du sol peut alors se faire en ligne, par sous-solage simple ou par labour (type charrue à disques) plus ou moins en profondeur, ou bien de manière localisée sous forme de potets travaillés. Les dents de sous-solage atteignent en général 50 à 60 cm maximum, mais certaines pratiques peuvent impacter les horizons jusqu'à 100 cm de profondeur. De plus, certaines méthodes de travail du sol peuvent engendrer le mélange des horizons sur le profil, occasionnant des modifications du fonctionnement biogéochimique, notamment en incorporant des matières organiques en profondeur.
- pour créer des billons dans les contextes à engorgement temporaire des sols, afin de sortir les racines des plants des conditions anoxiques en période de remontée de la nappe. Le billonnage peut aussi engendrer un mélange des horizons (voire une inversion), incorporant de la matière organique dans les horizons plus profonds.

La PMS a des effets identifiés sur la structure et les propriétés physiques du sol (Collet *et al.*, 2021 ; Sutinen *et al.*, 2019 ; Vast *et al*., n.d.), sur la dynamique du carbone organique et sur le fonctionnement biogéochimique du sol (Löf et al., 2012). Suivant les types de travail du sol, les modifications portent sur la disponibilité locale en matière organique et sur le microclimat (température et humidité du sol, aération), facteurs qui peuvent influencer les communautés floristiques et les communautés du sol, du point de vue de la diversité mais aussi de traits fonctionnels (voir « Question 2. Quel est l'impact d'une coupe rase sur la biodiversité des sols ? »).

7.3 Matériels et méthode

En raison du nombre limité de références par taxon et par pratique sylvicole, il n'a pas été possible de réaliser une méta-analyse. La grande majorité des études ont été réalisées en contexte boréal ou sub-boréal d'Amérique du Nord ou de Fennoscandie, très peu d'études ont été recensées en contexte tempéré ou méridional (quelques références en Espagne et en France). Les résultats présentés ne sont donc pas forcément directement généralisables au cas des forêts françaises, les outils et les méthodes de PMS n'étant pas comparables à celles pratiquées en France.

7.4 Réponses à la question posée

Les études citées reposent sur des dispositifs expérimentaux ou des cas d'études de plantation après coupe rase où une ou plusieurs méthodes de PMS sont comparées à un témoin planté sans PMS, sur une même parcelle (historique de gestion et station similaires). Cependant, la diversité des pratiques et des contextes rend délicate la comparaison entre les différentes études citées.

7.4.1 Effets de la PMS sur la diversité végétale

Le contrôle de la végétation concurrente est un des objectifs premiers de la PMS avant plantation (McCarthy *et al*., 2011). Ses effets sur la diversité floristique ont été plus documentés que ceux sur d'autres groupes taxonomiques. La préparation mécanisée entraîne une modification des cortèges floristiques (Löf *et al.*, 2012 ; Tarvainen *et al*., 2015 ; Narhi *et al*., 2013) avec une diminution à court terme de la richesse spécifique et de la biomasse végétale pour plusieurs groupes. Il a été montré que plus la PMS est perturbatrice pour le sol (en termes de mélange des horizons organiques et minéraux,

proportion de sol minéral et de litière perturbée, bois mort déplacé) plus la richesse spécifique et l'abondance sont faibles (Newmaster *et al*., 2007). Cette diminution de la richesse spécifique les premières années après la PMS laisse ensuite place à une dynamique d'installation d'espèces pérennes (Balandier *et al*., 2006). La PMS peut favoriser à court terme (2 à 5 ans après l'intervention) le développement de certaines espèces non-forestières ou exotiques (Ramovs *et* Roberts, 2003) sans que ce soit systématique, d'autant plus si la parcelle travaillée se trouve éloignée de zones anthropisées (Newmaster *et al*., 2007). A l'inverse, des études pointent l'effet positif de la PMS (sous-solage simple, création de billons) sur la colonisation de certains groupes (notamment bryophytes et petits ligneux) (Löf *et al.*, 2012 ; Tarvainen *et al*., 2015 ; Narhi *et al*., 2013).

Les communautés végétales recouvrent généralement leur composition initiale en quelques années, lorsque le milieu commence à se refermer (Demarais *et al*., 2017), mais quelques études signalent des effets sur la végétation encore visibles 45 ans après la PMS (Cerise *et al*., 2013). Des suivis de cortèges floristiques ont également été réalisés sur le réseau français ALTER[240], principalement pour étudier la dynamique des espèces concurrentielles (fougère aigle) ciblées par le travail mécanisé testé. Les traitements par PMS apparaissent efficaces pour contenir la dynamique de la fougère aigle sur les quatre années de végétation suivant l'intervention. En revanche, il ne ressortait pas de modification profonde dans la composition de la communauté floristique (Boulanger et Vincenot, 2019).

7.4.2 Effets de la PMS sur la faune forestière

A priori, peu d'effets de la PMS sur les espèces mobiles (avifaune, mammifères) ont été identifiés (Demarais *et al*., 2017). La plupart des effets de la PMS sur les vertébrés (surtout herpétofaune) sont indirects, liés à la perturbation de l'habitat (en particulier des litières forestières) et des communautés végétales (Löf *et al.*, 2012). Néanmoins, les résultats sont contradictoires d'une étude à l'autre, avec selon les cas, une diminution avérée de l'abondance des reptiles après la PMS ou une absence d'effet significatif sur les communautés (Demarais *et al*., 2017).

7.4.3 Effets de la PMS sur la biodiversité du sol

7.4.3.1 Sur la faune du sol

Les études sur l'effet de la PMS sur la faune du sol sont très peu nombreuses, et les réponses sont d'autant plus complexes qu'il existe un grand nombre de groupes taxonomiques concernés (voir « Question 2. Quel est l'impact d'une coupe rase sur la biodiversité des sols ? »). Comme les autres taxons, ils sont indirectement impactés par la modification de l'habitat et par la disponibilité de ressources en matières organiques et en eau liées à la PMS.

Dans une synthèse, Marshall (2000) montre une diminution globale de l'abondance des taxons de faune du sol (collembole, microarthropodes, larve de diptères, acarien, araignée, nématodes) après PMS, avec des effets encore visibles après une révolution complète pour certains groupes forestiers comme les carabes. D'autres travaux confirment la persistance d'effets négatifs des PMS sur certains groupes, en particulier une baisse nette de l'abondance des nématodes toujours visible 50 ans après la PMS (Löf *et al.*, 2012).

De même, une diminution de l'abondance est observée dans d'autres études sur les prédateurs (fourmis, araignées et collemboles) mais avec une recolonisation du milieu relativement rapide, entre 1 et 5 ans après la perturbation (Siira-Pietikäinen *et al*., 2003).

[240] Consultables ici : https://www6.inrae.fr/renfor/Reseaux-d-experimentation/ALTER

7.4.3.2 Sur les communautés microbiennes

La plupart des études signalent la diminution de la biomasse microbienne (Merino *et al.*, 2005) et fongique (Jones *et al*., 2003 ; Siira-Pietikäinen *et al*., 2003 ; Marshall, 2000), une diminution transitoire de la richesse en espèces ectomycorhiziennes (ECM) dès 2 ans après la PMS (Jones et al., 2003) et des modifications des cortèges bactériens parfois encore visibles après la durée d'une révolution (Marshall, 2000 ; Peck et al., 2016).

La préparation mécanisée modifie également la structure des communautés fongiques, notamment les ratios entre ECM et saprotrophes. Une étude menée en France sur plusieurs méthodes de PMS n'indique aucune perte de diversité fongique pour les macromycètes. Les champignons ECM semblent favorisés par la PMS (hausse du ratio ECM/saprotrophes, occurrence d'ECM pionniers comme *Laccaria bicolor*) mais en moins de 5 ans, les communautés convergent et les effets sont nettement atténués (Vincenot *et al*., 2018; Boulanger *et* Vincenot, 2019). Du point de vue fonctionnel, le mélange intense des horizons par labour favorise les échanges de gaz par rapport à des PMS moins intenses, de type sous-solage ou butte (Peck *et al.*, 2016), et augmente l'activité microbienne et donc la dégradation des matières organiques à court terme (2-3 ans) surtout quand il y a enfouissement de l'humus (Lundmark-Thelin *et* Johansson, 1997 ; Siira-Pietikäinen *et al*., 2003).

À l'inverse, il a été observé 9 ans après une coupe rase suivie d'une PMS (scalpage et labour en plein) une diminution forte de la minéralisation de l'azote et de la respiration du sol associée à une baisse de la biomasse microbienne, notamment fongique, et une compaction du sol post-PMS (Merino *et al.*, 2004).

7.5 Perspectives

Il est difficile de conclure à une réponse unique à la PMS, étant donnée la diversité des réponses selon le contexte et la méthode de travail du sol utilisée.

Il y a un réel besoin de recherche sur les effets de la PMS en contexte tempéré sur le fonctionnement biogéochimique et la biodiversité des sols, qui implique la mise en place de sites expérimentaux dédiés. Les méthodes de PMS ont été documentées en France quant à leurs performances techniques (reprise et croissance des plants, coûts de réalisation, etc.) mais les données sont encore très lacunaires quant à leurs effets sur l'écosystème forestier.

7.6 Références bibliographiques

Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., Zedaker, S.M., 2006. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. Forestry: An International Journal of Forest Research 79, 3–27. https://doi.org/10.1093/forestry/cpi056

Boulanger, V., Vincenot, L., 2019. Réponses de la biodiversité à la lutte contre les espèces concurrentielles dans les plantations.

Cerise, L.M., Page-Dumroese, D.S., McDaniel, P., Mayn, C., Heinse, R., 2013. Productivity and Soil Properties 45 Years After Timber Harvest and Mechanical Site Preparation in Western Montana. Western Journal of Applied Forestry 28, 158–165. https://doi.org/10.5849/wjaf.12-013

Collet, C., Vast, F., Richter, C., Koller, R., 2021. Cultivation profile: a visual evaluation method of soil structure adapted to the analysis of the impacts of mechanical site preparation in forest plantations. Eur J Forest Res 140, 65–76. https://doi.org/10.1007/s10342-020-01315-2

Dassot, M., Collet, C., Girard, Q., Gibaud, G., Piat, J., Wehrlen, L., Richter, C., Fraysse, J.-Y., n.d. Méthodes alternatives de contrôle de la molinie et de préparation du sol pour réussir les plantations.

Demarais, S., Verschuyl, J.P., Roloff, G.J., Miller, D.A., Wigley, T.B., 2017. Tamm review: Terrestrial vertebrate biodiversity and intensive forest management in the U.S. Forest Ecology and Management 385, 308–330. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.006

Dumas, N., Dassot, M., Pitaud, J., Piat, J., Arnaudet, L., Richter, C., Collet, C., 2021. Four-year-performance of oak and pine seedlings following mechanical site preparation with lightweight excavators. Silva Fenn. 55. https://doi.org/10.14214/sf.10409

Jones, M.D., Durall, D.M., Cairney, J.W.G., 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. New Phytol. 157, 399–422. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2003.00698.x

Löf, M., Dey, D.C., Navarro, R.M., Jacobs, D.F., 2012. Mechanical site preparation for forest restoration. New Forests 43, 825–848. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9332-x

Lucie Vincenot, Benoit Richard, Pierre Margerie, Markus Neupert, Jerome Piat, Catherine Collet, Claudine Richter, Fabrice Bureau, 2018. Réponse des communautés fongiques à la préparation mécanique d'un sol forestier avant plantation. Presented at the Journées d'Étude des sols, Rouen, France.

Lundmark-Thelin, A., Johansson, M.-B., 1997. Influence of mechanical site preparation on decomposition and nutrient dynamics of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) needle litter and slash needles. Forest Ecology and Management 96, 101–110. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00040-6

Marshall, V.G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. Forest Ecology and Management 133, 43–60. https://doi.org/10/c9s7kb

McCarthy, N., Bentsen, N.S., Willoughby, I., Balandier, P., 2011. The state of forest vegetation management in Europe in the 21st century. European Journal of Forest Research 130, 7–16. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0429-5

Merino, A., Balboa, M.A., Rodríguez Soalleiro, R., González, J.G.Á., 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. Forest Ecology and Management 207, 325–339. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.10.074

Merino, A., Fernández-López, A., Solla-Gullón, F., Edeso, J.M., 2004. Soil changes and tree growth in intensively managed Pinus radiata in northern Spain. Forest Ecology and Management 196, 393–404. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.04.002

Narhi, P., Gustavsson, N., Sutinen, M.L., Mikkola, K., Sutinen, R., 2013. Long-term effect of site preparation on soil quality in Tuntsa, Finnish Lapland. Geoderma 192, 1–6. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.007

Newmaster, S.G., Parker, W.C., Bell, F.W., Paterson, J.M., 2007. Effects of forest floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in a central Ontario clearcut. Forest Ecology and Management 246, 196–207. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.058

Peck, V., Quiza, L., Buffet, J.-P., Khdhiri, M., Durand, A.-A., Paquette, A., Thiffault, N., Messier, C., Beaulieu, N., Guertin, C., Constant, P., 2016. Towards the development of multifunctional molecular indicators combining soil biogeochemical and microbiological variables to predict the ecological integrity of silvicultural practices. Microbial Biotechnology 9, 316–329. https://doi.org/10.1111/1751-7915.12348

Ramovs, B.V., Roberts, M.R., 2003. UNDERSTORY VEGETATION AND ENVIRONMENT RESPONSES TO TILLAGE, FOREST HARVESTING, AND CONIFER PLANTATION DEVELOPMENT. Ecological Applications 13, 1682–1700. https://doi.org/10.1890/02-5237

Siira-Pietikäinen, A., Haimi, J., Fritze, H., 2003. Organisms, decomposition, and growth of pine seedlings in boreal forest soil affected by sod cutting and trenching. Biology and Fertility of Soils 37, 163–174. https://doi.org/10.1007/s00374-002-0571-4

Sutinen, R., Gustavsson, N., Hänninen, P., Middleton, M., Räisänen, M.L., 2019. Impact of mechanical site preparation on soil properties at clear-cut Norway spruce sites on mafic rocks of the Lapland Greenstone Belt. Soil and Tillage Research 186, 52–63. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.013

Tarvainen, O., Hekkala, A.-M., Kubin, E., Tamminen, P., Murto, T., Tolvanen, A., 2015. Soil disturbance and early vegetation response to varying intensity of energy wood harvest. Forest Ecology and Management 348, 153–163. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.001

Vast, F., Collet, C., Koller, R., Pousse, N., Richter, C., n.d. LE PROFIL CULTURAL : UNE MÉTHODE D'OBSERVATION POUR ANALYSER LES IMPACTS DE LA PRÉPARATION MÉCANISÉE DU SITE SUR LA STRUCTURE DU SOL.

Vincenot, L., Richard, B., Margerie, P., Neupert, M., Piat, J., Collet, C., Richter, C., et Bureau, F., 2018. Réponse des communautés fongiques à la préparation mécanique d'un sol forestier avant plantation. *Journées d'Étude des sols*, 2018, Rouen, France

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
III – Impact des itinéraires de renouvellement post-coupe rase

Question 8. Quelle est l'incidence d'une plantation sur la biodiversité, comparativement à la régénération naturelle d'une même essence ?

Sommaire

8.1 Contexte et problématique 450
8.2 Définitions 451
8.3 Matériels et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées 452
8.3.1 Analyse quantitative (méta-analyse) 452
8.3.2 Analyses qualitatives 454
8.4 Réponses à la question posée 455
8.4.1 Synthèse quantitative : effets comparés de la plantation versus régénération naturelle sur la biodiversité, par rapport à un témoin non exploité 455
8.4.2 Synthèse qualitative : Effets comparés de la plantation versus régénération naturelle sur la biodiversité, toutes choses (composition du peuplement) égales par ailleurs 455
8.5 Conclusions et perspectives 458
8.6 Références bibliographiques 459

Rédacteurs
Marion **Gosselin,** INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Frédéric **Gosselin**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

8.1 Contexte et problématique

Par la mise en lumière du sous-bois et l'ouverture du peuplement, les coupes de régénération initient une succession secondaire : au cours du temps, au fur et à mesure de la croissance du nouveau peuplement, des communautés d'espèces vont se succéder sur la parcelle, graduellement et non aléatoirement, en fonction des interactions entre espèces et avec le milieu. Il y a des interactions trophiques (la présence de proies permet l'arrivée des prédateurs, les relations de compétitions pour les ressources trophiques limitent le nombre et l'abondance des espèces pour une quantité de ressources donnée), et des interactions non trophiques, avec des phénomènes d'inhibition (certaines plantes sécrètent des substances toxiques pour d'autres) ou au contraire de facilitation (grâce à l'ombrage modéré des essences pionnières, les semis d'essences post-pionnières peuvent s'installer), sans oublier les relations de pollinisation, dissémination de graines ou de spores, etc.

Plus le peuplement se diversifie, moins il y a de concurrence entre espèces pour l'espace et la ressource : les habitats se diversifient aussi et permettent la colonisation par des espèces dont les niches écologiques sont de plus en plus spécialisées (par exemple, les espèces qui se développent dans les cavités des arbres).

Pour une essence forestière donnée, la nature de la régénération (naturelle ou par plantation) est susceptible d'influencer la succession forestière dans la mesure où régénération naturelle et plantation diffèrent par :

- la densité de tiges de l'essence dominante (généralement plus élevée en régénération naturelle), et la variabilité spatiale de la densité de tiges ;
- la présence, en régénération naturelle, d'une plus grande diversité d'essences secondaire ;
- une moindre perturbation du milieu en régénération naturelle (moins d'interventions, moins de perturbation des sols) ;

- une base génétique potentiellement plus large en régénération naturelle (si présence d'un grand nombre de semenciers). En outre, la plantation permet des changements d'essences que la régénération naturelle, qui dépend des semenciers présents dans le peuplement antécédent ou les peuplements voisins, ne permet pas.

8.2 Définitions

Biodiversité en forêt : diversité des formes de vie présentes en forêt (qu'il s'agisse d'organismes strictement inféodés à la forêt ou non). Dans cette fiche, nous nous restreignons à la diversité des espèces présentes en forêt, et que nous répartissons dans les groupes écologiques suivants :

- Les **espèces non forestières** (plus fréquentes dans d'autres types de milieux qu'en forêt) ;
- Les **espèces généralistes** (ubiquistes, sans préférence marquée entre forêt ou hors-forêt) ;
- Les **espèces forestières** (plus fréquentes en forêt), qui sont soit des **espèces forestières spécialistes de peuplements adultes** (espèces sciaphiles ou de demi-ombre, associées aux peuplements forestiers adultes, à couvert élevé), soit des **espèces périforestières** (espèces forestières spécialistes de début de succession, de milieux ouverts intraforestiers ou d'ourlets forestiers).

Coupe de régénération : la régénération désigne l'ensemble des opérations sylvicoles permettant le renouvellement d'un peuplement forestier par voie sexuée. Le renouvellement du peuplement est initié par des coupes dites de régénération, qui permettent la mise en lumière du sol et, le cas échéant, du houppier des semenciers, et le développement consécutif des jeunes semis ou plants. Ces coupes permettent à la fois de récolter un peuplement forestier et de le renouveler ensuite par voie naturelle ou artificielle (Bastien *et* Gauberville, 2011). Il existe plusieurs types de coupes de régénération, dont les principaux sont : en traitement régulier, les coupes rases et les cycles de coupes progressives de régénération ; en traitement irrégulier, les coupes jardinées au sens large, pied à pied ou par trouées de moins de 0,5 ha (voir Volet 1, « Thème 2. Connaissance et suivi des coupes rases » et « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? »).

Coupes jardinées = Coupes jardinées *sensu lato* (*s.l.*) : dans cette contribution, nous regroupons sous ce terme toutes les coupes partielles qui visent simultanément à récolter, améliorer le peuplement et obtenir l'installation de nouvelles cohortes de régénération sous le couvert d'arbres matures jouant le sol de semenciers et abris. Nous englobons donc ici les coupes **jardinatoires** (destinées à faire évoluer le peuplement vers une structure inéquienne, sans recherche d'équilibre des classes d'âge à l'échelle de la parcelle (Schütz, 1997 ; Bastien *et* Gauberville, 2011) et les coupes de **jardinage** (dans des peuplements déjà irréguliers, en recherchant un état d'équilibre à l'échelle de la parcelle), qu'il s'agisse de coupes **pied-à-pied** (coupe d'arbres individuels, dispersés, d'âges différents, produisant de petites trouées (< 0,1 ha) favorables à la régénération d'essences tolérantes à l'ombre) ou **par trouées** (coupe de groupes d'arbres sur des surfaces de 0,1 à 0,5 ha, assez vastes pour permettre la régénération d'espèces ne tolérant pas l'ombre), ou encore de coupes **avec protection de petites tiges marchandes**.

Coupes progressives : série de coupes, étalées sur une période limitée de temps (1/2 révolution en Europe, 1/5 de la révolution au Québec), destinées à régénérer un peuplement en permettant aux semis préexistants de se développer mais aussi (et surtout) à de nouveaux semis de s'établir sous le couvert de semenciers (et non dans des trouées à côté). Les semenciers sont maintenus en forte densité et progressivement récoltés par des coupes partielles successives, au fur et à mesure de l'acquisition de la régénération. Les coupes progressives comprennent successivement :

- une **coupe d'ensemencement**, qui permet l'installation de la régénération naturelle en mettant en lumière le houppier des semenciers et en éclairant le sol par relevé de couvert (*i.e*. prélèvement des petits bois du sous-étage) ;
- une ou plusieurs **coupes secondaires**, qui favorisent le développement des semis, en réduisant progressivement l'abri (*i.e.* la densité de couvert arboré) et en augmentant l'arrivée de lumière au sol ;
- une **coupe définitive**, sur semis acquis, qu'elle met en pleine lumière en récoltant les derniers arbres semenciers du peuplement.

Coupe rase : coupe de régénération qui consiste à enlever en une seule intervention tous les arbres matures du peuplement, afin de permettre l'installation de la régénération après la coupe, par voie naturelle ou artificielle. La coupe rase est une modalité de régénération en traitement régulier, elle s'applique à l'échelle d'un peuplement, donc sur des surfaces variables mais toujours supérieures à 0,5 ou 1 ha.

Forêt subnaturelle : dans les études concernant l'effet de plantations, il s'agit soit d'une forêt primaire qui a fait l'objet d'exploitations partielles (éclaircies par exemple) mais n'a jamais connu de coupe de régénération, soit d'une forêt issue de régénération naturelle après coupe de régénération.

Le **rôle d'abri** concerne la protection des semis ou plants vis-à-vis du soleil ou du vent. Il peut être joué par des semenciers, ou par des arbres maintenus spécifiquement pour cela.

Scarification : fragmentation mécanique de l'humus et ameublissement superficiel du sol réalisé avec une crocheteuse (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Les **semenciers** sont des arbres de belle venue dont on met le houppier en lumière pour favoriser la fructification, donc la production de graines et l'ensemencement naturel de la parcelle.

8.3 Matériels et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

Nous avons mené une analyse quantitative et une analyse qualitative de la bibliographie.

8.3.1 Analyse quantitative (méta-analyse)

Nous avons complété la méta-analyse réalisée pour la « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? » par des références d'études incluant de la plantation (quatre études, 21 cas), afin de modéliser l'effet de la plantation comme covariable additionnelle aux autres effets déjà pris en compte. Cinq cas de biais ont été exclus (emplacements des relevés non représentatifs de la modalité).

Pour les raisons précédemment avancées (voir « Question 1.1. Quels sont les impacts des différentes catégories de coupes de régénération forestière sur la biodiversité (échelle peuplement) ? »), nous avons conduit cette méta-analyse en sélectionnant, parmi les références exploitées dans les méta-analyses de Chaudhary *et al.* (2016), Duguid *et* Ashton (2013), et Basile *et al.* (2019), les études sans biais méthodologiques et en tenant compte des stades successionnels des peuplements réguliers issus de régénération naturelle ou de plantation. Nous comparons l'écart de richesse spécifique entre témoin et traitement, pour les traitements figurant dans le Tableau 5.8-1. Nous avons distingué trois types de témoins : peuplement géré non coupé, arrêt d'exploitation (> 20 ans), et peuplement non géré.

La métrique utilisée pour comparer les traitements et les témoins est le *log* du *ratio* (LR) entre la valeur moyenne de richesse spécifique dans le traitement (M_{TR}) et valeur moyenne de richesse spécifique dans le témoin (M_T) :

$LR = Ln (R) = ln (M_{TR}/M_T)$

Une valeur nulle du *logratio* signifie qu'il n'y a pas de différence de richesse entre traitement et témoin, une valeur positive (ou respectivement négative) indique une richesse supérieure (ou respectivement inférieure) dans le traitement. Plus la valeur positive ou négative est élevée, plus l'effet est fort.

Nous avons évalué l'effet de plusieurs variables dans des modèles linéaires généralisés (Tableau 5.8-1) comportant :

- En variable principale, le **type de traitement.**
- En variables additionnelles : le **mode de régénération (naturelle ou plantation**) le **groupe taxonomique** (plantes – vasculaires et bryophytes, oiseaux, lichens, champignons, plantes vasculaires, arthropodes), le **groupe écologique** (espèces forestières spécialistes de peuplements adultes, saproxyliques, épiphytes-ou-saxicoles, pas de groupe écologique particulier), et le **type d'étude** (observationnelle ou expérimentale[241]).

Différents modèles ont été comparés en matière de capacité prédictive et le meilleur modèle a été analysé : il ne comprenait pas l'effet du groupe taxonomique.

Tableau 5.8-1 : Nombre de cas exploitables dans notre méta-analyse pour étudier l'écart de richesse spécifique entre témoin et traitement, selon que le peuplement du traitement est issu de plantation ou de régénération naturelle.

Modalités		
Traitement sylvicole	Mode de régénération	Nombre de cas
Peuplements réguliers jeunes (< 20 ans)	**issus de plantation *(sans changement d'essence)***	**10**
	régénérés naturellement (ou sans information[242])	60
Peuplements réguliers de milieu de succession (20 à 50 ans)	**issus de plantation *(avec changement d'essence)***	**2**
	régénérés naturellement (ou sans information)	10
Peuplements réguliers matures (> 50 ans)	**issus de plantation *(sans changement d'essence)***	**1**
	régénérés naturellement (ou sans information)	23
Peuplements jardinés	**partiellement régénérés par plantation *(sans changement d'essence)***	**3**
	régénérés naturellement (ou sans information)	53

Seuls 16 cas de plantation sont exploitables (voir Tableau 5.8-1).

Notre modèle fournit un estimateur des effets du traitement (première colonne du Tableau 5.8-1) pour les cas de peuplements régénérés naturellement (ou sans information). L'effet « plantation » est additif, c'est-à-dire qu'un estimateur unique vient moduler à la hausse ou à la baisse, en cas de plantation, la richesse spécifique prédite pour un traitement donné. Cet estimateur unique s'applique quel que soit le traitement (première colonne du Tableau 5.8-1), donc quel que soit le stade successionnel (court ou moyen terme), le type de coupe de régénération (coupe rase, coupe progressive ou coupe jardinée *s.l.*), les traits des espèces, le biome ou le type d'étude, observationnel ou expérimental). Compte-tenu des données disponibles (Tableau 5.8-1), très peu de cas de plantations

[241] Les études observationnelles comparent des données issues de coupes qui ont été réalisées dans la gestion courante à celles de témoins sélectionnés dans le paysage forestier, le plus proches possibles en distance et en conditions de milieux. Dans les études expérimentales, les coupes ont été réalisées pour les besoins de l'étude, selon des modalités définies, avec une modalité témoin sur le même site.

[242] On a considéré que lorsqu'il n'était pas dit explicitement que le peuplement était issu de plantation après coupe, il était issu de régénération naturelle.

sont exploitables et **notre estimateur d'effet « plantation » est représentatif surtout des cas de jeunes peuplements (< 20 ans) après coupe rase** (10 cas sur 16).

Conscients des limites de cette méta-analyse sur peu de données, nous avons complété par une analyse bibliographique qualitative.

8.3.2 Analyses qualitatives

Dans un premier temps, nous avons souhaité compléter l'approche quantitative par une synthèse qualitative **d'études comparant plantation et régénération naturelle toutes choses égales par ailleurs**. Nous avons utilisé l'équation de recherche suivante :

TITLE-ABS-KEY (forest* AND (*biodivers** OR *diversity* OR *richness* OR *abundance* OR (*taxonom** AND *diversity*) OR *"phylogen*"*) W/2 (*biological* OR *animal* OR *mammal* OR *vertebrate** OR **invertebrate** OR *bird** OR *avian* OR *fish* OR *reptil** OR *amphibian* OR *frog* OR *insect* OR *plant* OR *weed* OR *bryophyt** OR *lichen** OR *microbial* OR *bacteria* OR *virus* OR *fung** OR *myco** OR *bat$* OR *chirop** OR *spider** OR *ant$* OR *carab** OR *beetle** OR *coleopter** OR *spider* OR *collembol** OR **arthropod** OR *hymeno** OR *dipter** OR *orthopter** OR *odonat** OR *lepidopter** OR **fauna* OR *"forest-associated taxa"* OR *cryptogam**)) AND TITLE-ABS-KEY ((plantation* OR planted) AND (natural* W/2 (regener* OR seed*)) AND (compar*)) AND NOT TITLE-ABS-KEY (tropic*)

Parmi les 58 références obtenues par cette équation de recherche sous Scopus, il y a confusion de facteurs dans les comparaisons sur données observationnelles : il est fréquent de comparer une régénération naturelle feuillue avec une plantation résineuse parce que ce sont des pratiques forestières répandues (par exemple, Gagné *et al.*, 1999, Nilsson, 1979, Deharveng, 1996, dans les Pyrénées ; hêtraie issue de régénération naturelle versus plantation de conifères). Nous avons aussi écarté les articles qui englobent l'effet de pratiques de préparation du sol (scarifications, etc.) ou de contrôle de la végétation concurrente (*e.g*. herbicides).

Au final, très peu d'études correspondent à nos critères : Yan *et al*., (2013) (même si la régénération naturelle a provoqué un changement d'essence !), Royer-Tardif *et al*. (2018), Ross-Davis *et* Frego, (2002), Fang *et al*., (2014), auxquelles s'ajoutent 14 études comprises dans la synthèse de Bremer *et* Farley (2010).

C'est pourquoi, **dans un second temps, nous avons recherché des synthèses et méta-analyses étudiant seulement l'effet de la plantation (sans comparaison avec la régénération naturelle) par rapport à un antécédent forestier**, en fonction de plusieurs covariables (âge de la plantation, type – pure ou mélangée, essences – autochtones ou exotiques, biome, gestion – exploitation ou évolution naturelle à des fins de restauration, etc.)

Nous avons utilisé l'équation de recherche suivante :

TITLE-ABS-KEY (forest* AND (*biodivers** OR *diversity* OR *richness* OR *abundance* OR (*taxonom** AND *diversity*) OR *"phylogen*"*) W/2 (*biological* OR *animal* OR *mammal* OR *vertebrate** OR **invertebrate** OR *bird** OR *avian* OR *fish* OR *reptil** OR *amphibian* OR *frog* OR *insect* OR *plant* OR *weed* OR *bryophyt** OR *lichen** OR *microbial* OR *bacteria* OR *virus* OR *fung** OR *myco** OR *bat$* OR *chirop** OR *spider** OR *ant$* OR *carab** OR *beetle** OR *coleopter** OR *spider* OR *collembol** OR **arthropod** OR *hymeno** OR *dipter** OR *orthopter** OR *odonat** OR *lepidopter** OR **fauna* OR *"forest-associated taxa"* OR *cryptogam**)) AND TITLE-ABS-KEY ((plantation* OR planted)) AND TITLE-ABS-KEY (review OR systematic OR synthesis OR meta-analysis OR meta-analyses) AND NOT TITLE-ABS-KEY (tropic*)

Parmi les 108 références obtenues, nous avons retenu 10 synthèses (*reviews*) pertinentes pour notre sujet, et n'avons utilisé que les résultats applicables aux plantations forestières (plutôt qu'agricoles), en biomes boréal et tempéré (plutôt que tropical). En effet, certaines des synthèses retenues englobent des cas de plantations commerciales agricoles – café, banane, cacao, huile de palme (Nájera *et* Simonetti, 2010 ; Ramírez *et* Simonetti, 2011 ; Chaudhary *et al*., 2016 ; Wang *et al.*, 2022) – et toutes, exceptée Thompson *et al*. (2003), sont des synthèses mondiales englobant des cas de plantations forestières en zones tropicales (Bremer *et* Farley, 2010 ; Nájera *et* Simonetti, 2010 ; Ramírez *et*

Simonetti, 2011 ; Chaudhary *et al*., 2016 ; Castaño-Villa *et al.*, 2019 ; Albert *et al*., 2021 ; López-Bedoya *et al*., 2021 ; Wang *et al.*, 2021 ; Wang *et al.*, 2022).

8.4 Réponses à la question posée

8.4.1 Synthèse quantitative : effets comparés de la plantation versus régénération naturelle sur la biodiversité, par rapport à un témoin non exploité

Tous biomes et taxons confondus, Chaudhary et al. (2016) montrent que **les plantations forestières ont des effets négatifs plus forts** (perte de 40 % en richesse spécifique locale par rapport au témoin non coupé) **que les coupes rases suivies de régénération naturelle** (perte de 22 % seulement). Toutefois, les observations de la régénération naturelle après coupes rases dans cette méta-analyse sont observées uniquement à court terme (< 10 ans), tandis que les plantations peuvent être âgées de plus de 40 ans.

Notre méta-analyse corrige ce biais en tenant compte du stade de succession sylvicole, mais faute de données suffisantes pour envisager des interactions, elle n'a pu modéliser qu'un effet plantation unique, additif, qui est surtout représentatif des cas de plantations après coupe rase, à court terme (< 20 ans), pour les plantes, oiseaux, arthropodes et petits mammifères. Le meilleur modèle du point de vue de la qualité d'ajustement aux données indique une tendance négative non significative pour l'effet de la plantation (estimateur moyen - 0,24 [- 0,6 ; 0,09]). Les résultats sont obtenus sur un très petit nombre de cas, ce qui limite leur portée, avec une estimation très imprécise.

La magnitude de l'impact pourrait différer en fonction de la nature du peuplement avant coupe (forêt primaire ou secondaire) et en fonction de la nature des essences plantées (changement d'essence ou pas par rapport au peuplement antécédent, et en cas de changement d'essence, essence native ou exotique), mais les méta-analyses précitées n'ont pas abordé ces effets.

8.4.2 Synthèse qualitative : Effets comparés de la plantation versus régénération naturelle sur la biodiversité, toutes choses (composition du peuplement) égales par ailleurs

Au Québec, après coupe rase, Royer-Tardif *et al.* (2018) comparent, à âge équivalent (10 à 16 ans), des peuplements régénérés naturellement, des plantations d'essence native (épinette noire, *Picea mariana*), des plantations de peupliers hybrides et des plantations de mélèzes hybrides. Toutes espèces confondues, la richesse des communautés de plantes vasculaires en plantations de peuplier hybrides ne diffère pas significativement de celle des témoins régénérés naturellement. En plantations de mélèzes hybrides, les communautés sont significativement plus riches. **Mais la composition des communautés diffère** en fonction des peuplements : les peupleraies constituent à court terme des milieux plus hétérogènes, plus riches en groupes fonctionnels d'espèces et en espèces rudérales que les peuplements régénérés naturellement, eux-mêmes plus riches en espèces spécialistes forestières. Les peupleraies défavorisent nettement les espèces spécialistes forestières.

Dans des pessières au Canada, Ross-Davis *et* Frego (2002) observent des communautés de **bryophytes moins riches et moins diversifiées, mais plus abondantes, en plantation** après coupe rase, par rapport à la régénération naturelle après coupe rase. Les espèces présentes en plantation l'étaient aussi en peuplements régénérés naturellement (**emboîtement de communautés**). **La plupart des hépatiques et espèces de bois mort classiques en forêt étaient absentes en plantation**.

Après coupe rase de peuplements d'épicéas, en Chine, Yan *et al.*, (2013) observent à moyen-long terme (20-40 ans) une diversité de bryophytes terricoles plus élevée (communautés plus riches et plus diversifiées) dans les peuplements feuillus régénérés spontanément que dans les plantations d'épicéas autochtones.

Comparaisons de biodiversité entre plantation et antécédent forestier

Le schéma suivant ressort en général : **par rapport à un antécédent forestier subnaturel, les plantations hébergent en moyenne des communautés plus pauvres** (Bremer *et* Farley, 2010 ; Nájera *et* Simonetti, 2010 ; Ramírez *et* Simonetti, 2011 ; Castaño-Villa *et al.*, 2019 ; Albert *et al*., 2021 ; Wang *et al.*, 2022) **et moins abondantes** (Ramírez *et* Simonetti, 2011 ; Castaño-Villa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2021).

Plus précisément, les plantations hébergent soit des communautés appauvries en espèces, soit des communautés de richesse similaire mais différentes en composition : Albert *et al.* (2021) aboutissent par exemple à un indice de dissimilarité de Sorensen de 0,6, soit une différence de composition de 40 % en nombre d'espèces de coléoptères ; des résultats similaires sont documentés pour les oiseaux dans Castaño-Villa *et al.* (2019), et pour plusieurs taxons dans Wang *et al.* (2022).

Les effets sont plus ou moins forts selon les taxons. Par rapport à un antécédent de forêt subnaturelle, une plantation est appauvrie en moyenne de 39 +/- 8 % en espèces de plantes vasculaires (Bremer *et* Farley, 2010), de 65 +/- 10 % si on ne considère que les espèces de plantes autochtones (Bremer *et* Farley, 2010), de 33 % en espèces de coléoptères et plus encore pour les coléoptères détritivores (Albert *et al*., 2021).

Les diminutions d'abondance, en plantations, atteignent 36 et 42 % de biomasse pour les bactéries et champignons du sol dans la synthèse de Wang *et al.* (2021) en moyenne sur les différents types (incluant vergers, plantations forestières et plantations agricoles) et âges des plantations, ou zones climatiques, 47 % en nombre d'individus de coléoptères dans la synthèse d'Albert *et al*. (2021).

Enfin, pour certains taxons, les effets sont opposés à la tendance générale. Ainsi la **richesse bactérienne (en nombre d'OTUs) augmente** de 21 % en plantation (tous types de plantations confondus) dans la synthèse de Wang *et al.* (2021).

Beaucoup de facteurs influencent ou modulent les effets des plantations à l'échelle du peuplement (voir

Tableau 5.8-2).

En général, les **effets négatifs des plantations sur la biodiversité sont atténués** en cas de :

- **plantations mélangées plutôt que monospécifiques** (Liu *et al*., 2018 ; Castaño-Villa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2022) – cette tendance n'est pas toujours significative, *e.g*. dans Albert *et al*. (2021). Pour les coléoptères, la synthèse de Albert *et al*. (2021) note une tendance, mais

non significative, à des communautés plus pauvres en plantations monospécifiques qu'en plantations mélangées. Pour les oiseaux, celle de Castaño-Villa *et al.* (2019) montre que les effets négatifs des plantations sur la biodiversité sont atténués en cas de plantations mélangées ;

- **plantations d'essences autochtones plutôt qu'exotiques** : c'est ce qu'observent les synthèses de Castaño-Villa *et al.* (2019) pour les oiseaux, Bremer *et* Farley (2010) pour les plantes, López-Bedoya *et al*. (2021) pour les coléoptères, Wang *et al.* (2022) tous taxons confondus. A titre d'exemple, une plantation d'essences exotiques appauvrit les cortèges de **vasculaires** de 29 ± 6 % d'espèces par rapport à des forêts récentes issues de régénération naturelle, tandis qu'une plantation d'essences autochtones enrichit les cortèges de 51 ± 8 % en nombre d'espèces (Bremer *et* Farley, 2010) ;
- **plantation de faible surface** (< 36 ha dans la synthèse de Castaño-Villa *et al.* (2019) – voir aussi « Question 1.2. Focus : quels sont les effets des coupes rases sur la richesse spécifique à court terme, par groupe taxonomique ? ») ;
- **plantations à visée de protection plutôt que de production** (Castaño-Villa *et al.*, 2019).

L'antécédent joue aussi un rôle : les plantations sont plus susceptibles d'améliorer la biodiversité quand elles sont en remplacement de milieux dégradés (prairies artificielles ou dégradées) que quand elles remplacent des milieux naturels (y compris forêts subnaturelles). Les sous-bois de forêts subnaturelles abritent de fait des communautés d'espèces natives plus riches et abondantes (Bremer *et* Farley, 2010).

Les différentes **catégories d'essences plantées** (feuillus *vs* résineux, à feuillage caduc *vs* persistant, à mycorhizes arbusculaires *vs* ectomycorhize) n'entraînent pas d'effets différents des plantations sur les micro-organismes du sol (Wang *et al.*, 2021).

L'**âge des plantations** peut moduler les effets, mais les résultats sont variables :

- soit la biodiversité tend à être plus élevée dans les plantations les plus âgées, c'est-à-dire que les effets négatifs de la plantation sur la biodiversité s'atténuent avec le temps, en général (Crouzeilles *et al*., 2016 ; Castaño-Villa *et al.*, 2019 ; Wang *et al.*, 2022) ou au moins dans les plantations d'essences autochtones (López-Bedoya *et al*., 2021), en lien avec les processus de recolonisation ;
- soit les effets ne changent pas significativement avec l'âge des plantations : c'est le cas de la synthèse de Albert *et al*. (2021) sur les coléoptères ou de celle de Wang *et al.* (2021) sur les micro-organismes du sol (entre 1 et 60 ans, tous types de plantations confondus : vergers, plantations forestières et plantations agricoles), hormis l'augmentation en nombre d'espèces bactériennes qui est forte (+21 %) dans les jeunes plantations puis décroît avec l'âge et devient négative après 50 ans ;
- en plantation d'essences exotiques, López-Bedoya *et al*. (2021) observent au contraire une augmentation des effets négatifs au fil du temps (de 1 à 60 ans) sur les coléoptères.

Sur la proximité d'une forêt subnaturelle, la biodiversité en plantation tend à être plus élevée lorsque la plantation est proche d'une forêt subnaturelle (Crouzeilles *et* Curran, 2016 ; López-Bedoya *et al*. 2021), mais ce n'est pas toujours significatif (Albert *et al*. 2021). Pour autant, mieux vaut ne pas fragmenter les paysages de forêts subnaturelles par des plantations : la synthèse de Castaño-Villa *et al.*, (2019) conclut à l'effet négatif des plantations sur la diversité en oiseaux quel que soit le degré de connectivité (plantations isolées ou pas).

Concernant la gestion, les effets ne changent pas significativement selon que la plantation est gérée ou non (Castaño-Villa *et al.*, 2019), même si l'objectif de la plantation a, lui, un effet significatif, avec

une biodiversité plus élevée dans les plantations à visée de protection que dans les plantations à visée de production (Castaño-Villa *et al.*, 2019).

Tableau 5.8-2 : Principaux types de résultats et références associées

Plantation *vs* forêt subnaturelle	Effet négatif des plantations en richesse : - coléoptères (Albert *et al*., 2021) - plantes vasculaires (Bremer *et* Farley, 2010) - oiseaux (Nájera *et* Simonetti, 2010 ; Castaño-Villa *et al.*, 2019) - mammifères (Ramírez *et* Simonetti, 2011) - bactéries et champignons du sols (Wang *et al.* (2021)	Effet négatif des plantations en abondance : - coléoptères (Albert *et al*., 2021) - bactéries et champignons du sols (Wang *et al.* (2021) - mammifères (Ramírez *et* Simonetti, 2011) - oiseaux (Castaño-Villa *et al.*, 2019)	
Plantation monospécifique *vs* mélangée	Effet négatif des plantations monospécifiques : - oiseaux (Castaño-Villa *et al.*, 2019) - pluri-taxons (Liu *et al*., 2018) - pluri-taxons (Wang *et al.*, 2022)	Pas d'effet : - coléoptères (Albert *et al*., 2021)	
Plantation d'essence exotique *vs* autochtone	Effet négatif des plantations d'essence exotique : - oiseaux (Castaño-Villa *et al.*, 2019) - plantes vasculaires (Bremer *et* Farley, 2010) - coléoptères (López-Bedoya *et al*., 2021) - pluri-taxons (Wang *et al.*, 2022)		
Evolution temporelle des effets de la plantation	Effets négatifs se renforcent au cours du temps : - coléoptères en plantation d'essence exotique (López-Bedoya *et al*., 2021)	Effets négatifs s'atténuent au fil du temps : - pluri-taxons (Crouzeilles *et al*., 2016) - oiseaux (Castaño-Villa *et al.*, 2019) - bactéries et champignons du sol (Wang *et al.* (2021) - coléoptères en plantation d'essence autochtone (López-Bedoya *et al*., 2021)	Pas d'évolution : - micro-organismes du sol (Wang *et al.*, 2022) - coléoptères (Albert *et al*., 2021)

8.5 Conclusions et perspectives

On manque manifestement d'études comparant, toutes choses égales par ailleurs, l'effet de la plantation par rapport à la régénération naturelle après coupe de régénération, que ce soit en traitements réguliers ou irréguliers. Les résultats de la méta-analyse sont trop bruités pour conclure,

et l'analyse qualitative des rares études disponibles donne peu d'information transposable au contexte français.

En revanche, les synthèses récentes concernant l'effet des plantations sur la biodiversité par rapport à l'antécédent forestier sont assez nombreuses et convergentes dans leurs conclusions : l**es plantations entraînent en général des diminutions de biodiversité, ou tout au moins des modifications de composition, aux dépens des espèces autochtones notamment. Ces effets négatifs peuvent s'atténuer avec le temps, mais pas toujours**. **Le choix d'essences natives plutôt qu'exotiques, et de plantations mélangées plutôt que pures, permet d'atténuer les effets négatifs des plantations, sans les annuler toutefois.**

8.6 Références bibliographiques

Albert, G., Gallegos, S.C., Greig, K.A., Hanisch, M., Fuente, D.L., Föst, S., Maier, S.D., Sarathchandra, C., Phillips, H.R.P., Kambach, S., 2021. The conservation value of forests and tree plantations for beetle (Coleoptera) communities: A global meta-analysis. Forest Ecology and Management 491.

Basile, M., Mikusinski, G., Storch, I., 2019. Bird guilds show different responses to tree retention levels: a meta-analysis. Global Ecology and Conservation 18, 12.

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Bremer, L.L., Farley, K.A., 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. Biodiversity and Conservation 19, 3893–3915.

Castaño-Villa, G.J., Estevez, J.V., Guevara, G., Bohada-Murillo, M., Fontúrbel, F.E., 2019. Differential effects of forestry plantations on bird diversity: A global assessment. Forest Ecology and Management 440, 202–207.

Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Scientific Reports 6, 23954.

Crouzeilles, R., Curran, M., 2016. Which landscape size best predicts the influence of forest cover on restoration success? A global meta-analysis on the scale of effect. Journal of Applied Ecology 53, 440–448.

Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M.S., Lindenmayer, D.B., Grelle, C.E.V., Rey Benayas, J.M., 2016. A global meta-Analysis on the ecological drivers of forest restoration success. Nature Communications 7.

Deharveng, L., 1996. Soil collembola diversity, endemism, and reforestation: A case study in the Pyrenees (France. Conservation Biology 10, 74–84.

Duguid, M.C., Ashton, M.S., 2013. A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. Forest Ecology and Management 303, 81–90.

Fang, Z., Bao, W., Yan, X., Liu, X., 2014. Understory structure and vascular plant diversity in naturally regenerated deciduous forests and spruce plantations on similar clear-cuts: Implications for forest regeneration strategy selection. 10.3390/f4020364 5, 715–743.

Gagné, N., Bélanger, L., Huot, J., 1999. Comparative responses of small mammals, vegetation, and food sources to natural regeneration and conifer release treatments in boreal balsam fir stands of Quebec. Canadian Journal of Forest Research 29, 1128–1140.

Liu, C.L.C., Kuchma, O., Krutovsky, K.V., 2018. Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. Global Ecology and Conservation 15.

López-Bedoya, P.A., Magura, T., Edwards, F.A., Edwards, D.P., Rey-Benayas, J.M., Lövei, G.L., Noriega, J.A., 2021. What level of native beetle diversity can be supported by forestry plantations? A global synthesis. INSECT CONSERV DIVERS JI Insect. Conserv. Divers 14, 736–747.

Nájera, A., Simonetti, J.A., 2010. Enhancing avifauna in commercial plantations: Research note. Conservation Biology 24, 319–324.

Nilsson, S.G., 1979. Effect of forest management on the breeding bird community in southern Sweden. Biological Conservation 16, 135–143.

Ramírez, P.A., Simonetti, J.A., 2011. Conservation opportunities in commercial plantations: The case of mammals. Journal for Nature Conservation 19, 351–355.

Ross-Davis, A.L., Frego, K.A., 2002. Comparison of plantations and naturally regenerated clearcuts in the Acadian Forest: forest floor bryophyte community and habitat features. CAN J BOT 80, 21–33.

Royer-Tardif, S., Paquette, A., Messier, C., Bournival, P., Rivest, D., 2018. Fast-growing hybrids do not decrease understorey plant diversity compared to naturally regenerated forests and native plantations. Biodiversity and Conservation 27, 607–631.

Schütz, J.P., 1997. Sylviculture 2 : La gestion des forêts irrégulières et mélangées. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, CHE.

Thompson, I.D., Baker, J.A., Ter-Mikaelian, M., 2003. A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada. Forest Ecology and Management 177, 441–469.

Wang, C., Zhang, W., Li, X., Wu, J., 2022. A global meta-analysis of the impacts of tree plantations on biodiversity. Global Ecol. Biogeogr. 31, 576–587. https://doi.org/10.1111/geb.13440

Wang, Y., Chen, L., Xiang, W., Ouyang, S., Zhang, T., Zhang, X., Zeng, Y., Hu, Y., Luo, G., Kuzyakov, Y., 2021. Forest conversion to plantations: A meta-analysis of consequences for soil and microbial properties and functions. Global Change Biology 27, 5643–5656.

Yan, X.L., Bao, W.K., Pang, X.Y., Zhang, N.X., Chen, J., 2013. Regeneration strategies influence ground bryophyte composition and diversity after forest clearcutting. Ann. For. Sci. 70, 845–861.

Volet 1 | Thème 5. Effets du système coupe rase-renouvellement sur la biodiversité
III – Impact des itinéraires de renouvellement post-coupe rase

Question 9. Quelle est l'incidence d'une introduction d'espèce d'arbre exotique sur la biodiversité forestière, comparativement à l'introduction d'une espèce d'arbre autochtone ?

Sommaire

9.1 Contexte et problématique 461
9.2 Définition d'une espèce associée 462
9.3 Approches mises en œuvre 462
9.4 Réponses à la question posée 462
9.4.1 La notion de coévolution repose sur le « temps de résidence » 463
9.4.2 L'évolution de la diversité associée à une espèce d'arbre nouvellement introduite peut s'apparenter à une île vierge en cours de colonisation (Janzen, 1973) 463
9.4.3 Cas particulier des E.I. envahissantes 465
9.4.4 L'introduction d'une E.I. fait courir le risque d'introduction involontaire d'autres organismes 465
9.4.5 Le risque d'une altération de la diversité génétique est en opposition avec celui portant sur la diversité associée 465
9.4.6 L'utilisation de bases de données existantes permet de faire rapidement une approximation de la diversité globale associée aux essences, mais n'est pas exempte de biais. 465
9.4.7 Des études détaillées sont nécessaires pour estimer finement l'effet de l'introduction d'une E.I. 466
9.4.7.1 Études réalisées à l'échelle locale (parcelle) 466
9.4.7.2 Études réalisées à l'échelle globale (département, région) 466
9.4.8 La biodiversité d'une plantation d'E.I. peut être améliorée par mesures de gestion comme peut l'être une plantation d'E.A. 468
9.4.9 Conclusion 468
9.5 Perspectives : besoins de recherches et pistes de recommandations 468
9.6 Références bibliographiques 469
9.7 Annexe 473

Rédacteur

Yann **Dumas**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Contributeur

Jean-Yves **Puyo**, Université de Pau et des pays de l'Adour, UMR TREE, Pau (64), France
Valéry **Malécot**, Institut Agro Rennes-Angers, IRHS, Angers (49), France

9.1 Contexte et problématique

Les fluctuations climatiques passées ont bouleversé les cortèges d'espèces. De nombreuses espèces d'arbres ont disparu aboutissant à une richesse beaucoup plus faible en Europe (124) qu'elle ne l'est sur les autres continents au climat tempéré. La présence de barrières naturelles (mer méditerranéenne, Pyrénées, Alpes) a limité leur capacité de retrait dans des refuges glaciaires dans le sud de l'Europe (Italie, Espagne) et leur capacité d'enrichissement en l'absence de contact avec des zones tropicales. Latham *et* Ricklefs (1993) comparent ce chiffre aux 729 espèces d'arbres dans l'est de l'Asie centrale et 253 dans l'est de l'Amérique du Nord. Nos forêts de France continentale (Corse comprise) sont constituées de seulement 99 espèces ligneuses autochtones (E.A.), à comparer aux 96 espèces ligneuses introduites (E.I.) (IGN, 2021, Annexe 5.9-1 comprenant des arbustes et des espèces d'arbres horticoles). Malgré le nombre important d'E.I. en France, elles y représentent moins de 10 % des superficies en tant qu'espèces dominantes en 2015 (Forest Europe, 2015). L'enrichissement des forêts avec des E.I. est parfois avancé pour pallier cette faiblesse passée (Carnus *et al*., 2003) et comme

une solution future pour faire face aux changements climatiques qui s'annoncent. Nos espèces d'arbres actuelles risquent de dépérir sous l'effet du réchauffement climatique, comme cela s'est déjà produit par le passé, mais très rapidement (Dyderski *et al*., 2017). Cela ne laisserait potentiellement pas le temps aux espèces d'arbres méditerranéennes de migrer et d'assurer une continuité du couvert forestier. La conservation de la biodiversité forestière, comme le maintien des services écosystémiques assurés par les forêts, seraient alors très impactés par cette perte d'habitat, d'où l'idée de recourir à la migration assistée ou à l'introduction d'E.I. pour maintenir cet état boisé. Mais les boisements et reboisements déjà réalisés avec des E.I. sont généralement jugés très pauvres en espèces par les défenseurs de l'environnement. L'utilisation plus importante des E.I. laisserait ainsi craindre un appauvrissement de la biodiversité forestière. Nous proposons ici d'évaluer si les résultats scientifiques permettent d'estimer les risques de perte de biodiversité induits par ces introductions et les mécanismes en jeu.

9.2 Définition d'une espèce associée

Espèce associée : espèce vivant en interaction plus ou moins forte **avec une espèce, dans notre cas un arbre**. L'association entre une espèce associée et une espèce d'arbre peut recouvrir des natures différentes. Elle concerne son alimentation lorsqu'il s'agit par exemple d'un parasite ou d'une espèce détritivore ou saproxylique ou encore d'un mycorhize lié par mutualisme. Cette association est alors parfois assez essentielle pour l'espèce qui n'est généralement associée qu'à un nombre restreint d'espèces d'arbres et qui serait impactée par la disparition de celles-ci (effet en cascade). Mais il peut aussi concerner un lien de commensalisme comme dans le cas d'une épiphyte ou lorsque qu'un mammifère y trouve un simple habitat. Il est alors généralement moins essentiel et spécifique. La raréfaction d'une espèce d'arbre aurait alors moins d'impact sur ces espèces.

9.3 Approches mises en œuvre

Nous nous intéressons à la liste des espèces d'arbres inventoriées en forêt par l'IGN. Nous les classons ensuite selon leur durée de coévolution potentielle, en utilisant la base de données des Inventaires Archéozoologiques et Archéobotaniques de France (I2AF) intégrée à l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN) et leur date d'introduction afin de pouvoir classer ces espèces d'arbres dans les catégories néophytes, archéophytes et autochtones. Puis nous utilisons la littérature scientifique pour évaluer le lien entre la diversité associée aux espèces d'arbres et ces catégories selon les différentes hypothèses scientifiques établies. Nous nous intéressons également au risque d'hybridation entre E.I. et E.A.

Nous prenons comme référence le territoire de la France métropolitaine pour juger de l'autochtonie d'une espèce d'arbre, en considérant que la diversité qui lui est associée dans sa région d'origine peut migrer relativement rapidement avec elle. Une approche régionale aurait été possible pour évoquer une introduction à cette échelle (pin noir introduit en région Centre-Val de Loire au XIXe siècle par exemple), mais cela aurait rendu l'analyse beaucoup plus complexe. Le nombre de références bibliographiques et les impacts attendus sur la biodiversité seraient beaucoup plus faibles. De même, nous ne prenons pas en compte des effets indirects sur la biodiversité qui peuvent être causés, par exemple, par l'accroissement du risque d'incendie du fait d'une plus grande inflammabilité de l'E.I.

9.4 Réponses à la question posée

9.4.1 La notion de coévolution repose sur le « temps de résidence »

Le **temps de résidence** d'une espèce d'arbre détermine la durée de coévolution potentielle avec les espèces présentes sur notre territoire. Ainsi, ces espèces ont eu d'autant plus de temps pour s'adapter à l'espèce d'arbre et par conséquent pour s'y associer que cette durée de coévolution est longue. Selon la durée de vie de l'espèce associée considérée, un nombre plus ou moins élevé de générations peut se succéder avant la mort de l'arbre dont la durée de vie est généralement très longue. L'adaptation de cette espèce à l'E.I. est ainsi plus ou moins facilitée par le nombre de générations (Herrera, 1985). Nous pouvons définir trois catégories de durées de coévolution classées dans l'ordre croissant d'effet positif (périodes de coévolution récente de la plus courte à la plus longue) :

a) Les néophytes sont introduites à la période des « Temps modernes », soit depuis 1492 (arrondie généralement à 1500). La durée de coévolution est donc d'environ 500 ans maximum pour ces espèces. Certaines d'entre elles étaient déjà présentes au Pliocène mais ont disparu de notre territoire pendant des millions d'années avant d'avoir été réintroduites depuis un autre continent (par exemple les genres pseudotsuga et sequoia[243]). Cette présence ancienne est donc jugée sans effet positif puisque le contact avec la diversité associée a été rompu sur notre continent pendant une très longue période, interrompant la coévolution.
b) Les espèces archéophytes, introduites par l'Homme avant les temps modernes (avant 1492). Ces espèces sont donc introduites depuis plusieurs centaines à plusieurs milliers d'années sur notre territoire. Certaines sont décelées au Paléolithique (entre -450 000 et -11 700 ans) ou au Mésolithique (entre -11 700 ans à -8 400 ans) mais pas par la suite et ont probablement été réintroduites par l'Homme.
c) Les espèces autochtones sont naturellement présentes sur notre territoire sans intervention de l'Homme. Le temps de résidence sur le territoire national pour une E.A. est donc au minimum de plusieurs milliers d'années depuis la dernière glaciation (Kremer *et al*., 2002 ; Cottrell *et al.*, 2005 ; Roiron *et al*., 2013). Grossièrement, les espèces d'arbres qui se rencontrent aujourd'hui dans les régions les plus froides sont celles qui sont apparues le plus rapidement après glaciation (Huntley *et* Birks, 1983).

9.4.2 L'évolution de la diversité associée à une espèce d'arbre nouvellement introduite peut s'apparenter à une île vierge en cours de colonisation (Janzen, 1973)

À l'apparition d'une île volcanique la vie en est absente, mais rapidement les premières espèces adaptées à ce nouvel environnement s'y développent. De façon similaire, hormis de rares espèces introduites involontairement avec l'E.I. et donc présentes immédiatement à la plantation, les cortèges d'espèces vont s'associer à l'E.I. progressivement avec le temps. Nous faisons là abstraction de la vie du sol déjà présente avant plantation (microorganisme, banque de graine, etc.) qui partage au minimum l'habitat avec la nouvelle espèce d'arbre, mais cette image est intéressante pour la compréhension des mécanismes en jeu.

D'ailleurs, Wingfield (1999) considère qu'une part de la productivité élevée des E.I. est liée à l'absence de pathogènes dans le début de leur phase d'introduction.

[243] Ces genres sont cités dans la littérature scientifique (paléobiologie) comme ayant été découvertes à une époque bien plus récente (pléistocène) mais ces découvertes ont ensuite été respectivement soit sérieusement mises en doute soit invalidées par Vernet (1973). C'est le cas du séquoia en Dordogne il y a 17 000 ans avant le présent (AP) (Jacquiot, 1960) et du douglas vers 14 000 ans AP dans le Vaucluse (Paccard, 1961). Aucune mention ne figure d'ailleurs dans la base de données I2AF. Ils sont donc classés parmi les exotiques.

Toutes les espèces n'ont pas le même besoin d'adaptation à l'espèce d'arbre du fait de la nature du lien qui les unie (espèces spécialistes ou généralistes). Dans un premier temps, ce sont préférentiellement les généralistes qui vont s'établir puis les spécialistes après une phase d'adaptation plus longue (Brändle *et* Brandl, 2001 ; Krebs, 2012).

Celles-ci s'adaptent à ce nouvel environnement apparu avec la création de l'île qui évolue elle-même sur le long terme par l'apparition de micro-habitats. À l'échelle individuelle, l'arbre de première génération va se parer de micro-habitats en vieillissant, accueillant de nouvelles espèces. Mais à l'échelle populationnelle, de façon comparable, des espèces plus spécialistes s'adaptent à l'E.I. qui évolue sous l'influence de la sélection naturelle ou de l'Homme. Par exemple, la variété de pommiers influence significativement le cortège de bryophytes épiphytes (Stevenson *et al*., 2017) et certaines variétés de pin tordu sont moins consommées par les rongeurs (Sjöberg *et* Danell, 2001). De manière plus générale, Whitham *et al*. (2006) mettent en évidence une influence de traits génétiques de l'arbre sur la diversité associée, démontrant ainsi une forme d'héritabilité du gène jusqu'à l'écosystème pour les espèces d'arbres les plus influentes, les fondatrices. Par exemple, la concentration en tanins chez le peuplier va structurer la communauté de consommateurs primaires puis avoir une influence en cascade sur les autres maillons de la chaine trophique.

Plus la diversité des milieux présents sur l'île est importante, plus la diversité des espèces est élevée à l'échelle globale. De la même manière, plus la diversité des milieux plantés est élevée, plus la diversité susceptible d'être en contact pour s'y associer est élevée. Cela correspond à l'**influence de la « diversité des habitats colonisés »** (Kennedy *et* Southwood, 1984).

Plus le temps passe et plus la biodiversité colonisant l'île est élevée et selon un mécanisme comparable, plus la durée de résidence est élevée, plus la diversité associée à l'E.I. est élevée. Plusieurs auteurs ont validé la corrélation positive entre le temps de résidence et la richesse globale en espèces associées d'insectes ou d'acariens en Grande-Bretagne (Kennedy *et* Southwood, 1984) ou en Allemagne (Brändle *et* Brandl, 2001 ; Brändle *et al*., 2008). Mais combien de temps faut-il pour que le nombre d'espèces associées atteigne une asymptote et ne progresse plus que lentement ? En dehors des forêts tempérées, (Strong, 1979) évoque 300 ans pour le cacaoyer et plus globalement moins de 1 000 ans. Mais en Europe, Brändle *et al*. (2008) estiment que cela pourrait prendre plus de temps, la diversité des milieux plantés étant plus faible. Comme ces délais sont très longs, l'introduction d'espèces d'arbres exotiques en remplacement d'espèces d'arbres autochtones se traduit donc immanquablement par un effet négatif sur la biodiversité locale.

Plus la surface de l'île est importante, plus la diversité qu'elle accueille est élevée. De façon similaire, la surface de plantation induit un nombre d'espèces associées selon un modèle logarithmique (Janzen, 1973). Dans notre cas, la pente reliant la surface occupée par l'espèce d'arbres à la diversité globale des espèces d'insectes associées est plus forte que pour les arbustes pour lesquels la pente est elle-même plus forte que pour les plantes herbacées (Strong, 1979). Cette relation forte est probablement liée à la diversité des micro-habitats plus élevée chez l'arbre (hétérogénéité de l'écorce, bois mort) du fait de ses dimensions et de sa longévité importantes (Southwood *et* Kennedy, 1983).

Le fait que l'île fasse partie d'un archipel facilite sa colonisation, car la distance de colonisation est plus courte. Sur le plan géographique également, plus la distance entre une parcelle de boisement réalisé avec une E.I. et une forêt composée d'E.A. est grande, plus la colonisation sera improbable. Ainsi, Humphrey *et al*. (2000) modélisent la richesse en espèces rares de champignons en fonction de la distance entre les boisements réalisés avec l'épicéa de Sitka (*Picea sitchensis*) et les forêts autochtones de pin sylvestre. Cette richesse passe de 12 espèces pour une distance quasi nulle entre les peuplements étudiés à 0 espèces pour une distance de 160 km. Et d'un point de vue génétique, plus

la **« distance génétique »** entre une E.I. et les E.A. est courte (même famille, même genre), plus l'adaptation des espèces associées est potentiellement rapide et concerne davantage d'espèces.

9.4.3 Cas particulier des E.I. envahissantes

Pour quelques espèces introduites, le pouvoir envahissant est lié à **l'absence de consommateurs et de pathogènes** d'où en découle une diversité associée réduite et qui se traduit par un avantage compétitif par rapport aux espèces autochtones. Les ressources importantes allouées généralement par une plante à la synthèse de molécules insecticides ou fongicides par exemple, peuvent alors être économisées et être affectées à la croissance qui s'avère beaucoup plus importante que dans la région d'origine de la plante (Blossey *et* Notzold, 1995).

Les nouvelles armes biochimiques pour lesquelles les espèces autochtones n'ont pas encore acquis de stratégie d'évitement ou de tolérance permettent d'expliquer également la plus faible diversité associée et le comportement envahissant d'une essence (Callaway *et* Ridenour, 2004). C'est le cas de la molécule herbicide « ailanthone » produite par l'ailante glanduleux (*Ailanthus altissima*) par exemple (Lawrence *et al*., 1991 ; Heisey, 2003), potentiellement responsable d'une diversité de la flore vasculaire associée plus faible de plus de 20 % par rapport aux E.A. (Motard *et al*., 2011 ; Vila *et al*., 2006).

9.4.4 L'introduction d'une E.I. fait courir le risque d'introduction involontaire d'autres organismes

En introduisant une E.I., un premier risque consiste à introduire par la même occasion une espèce exotique responsable de problème sanitaire sur cette essence, mais aussi sur d'autres (Felton *et al*., 2013). Diez (2005) évoque le cas de mycorhizes de l'Eucalyptus en Espagne qui favorisent cette essence au point de la rendre envahissante. La chalarose du frêne est également suspectée d'avoir été introduite par le commerce de plants de frênes asiatiques en Pologne (DSF, 2010).

Un second type de risque est le passage d'un pathogène autochtone sur l'E.I. non pourvu de défense naturelle en l'absence de coévolution (Wingfield, 1999). Dans ce cas, les objectifs de maintien du couvert forestier et de puits de carbone pour sauvegarder la biodiversité forestière dans un contexte de changement climatique ne sont pas atteints. Ce fut le cas du passage de la rouille vésiculeuse sur le pin de Weymouth.

9.4.5 Le risque d'une altération de la diversité génétique est en opposition avec celui portant sur la diversité associée

L'introduction d'essences génétiquement proches des E.A., notamment du même genre, rend possible leur hybridation. Ce type de risque est identifié notamment par Felton *et al*. (2013) dans le cadre de l'introduction du peuplier hybride capable de s'hybrider avec les trembles américains (*Populus tremuloides*) et européens (*Populus tremula*). Il existe aussi, au sujet du pin noir de Salzmann, une variété autochtone potentiellement hybridée par le pin noir d'Autriche introduit (Roiron *et al*., 2013). Ce risque est, en moyenne, malheureusement d'un niveau inversement proportionnel à celui auquel est confronté la diversité associée, car plus la distance génétique entre E.I. et E.A. est faible, moins elle impacte la diversité associée, mais plus elle risque d'altérer la diversité génétique.

9.4.6 L'utilisation de bases de données existantes permet de faire rapidement une approximation de la diversité globale associée aux essences, mais n'est pas exempte de biais.

Ces données naturalistes ou scientifiques sont rarement acquises dans ce but de comparaison des richesses associées. Il en découle un risque de biais d'échantillonnage, par exemple le risque que les E.I. soient beaucoup moins prospectées parce que moins fréquentes sur le territoire. Il faut donc absolument prendre en compte la surface couverte par chaque essence dans la modélisation de la diversité associée à l'échelle globale. On construit ainsi un modèle logarithmique aire colonisée-richesse en espèces associées (Kennedy *et* Southwood, 1984). D'autres biais tel que le biais stationnels sont possibles dans ce type d'études, mais n'avons pas la place de les détailler ici.

9.4.7 Des études détaillées sont nécessaires pour estimer finement l'effet de l'introduction d'une E.I.

9.4.7.1 Études réalisées à l'échelle locale (parcelle)

À l'échelle locale, la plantation d'une E.I. fait généralement baisser la diversité associée (en moyenne tous groupes de taxons confondus, mais pas obligatoirement pour tous les groupes). De nombreuses études ont abouti à ce résultat sur de nombreux groupes d'espèces (Calvino-Cancela *et al*., 2013 ; Pharo *et al*., 2004 ; Gjerde *et* Saetersdal, 1997 ; Humphrey *et al*., 1999, 2002).

Dans certains cas, la biodiversité n'est pas altérée du point de vue de sa richesse, mais davantage par une banalisation de la communauté associée aux E.I. Elle est moins spécifique que celles des E.A. et peut donc se retrouver plus facilement ailleurs sur la planète. Sa valeur patrimoniale est donc plus faible car elle ne contribue pas à élever la richesse à l'échelle globale (Krebs, 2012 ; Ward, 1977).

La biomasse est parfois aussi affaiblie par une essence exotique (Krebs, 2012 ; Dyderski *et* Jagodziński, 2021). Cette baisse peut donc avoir une incidence sur la diversité associée à cette biomasse et entraîner une baisse de diversité en cascade, sur d'autres maillons de la chaine trophique.

Outre ces baisses de biodiversité que nous pouvons attribuer au caractère exotique de l'essence et donc potentiellement lier à une durée de coévolution, les caractéristiques biologiques, morphologiques ou chimiques propres à l'essence peuvent jouer un rôle positif ou négatif sur la diversité d'un groupe. Mais dans ce cas, il s'agit davantage d'un effet du changement d'essence comme cela pourrait-être le cas entre deux E.A. Le pin tordu (*Pinus contorta*) par exemple introduit en Suède a un couvert plus dense que celui du pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) autochtone et entraîne une baisse de l'éclairement en sous-bois (Sjöberg *et* Danell, 2001). Une essence autochtone telle que le hêtre a aussi de ce point de vue un fort effet sur la flore du sous-bois du fait de son couvert dense (Schmidt *et al*., 2006 ; Dyderski *et* Jagodziński, 2021). Cette espèce d'arbre se comporte alors comme une espèce ingénieure (transformatrice dans le cas d'une envahissante) et entraîne une modification de la diversité fonctionnelle pouvant avoir des effets en cascade (Chabrerie *et al*., 2010).

Des exemples d'E.I. ayant un effet positif ou neutre sur la diversité de certains groupes d'espèces existent aussi dans la littérature, pour certains liés aux conditions environnementales modifiées par leur introduction. On peut citer les oiseaux dans les cédraies du fait de leur structure étagée et leur mélange d'essences (Blondel, 1976) ou les bryophytes dans les plantations d'épicéa de Sitka (Humphrey *et al*., 2002, 2003) du fait de la présence de bois mort. Les pineraies de pin de Monterey (*Pinus contorta*) du fait de leur couvert modéré (Onaindia *et al.*, 2013) et le robinier du fait du caractère améliorant de sa litière (Dyderski *et* Jagodziński, 2021) sont d'autres exemples.

9.4.7.2 Études réalisées à l'échelle globale (département, région)

De manière similaire à l'échelle locale, si le cortège d'espèces associées à l'E.I. n'est pas original et que sa richesse est plus faible que celle de l'E.A., la richesse à l'échelle globale est impactée comme le

montre la Figure 5.9-1. Nous ne connaissons pas actuellement les seuils à ne pas franchir en termes de proportions entre E.I et E.A., car rares sont les auteurs à s'être intéressés à cette question. Gjerde *et* Saetersdal (1997) ont fait varier ce taux d'introduction de l'épicéa commun, essence exotique régionale dans le nord de la Norvège, dans une forêt autochtone de pin sylvestre pour évaluer cet effet sur la richesse globale en oiseaux. Il montre que c'est à partir d'environ 50 % de mélange que la richesse globale chute (modèle quadratique).

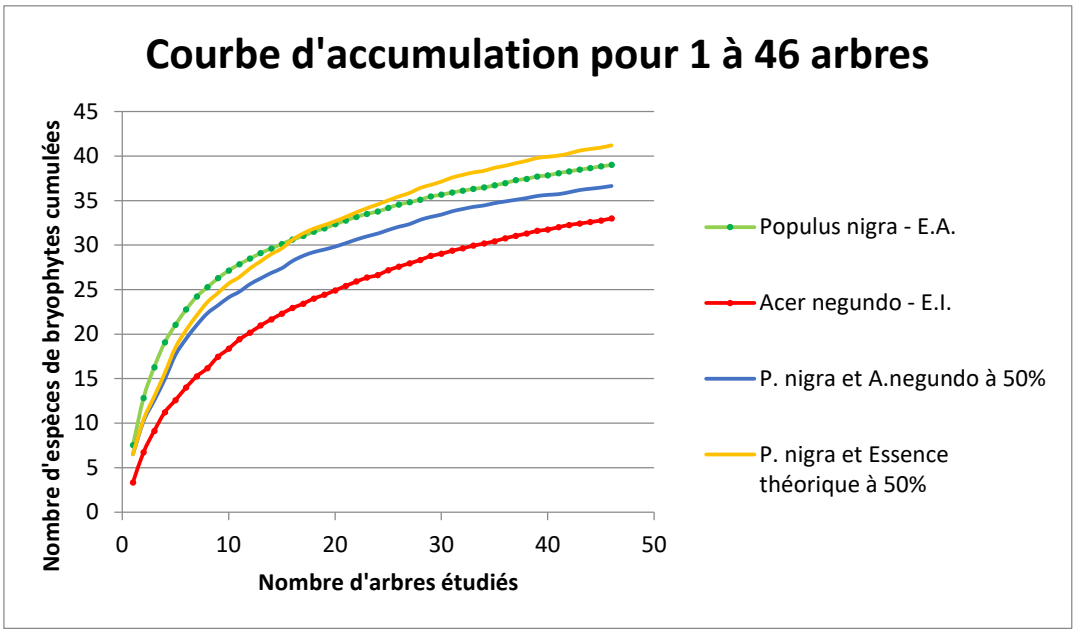


Figure 5.9-1: courbe d'accumulation d'espèces de bryophytes associées d'après (Dumas *et al*., 2020), associées à des essences ligneuses autochtones ou/et introduites à l'échelle globale en Loire moyenne, obtenues par échantillonnage ou par calcul théorique. Richesse globale calculée avec le logiciel EstimateS pour 1 à 46 arbres échantillonnés avec 100 itérations. En vert : richesse réelle enregistrée sur peuplier noir (essences autochtones). En rouge : richesse réelle enregistrée sur érable négondo (essences introduites). En bleu : richesse calculée pour un mélange à 50 % de ces deux essences. En orange : richesse calculée pour un mélange à 50 % de peuplier noir et d'une essence théorique associée à un cortège dont 1 espèce sur 10 lui est associée spécifiquement.

À l'inverse, **si la proportion d'une E.I. dans le paysage reste modeste,** que son introduction n'entraîne pas la destruction d'un habitat riche en biodiversité et que son cortège d'espèces associées se distingue de celui des essences autochtones, **elle peut augmenter la richesse globale à l'échelle du paysage** (voir Figure 5.9-1). Car, même pour une richesse plus faible localement, elle favorise quelques espèces nouvelles ou peu fréquentes jusque-là. Par exemple, l'épicéa commun introduit en Belgique accueille des espèces de carabes et d'oiseaux nouvelles pour la région (Baguette *et* Gerard, 1993 ; Baguette *et al*., 1994). Plusieurs espèces de champignons mycorhiziens (Le Tacon *et al*., 2001) pourraient bénéficier de plantations de douglas pour enrichir une région avec un faible taux de boisement.

Un autre effet positif des plantations forestières dans les régions faiblement boisées est la création de corridors écologiques. Par exemple, Palomares *et al*. (2000) démontrent que les plantations d'eucalyptus en Espagne – E.I. – ne représentent pas un habitat recherché par le lynx pour y vivre, mais peuvent être utiles à sa dispersion pour traverser une région sans autre couvert végétal ligneux. Humphrey *et al.* (2000) détectent des espèces rares de champignons jusqu'à 100 km des peuplements autochtones de pin sylvestre auxquels ils sont associés, dans des plantations d'épicéa de Sitka (*Picea sitchensis*) introduit.

9.4.8 La biodiversité d'une plantation d'E.I. peut être améliorée par mesures de gestion comme peut l'être une plantation d'E.A.

La plantation d'une essence à couvert dense dont le sous-bois sombre est pauvre en végétaux peut être gérée avec des éclaircies plus fortes ou plus fréquentes pour favoriser la diversité en espèces végétales héliophiles. Cela favorise également la diversité de structure favorable aux oiseaux (Blondel, 1976) et syrphes (Humphrey *et al*., 1999). Le mélange avec des essences feuillues favorise les sources d'approvisionnement en nourriture et l'abondance d'oiseaux (Sjöberg *et* Danell, 2001). L'hétérogénéité du couvert est aussi très bénéfique à la diversité en carabes (Jukes *et al*., 2001). Des îlots de vieillissement peuvent favoriser la diversité liée à ces stades avancés en augmentant le volume de bois mort, notamment de gros diamètre et la présence de gros arbres riches en micro-habitats (Engelmark *et al*., 2001 ; Carnus *et al*., 2003 ; Ferris *et al*., 2000 ; Humphrey *et al*., 2000, 2002).

9.4.9 Conclusion

La durée de résidence d'une espèce sur le territoire a un effet positif sur la diversité associée, les espèces exotiques (a fortiori les néophytes) ont donc une diversité associée plus faible, en moyenne, tous groupes d'espèces considérés. La biodiversité est donc globalement impactée par le remplacement d'une espèce d'arbre autochtone par une espèce d'arbre exotique. La migration assistée d'une espèce autochtone est donc préférable à l'introduction d'une espèce exotique pendant plusieurs siècles. Cet effet négatif est plus fort si l'espèce d'arbre exotique ne possède pas d'espèces parentes localement, car la coévolution n'a pas pu jouer un rôle positif en faveur de la préadaptation des espèces associées. Celles-ci sont parfois moins spécifiques (de moindre valeur patrimoniale) que celles associées à une essence autochtone. L'introduction d'une essence exotique peut occasionner l'introduction d'espèces exotiques (y compris des pathogènes) et altérer la diversité génétique des espèces autochtones proches génétiquement, par hybridation.

Les caractéristiques d'une espèce d'arbre (couvert, chimie des organes, etc.) peuvent favoriser un groupe d'espèces associées particulier, y compris dans le cas d'une espèce d'arbre exotique. Une espèce d'arbre exotique associée à des espèces spécifiques peut favoriser la richesse à l'échelle globale, en apportant quelques espèces nouvelles pour la région. Les plantations réalisées dans une région à faible taux de boisement et donc à faible biodiversité forestière peuvent favoriser cette biodiversité, mais dans une moindre mesure si elles sont réalisées avec une espèce d'arbre exotique. Elles peuvent aussi jouer le rôle de corridor biologique en favorisant la circulation des espèces. La diversité d'une plantation d'espèce exotique peut, comme dans le cas d'une espèce autochtone, être améliorée par une gestion adaptée. Au bout de plusieurs générations (siècles ou millénaires), l'introduction d'une essence exotique devrait être favorable à la biodiversité globale.

9.5 Perspectives : besoins de recherches et pistes de recommandations

Les essences sont souvent étudiées au niveau du genre (*Quercus, Salix, Tilia*) pour leur richesse (Kennedy *et* Southwood, 1984 ; Rose, 1974 ; Mitchell *et al*., 2016). Or, nous avons besoin d'une connaissance plus fine pour atténuer les effets et s'adapter aux changements globaux. Car deux essences du même genre n'ont ni exactement les mêmes cortèges d'espèces associées, ni la même niche écologique, ni la même sensibilité aux évolutions environnementales (Dyderski *et al*., 2017). Par ailleurs, il est nécessaire de centraliser les données pour pouvoir réaliser des recherches sur l'impact qu'auraient en cascade des disparitions d'espèces d'arbres (Mitchell *et al*., 2016). La valorisation des arboreta forestiers (Decocq *et al.*, 2021) ou autres plantations anciennes, les sciences participatives et l'intelligence artificielle doivent être mis à profit dans ce but, ces dernières permettant d'accroître considérablement le flux de données dont la recherche a besoin pour modéliser les effets. Outre des

inventaires classiques de la diversité visible sous peuplements établis, des manipulations de bois mort (Bouget *et al.*, 2020) et la diversité du sol devraient être pris en compte. Les placettes expérimentales mises en place pour étudier le comportement des essences exotiques devraient avoir des dimensions compatibles avec l'étude de leur biodiversité en évitant notamment les effets de bordures de placettes trop exigües. La modélisation de la biodiversité à l'échelle du paysage permettant de fixer les seuils de proportion d'E.I. à ne pas franchir sont indispensables.

9.6 Références bibliographiques

Baguette, M., Deceuninck, B., Muller, Y., 1994. Effects of spruce afforestation on bird community dynamics in a native broad-leaved forest area. Acta Oecologica 15, 275–288.

Baguette, M., Gerard, S., 1993. Effects of spruce plantations on carabid beetles in southern Belgium. Pedobiologia 37, 129–140.

Blondel, J., 1976. L'influence des reboisements sur les communautés d'oiseaux - l'exemple du Mont Ventoux. Annales des sciences forestières 33, 221–245.

Blossey, B., Notzold, R., 1995. Evolution of Increased Competitive Ability in Invasive Nonindigenous Plants: A Hypothesis. J. Ecol. 83. https://doi.org/10.2307/2261425

Bouget, C., Brin, A., Larrieu, L., 2020. The use of sentinel logs to assess host shifts in early beetle colonisers of deadwood under climate- and forestry-induced tree species substitutions. Insect conservation and diversity 14, 117–131. https://doi.org/10.1111/icad.12434

Brändle, M., Brandl, R., 2001. Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. The Journal of animal ecology 70, 491–504.

Brändle, M., Kühn, I., Klotz, S., Belle, C., Brandl, R., 2008. Species richness of herbivores on exotic host plants increases with time since introduction of the host. Diversity and Distribution 14, 905–912.

Callaway, R.M., Ridenour, W.M., 2004. Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. Frontiers in ecology and environment 2, 436–443.

Calvino-Cancela, M., Silanes, M.E.L., Rubido-Bara, M., Uribarri, J., 2013. The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes. For. Ecol. Manage. 291, 386–395. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023

Carnus, J.M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara, K., Walters, B., 2003. Planted forests and biodiversity. J. For. 104, 65–77.

Chabrerie, O., Loinard, J., Perrin, S., Saguez, R., Decocq, G., 2010. Impact of Prunus serotina invasion on understory functional diversity in a European temperate forest. Biol. Invasions 12, 1891–1907.

Cottrell, J.E., Krystufek, V., Tabbener, H.E., Milner, A.D., Connolly, T., Sing, L., Fluch, S., Burg, K., Lefèvre, F., Achard, P., Bordacs, S., Gebhardt, K., Vornam, B., Smulders, M.J.M., Vanden Broeck, A.H., van Slycken, J., Storme, V., et al., 2005. Postglacial migration of Populus nigra L.: lessons learnt from chloroplast DNA. For. Ecol. Manage. 219, 293–312.

Decocq, G., Dodinet, E., Dupont, J.-M., Gouyon, P.H., Muller, S., Précigout, P.-A., Sélosse, M.-A., 2021. L'introduction d'essences exotiques en forêt - Livre blanc 75.

Département Santé des Forêts, 2010. La chalarose du frêne, 12 ans après la première détection en France.

Diez, J., 2005. Invasion biology of Australian ectomycorrhizal fungi introduced with eucalypt plantations into the Iberian Peninsula. Biol. Invasions 7, 3–15.

Dumas, Y., Dupré, R., Chevalier, R., Gosselin, M., Gosselin, F., Mårell, A., Martin, H., 2020. Impact de l'invasion des saulaies-peupleraies par l'érable négondo sur la biodiversité des bryophytes épiphytes.

Dyderski, M., Paź-Dyderska, S., Frelich, L.E., Jagodziński, A.M., 2017. How much does climate change threaten European forest tree species distributions? Glob. Chang. Biol. 1–14. https://doi.org/10.1111/gcb.13925

Dyderski, M.K., Jagodziński, A.M., 2021. How do invasive trees impact shrub layer diversity and productivity in temperate forests? Ann. For. Sci. 78. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01033-8

Engelmark, O., Sjöberg, K., Andersson, B., Rosvall, O., Ågren, G.I., Baker, W.L., Barklund, P., Björkman, C., Despain, D.G., Elfving, B., Ennos, R.A., Karlman, M., Knecht, M.F., Knight, D.H., Ledgard, N.J., Lindelöw, A., Nilsson, C., Peterken, G.F., 2001. Ecological effects and management aspects of an exotic tree species: the case of lodgepole pine in Sweden. For. Ecol. Manage. 141, 3–13.

Felton, A., Boberg, J., Björkman, C., Widenfalk, O., 2013. Identifying and managing the ecological risks of using introduced tree species in Sweden's production forestry. For. Ecol. Manage. 307, 165–177.

Ferris, R., Peace, A.J., Humphrey, J.W., Broome, A.C., 2000. Relationships between vegetation, site type and stand structure in coniferous plantations in Britain. For. Ecol. Manage. 136, 35–51.

Forest Europe, 2015. State of Europe's forests 2015 314.

Gjerde, I., Saetersdal, M., 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce {\i Picea} spp plantations in the native pine {\i Pinus sylvestris} forests of western Norway. Biol. Conserv. 79, 241–250.

Heisey, R.M.H.T.K., 2003. Herbicidal effects under field conditions of Ailanthus altissima bark extract, which contains ailanthone. Plant Soil 256, 85–99.

Herrera, C.M., 1985. Determinants of Plant-Animal Coevolution: The Case of Mutualistic Dispersal of Seeds by Vertebrates. Oikos 44, 132–141.

Humphrey, J.W., Davey, S., Peace, A.J., Ferris, R., Harding, K., 2002. Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: The influence of site type, stand structure and deadwood. Biol. Conserv. 107, 165–180.

Humphrey, J.W., Ferris, F., Quine, C.P., 2003. Biodiversity in Britain's planted forests 118.

Humphrey, J.W., Hawes, C., Peace, A.J., FerrisKaan, R., Jukes, M.R., 1999. Relationships between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests. For. Ecol. Manage. 113, 11–21.

Humphrey, J.W., Newton, A.C., Peace, A.J., Holden, E., 2000. The importance of conifer plantations in northern Britain as a habitat for native fungi. Biol. Conserv. 96, 241–252.

Huntley, B., Birks, H.J.B., 1983. An atlas of past and present pollen maps for europe: 0-13000 years ago.

Ign, 2021. Indigénat des espèces d'arbres rencontrées dans les forêts de France métropolitaine (mise à jour 2021).

Jacquiot, C., 1960. Détermination de bois fossiles provenant de la grotte de Lascaux, Montignac-sur-Vizère (Dordogne). Bulletin de la Société Botanique de France 107, 15–17. https://doi.org/10.1080/00378941.1960.10837911

Janzen, D.H., 1973. Host plants as islands. II. Competition in evolutionary and contemporary time. Am. Nat. 107, 786–790.

Jukes, M.R., Peace, A.J., Ferris, R., 2001. Carabid beetle communities associated with coniferous plantations in Britain : the influence of site, ground vegetation and stand structure. For. Ecol. Manage. 148, 271–286.

Kennedy, C.E.J., Southwood, T.R.E., 1984. The numbers of insects associated with British trees: a reanalysis. J. Anim. Ecol. 53, 455–478.

Krebs, H., 2012. Comparison of herbivore communities on the native Field Maple Acer campestre (L.) and the neophyte Box Elder Acer negundo (L.). Masterstudium (MSc) „Naturschutz und Biodiversitäts-management“ an der Universität Wien, Vienne.

Kremer, A., Petit, R.J., Ducousso, A., 2002. Biologie évolutive et diversité génétique des Chênes sessiles et pédonculés. Revue Forestière Française 54, 111–130.

Latham, R.E., Ricklefs, R.E., 1993. Continental comparisons of temperate-zone tree species diversity, in: Ricklefs, R.E., Schluter, D. (Eds.), Species Diversity in Ecological Communities. The University of Chicago Press, Chicago (USA), pp. 294–314.

Lawrence, J.G., Colwell, A., Sexton, O.J., 1991. The ecological impact of allelopathy in Ailanthus altissima (simaroubaceae). Am. J. Bot. 78, 948–958.

Le Tacon, F., Selosse, M.A., Gosselin, F., 2001. Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et gestion forestière. Deuxième partie : interventions sylvicoles et biodiversité. Revue Forestière Française 53, 55–80.

Mitchell, R.J., Pakeman, R.J., Broome, A., Beaton, J.K., Bellamy, P.E., Brooker, R.W., Ellis, C.J., Hester, A.J., Hodgetts, N.G., Iason, G.R., Littlewood, N.A., Pozsgai, G., Ramsay, S., Riach, D., Stockan, J.A., Taylor, A.F.S., Woodward, S., 2016. How to Replicate the Functions and Biodiversity of a Threatened Tree Species? The Case of Fraxinus excelsior in Britain. Ecosystems 19, 573–586.

Motard, E., Muratet, A., Clair-Maczulajtys, D., Machon, N., 2011. Does the invasive species Ailanthus altissima threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests? C. R. Biol. 334, 872–879.

Onaindia, M., Ametzaga-Arregi, I., San Sebastián, M., Mitxelena, A., Rodríguez-Loinaz, G., Peña, L., Alday, J.G., 2013. Can understorey native woodland plant species regenerate under exotic pine plantations using natural succession? For. Ecol. Manage. 308, 136–144.

Paccard, M., 1961. L’abri n°1 de Chinchon (commune de Saumanes de Vaucluse). Bulletin de la Société Préhistorique française 58, 40–44.

Palomares, F., Delibes, M., Ferreras, P., Fedriani, J.M., Calzada, J., Revilla, E., 2000. Iberian Lynx in a Fragmented Landscape: Predispersal, Dispersal, and Postdispersal Habitats. Conserv. Biol. 14, 809–818.

Pharo, E.J., Lindenmayer, D.B., Taws, N., 2004. The effects of large-scale fragmentation on bryophytes in temperate forests. J. Appl. Ecol. 41, 910–921.

Roiron, P., Chabal, L., Figueiral, I., Terral, J.-F., Ali, A.A., 2013. Palaeobiogeography of Pinus nigra Arn. subsp. salzmannii (Dunal) Franco in the north-western Mediterranean Basin: A review based on macroremains. Rev. Palaeobot. Palynol. 194, 1–11. https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2013.03.002

Rose, F., 1974. The epiphytes of oak, in: Morris, M.G., Perring, F.H. (Eds.), The British Oak. Its History and Natural History. EW Classey, Farington, pp. 250–273.

Schmidt, I., Zerbe, S., Betzin, J., Weckesser, M., 2006. An approach to the identification of indicators for forest biodiversity - The Solling mountains (NW Germany) as an example. Restor. Ecol. 14, 123–136.

Sjöberg, K., Danell, K., 2001. Introduction of lodgepole pine in Sweden — ecological relevance for vertebrates. For. Ecol. Manage. 141, 143–153.

Southwood, T.R.E., Kennedy, C.E.J., 1983. Trees as islands. Oikos 41, 359–371.

Stevenson, C.R., Davies, C., Rowntree, J.K., 2017. Biodiversity in agricultural landscapes: The effect of apple cultivar on epiphyte diversity. Ecol. Evol. 7, 1250–1258.

Strong, D.R., 1979. Biogeographical dynamics of insect-host plant communities. Annals Review of Entomology 24, 89–119. https://doi.org/10.1146/ANNUREV.EN.24.010179.000513

Vernet, J.L., 1973. Etude sur l'histoire de la végétation du sud-est de la France au quaternaire, d'après les charbons de bois principalement. Paléobiologie, continentale IV.

Vila, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., Lambdon, P., Manca, M., Medail, F., Moragues, E., Traveset, A., Troumbis, A.Y., Hulme, P.E., 2006. Local and regional assessments of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. J. Biogeogr. 33, 853–861.

Ward, L.K., 1977. The Conservation Of Juniper: The Associated Fauna With Special Reference To Southern England. J. Appl. Ecol. 14, 80–120.

Whitham, T.G., Bailey, J.K., Schweitzer, J.A., Shuster, S.M., Bangert, R.K., LeRoy, C.J., Lonsdorf, E.V., Allan, G.J., DiFazio, S.P., Potts, B.M., Fischer, D.G., Gehring, C.A., Lindroth, R.L., Marks, J.C., Hart, S.C., Wimp, G.M., Wooley, S.C., 2006. A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. Nat. Rev. Genet. 7, 510–523. https://doi.org/10.1038/nrg1877

Wingfield, M.J., 1999. Pathogens in exotic plantation forestry. Int. For. Rev. (International Forestry Review) 1, 163–168.

9.7 Annexe

Annexe 5.9-1 : Liste IGN 2021

Ce travail de bibliographie n'a pas pu être mené de façon exhaustive dans le cadre de cette expertise. D'autres travaux de recherche historique sont en cours pour venir compléter et, le cas échéant, infirmer les informations présentées ici. Par exemple, la thèse récente de Zoé Ginter (2023) vient mettre en doute la date d'introduction du robinier que l'on croyait acquise.

Nom français (IGN)	Nom scientifique Taxref 14 (INPN)	Statut (INPN)	Autochtone, archéophyte, néophyte (Origine géographique - année d'introduction)	Forestière /autres (IGN - IGD)	Présence d'indices historiques et préhistoriques (INPN)[244]	Remarque [245]	Références
Sapin pectiné	*Abies alba* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique - Temps modernes		
Érable champêtre	*Acer campestre* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Temps modernes		
Érable de Montpellier	*Acer monspessulanum* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Moyen âge		
Érable à feuilles d'obier	*Acer opalus* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Mésolithique, Néolithique, Age du bronze, Antiquité, Moyen-âge		
Érable plane	*Acer platanoides* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Moyen-âge		
Érable sycomore	*Acer pseudoplatanus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Antiquité		
Aulne vert	*Alnus alnobetula* (Ehrh.) K.Koch, 1872	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique, Néolithique - Moyen-âge		
Aulne glutineux	*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn., 1790	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Age du bronze - Temps modernes		
Aulne blanc	*Alnus incana* (L.) Moench, 1794	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néant		

[244] Paléolithique de -450000 à -9700 ; Mésolithique de -9700 à -5500 ; Néolothique de -5500 à -2200 ; Âge de bronze de -2200 à -725 ; Âge de fer de -750 à -52 ; Antiquité de -52 à 476 ; Moyen-âge de 477 à 1492 ; Temps modernes de 1493 à aujourd'hui. Périodes définie d'après Brun (2007)

[245] A : Probablement pas distinguée d'autres taxons parents (esp., var. ou sous-esp.), par les paléobotanistes ; B : Autochtone au niveau espèce, introduit au niveau variété ; C : Considéré comme autochtone par l'IGN

Arbousier	*Arbutus unedo* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Temps modernes
Bouleau verruqueux	*Betula pendula* Roth, 1788	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Antiquité
Bouleau pubescent	*Betula pubescens* Ehrh., 1791	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Moyen-âge
Buis	*Buxus sempervirens* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique - Temps modernes
Charme	*Carpinus betulus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Mésolithique, Néolithique, Age du fer - temps modernes
Châtaignier	*Castanea sativa* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer - temps modernes
Cornouiller mâle	*Cornus mas* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer, Antiquité, Moyen-âge - temps modernes
Noisetier	*Corylus avellana* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique -Temps modernes
Aubépine épineuse	*Crataegus laevigata* (Poir.) DC., 1825	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Temps modernes
Aubépine monogyne	*Crataegus monogyna* Jacq., 1775	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néant
Bruyère arborescente	*Erica arborea* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néolithique - Temps modernes
Fusain d'Europe	*Euonymus europaeus* L., 1753	Autochtone – LC	Autochtone	Autre	Paléolithique, Mésolithique, Age du bronze - Moyen-âge
Hêtre	*Fagus sylvatica* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique -Temps modernes
Bourdaine	*Frangula alnus* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néolithique - Temps modernes
Frêne oxyphylle	*Fraxinus angustifolia* Vahl, 1804	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Moyen-âge
Frêne commun	*Fraxinus excelsior* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique -Temps modernes
Frêne à fleur	*Fraxinus ornus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néant
Houx	*Ilex aquifolium* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique - Temps modernes

Genévrier commun	*Juniperus communis* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique -Temps modernes		
Genévrier oxycèdre	*Juniperus oxycedrus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Moyen-âge		
Genévrier thurifère	*Juniperus thurifera* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique, Mésolithique		
Cytise des Alpes	*Laburnum alpinum* (Mill.) Bercht. & J.Presl, 1835	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néant		
Mélèze d'Europe	*Larix decidua* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Moyen-âge		
Laurier noble	*Laurus nobilis* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique, Néolithique, Age du bronze, Antiquité, Moyen-âge		
Pommier sauvage	*Malus sylvestris* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique - Moyen âge		
Olivier	*Olea europaea* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Age du fer - Temps modernes		
Charme-houblon	*Ostrya carpinifolia* Scop., 1772	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Antiquité		
Filaire à feuilles étroites	*Phillyrea angustifolia* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique		
Filaire à feuille larges	*Phillyrea latifolia* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néolithique, Antiquité		
Épicéa commun	*Picea abies* (L.) H.Karst., 1881	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Antiquité - Temps modernes		
Pin cembro	*Pinus cembra* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Moyen-âge		
Pin d'Alep	*Pinus halepensis* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Moyen-âge		
Pin à crochets	*Pinus mugo subsp. Uncinata* (Ramond ex DC.) Domin, 1936	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer, Antiquité, Moyen-âge	A	
Pin mugo	*Pinus mugo* Turra, 1764	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer, Antiquité, Moyen-âge	A	
Pin laricio de Calabre	*Pinus nigra var. calabrica* (Loudon) G.Schneid., 1953 (variété non reconnue par l'INPN)	Autochtone - LC	Autochtone au niveau espèce/Néophyte au niveau sous-espèce (Italie)	Forestière	Néant	B	Dubreuil, 1878 ; Durand, 2016

Pin noir d'Autriche	*Pinus nigra* J.F.Arnold, 1785	Autochtone - LC	Autochtone au niveau espèce/Néophyte au niveau sous-espèce (Autriche - 1836 en France)	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer, Antiquité	B	
Pin laricio de Corse	*Pinus nigra subsp. laricio Palib. ex* Maire, 1928 (variété non reconnue par l'INPN)	Autochtone - LC	Autochtone en Corse et au niveau espèce sur le continent/Néophyte au niveau sous-espèce sur le continent	Forestière	Paléolithique	B	Roman-Amat, 1984
Pin laricio de Salzmann	*Pinus nigra subsp. Salzmannii* (Dunal) Franco, 1943	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer		
Pin maritime	*Pinus pinaster* Aiton, 1789	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer, Antiquité, Temps modernes		
Pin sylvestre	*Pinus sylvestris* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique -Temps modernes		
Pistachier lentisque	*Pistacia lentiscus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néolithique - Moyen âge		
Pistachier térébenthine	*Pistacia terebinthus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néolithique - Moyen âge		
Peuplier blanc	*Populus alba* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A	
Peuplier noir	*Populus nigra* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone ([variété Italica] Italie - 1745 à Briare)	Forestière	Néant		Brosse, 2000
Tremble	*Populus tremula* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néant	A	
Merisier	*Prunus avium* (L.) L., 1755	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique -Temps modernes		
Prunier de Briançon	*Prunus brigantina* Vill., 1786	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néant		
Cerisier de Sainte-Lucie	*Prunus mahaleb* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone		Paléolithique, Mésolithique, Néolithique, Antiquité, Moyen-âge		
Cerisier à grappes	*Prunus padus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Mésolithique, Néolithique, Age du bronze, Antiquité, Moyen-âge - Temps modernes		

Prunellier	*Prunus spinosa* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone		Paléolithique -Temps modernes	
Poirier commun	*Pyrus communis* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Mésolithique, Néolithique, Antiquité, Moyen-âge, Temps modernes	
Poirier à feuilles en cœur	*Pyrus cordata* Desv., 1818	Autochtone - LC	Autochtone		Mésolithique	
Poirier à feuilles d'amandier	*Pyrus spinosa* Forssk., 1775	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Moyen-âge	
Chêne faginé	*Quercus faginea* Lam., 1785	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néant	
Chêne vert	*Quercus ilex* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Temps modernes	
Chêne rouvre	*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., 1784	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Chêne pubescent	*Quercus pubescens* Willd., 1805	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Temps modernes	
Chêne tauzin	*Quercus pyrenaica* Willd., 1805	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Chêne pédonculé	*Quercus robur* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Antiquité - temps modernes	
Chêne-liège	*Quercus suber* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Age du bronze, Antiquité - Temps modernes	
Nerprun alaterne	*Rhamnus alaternus* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique, Néolithique, Age du fer, Antiquité, Moyen-âge	
Nerprun des Alpes	*Rhamnus alpina* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Paléolithique	
Nerprun purgatif	*Rhamnus cathartica* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néolithique, Age du bronze, Antiquité - Temps modernes	
Saule blanc	*Salix alba* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Moyen-âge	
Saule roux	*Salix atrocinerea* Brot., 1804	Autochtone - LC	Autochtone	Autre		A
Saule marsault	*Salix caprea*	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A

Saule cendré	*Salix cinerea* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Autre		A
Saule faux daphné	*Salix daphnoides* Vill., 1779	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Saule drapé	*Salix eleagnos* Scop., 1772	Autochtone - LC	Autochtone	Autre		A
Saule cassant	*Salix fragilis* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Saule à cinq étamines	*Salix pentandra* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Saulte à trois étamines	*Salix triandra* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone			A
Saule des vanniers	*Salix viminalis* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Sureau noir	*Sambucus nigra* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique - Temps modernes	
Sureau rouge	*Sambucus racemosa* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du bronze, Moyen-âge, Temps modernes	
Alisier blanc	*Sorbus aria* (L.) Crantz, 1763	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique, Mésolithique, Néolithique, Age du bronze, Moyen-âge, Temps modernes	
Sorbier des oiseleurs	*Sorbus aucuparia* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Moyen-âge	
Cormier	*Sorbus domestica* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Age du bronze, Age du fer, Moyen-âge - Temps modernes	
Alisier de Fontainebleau	*Sorbus latifolia* (Lam.) Pers., 1806	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Alisier de Mougeot	*Sorbus mougeotii* Soy.-Will. & Godr., 1858	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A
Alisier torminal	*Sorbus torminalis* (L.) Crantz, 1763	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Age du bronze	
Tamaris d'Afrique	*Tamarix africana* Poir., 1789	Autochtone - LC	Autochtone	Autre	Néant	
If	*Taxus baccata* L., 1753	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique -Temps modernes	

Tilleul à petites feuilles	*Tilia cordata* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Néolithique		
Tilleul à grandes feuilles	*Tilia platyphyllos* Scop., 1771	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Néolithique, Age du Fer, Moyen-âge, Temps modernes		
Orme de montagne	*Ulmus glabra* Huds., 1762	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A	
Orme lisse	*Ulmus laevis* Pall., 1784	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière		A	
Orme champêtre	*Ulmus minor* Mill., 1768	Autochtone - LC	Autochtone	Forestière	Paléolithique - Moyen-âge		
Sorbier de Suède	*Sorbus intermedia* (Ehrh.) Pers., 1806	Autochtone – NA	Autochtone	Autre		A	
Pin de Salzmann	*Pinus nigra subsp. Salzmannii* (Dunal) Franco, 1943	Autochtone - NT	Autochtone - NT	Forestière	Paléolithique, Néolithique, Age du fer		
Chêne faux-liège	*Quercus crenata* Lam., 1785	Autochtone - VU	Autochtone - VU	Autre	Néant		
Sapin de Turquie	*Abies bornmuelleriana* Mattf., 1925	Introduit	Néophyte (Turquie - déjà présent en 1965 à Ruscas)	Forestière	Néant		Fady *et* Thevenet, 2006
Sapin de Céphalonie	*Abies cephalonica* Loudon, 1838	Introduit	Néophyte (Grèce - 1824 en Grande Bretagne et 1856 en Allemagne, 1886 aux Barres)	Forestière	Néant		Pardé *et* Daubrée, 1906
Sapin de Cilicie	*Abies cilicica* (Antoine & Kotschy) Carrière, 1855	Introduit	Néophyte (Liban, Syrie, Turquie - 1854, 1878 aux Barres)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Pardé *et* Daubrée, 1906
Sapin du Colorado	*Abies concolor* (Gordon & Glend.) Lindl. ex Hildebr., 1861	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - Colorado, Utah, Arizona - 1851 en Angleterre, 1890 aux Barres)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Pardé *et* Daubrée, 1906 ; Rol *et al.*, 1944
Sapin de Vancouver	*Abies grandis* (Douglas ex D.Don) Lindl., 1833	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1831 en Angleterre, 1891 aux Barres)	Forestière	Néant		Aymonin, 1986 ; Brosse, 2000
Sapin de Nordmann	*Abies nordmanniana* (Steven) Spach, 1841	Introduit	Néophyte (Géorgie, Russie, Arménie, Turquie, Crimée - 1838 en France, 1848 en	Forestière	Néant		Arbez, 1969 ; Maxwell Dr. *et* Masters, 1892 ; Pardé *et* Daubrée, 1906 ; Riou-Nivert, 1996

			Grande Bretagne, 1886 aux Barres)				
Sapin d'Andalousie	*Abies pinsapo* Boiss., 1838	Introduit	Néophyte (Espagne - 1839, 1886 aux Barres)	Forestière	Néant		Administration des Forêts, 1878 ; Pardé *et* Daubrée, 1906 ; Prioton, 1964
Sapin noble	*Abies procera* Rehder, 1949	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1830-1831 en Angleterrre)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Fauconnier, 2012
Marronnier d'Inde	*Aesculus hippocastanum* L., 1753	Introduit	Néophyte (Asie - 1576 à Vienne en Autriche, 1615 en Angleterre)	Forestière	Temps modernes		Brosse, 2000 ; Loudon, 1838
Mûrier de Chine	*Broussonetia papyrifera* (L.) Vent., 1799	Introduit	Néophyte (Chine, Japon - 1786 [pied femelle])	Autre	Néant		Niaudet, 1841 ; Seringe, 1854
Filao	*Casuarina equisetifolia* L., 1759	Introduit	Néophyte (Birmanie, Malaisie, Australie - 1766 en Grande Bretagne)	Autre	Néant		Hardy, 1882
Catalpa	*Catalpa bignonioides* Walter, 1788	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1726 en Europe, 1754)	Autre	Néant		Brosse, 2000 ; Tellier, 1878 ; Warder, 1881
Cèdre de l'Atlas	*Cedrus atlantica* (Manetti ex Endl.) Carrière, 1855	Introduit	Néophyte (Algérie - 1839-1850, 1842 en Europe)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Riou-Nivert, 1996
Cèdre de l'Himalaya	*Cedrus deodara* (Roxb. ex D.Don) G.Don, 1830	Introduit	Néophyte (Himalaya - 1831 en Angleterre)	Forestière	Néant		Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Cèdre de Chypre	*Cedrus libani var. brevifolia* Hook.f., 1880	Introduit	Néophyte (Syrie - 1666 en Grande Bretagne)	Forestière	Néant		Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Cèdre du Liban	*Cedrus libani* A.Rich., 1823	Introduit	Néophyte (Liban - 1683 en Grande Bretagne, XIIe-1553-1734, 1828 aux Barres)	Forestière	Néant		Aiton, 1789 ; Brosse, 2000 ; Maxwell Dr. *et* Masters, 1892 ; Riou-Nivert, 1996
Micocoulier	*Celtis australis* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Sud de l'Europe - Antiquité - 1596 en Grande Bretagne)	Forestière	Paléolithique, Antiquité - Temps modernes		Loudon, 1838
Caroubier	*Ceratonia siliqua* L., 1753	Introduit	Néophyte (Sicile - Moyen-âge, 1570 en Grande Bretagne)	Autre	Paléolithique	C	Aiton, 1789b ; Candolle, 1883

Arbre de Judée	*Cercis siliquastrum* L., 1753	Introduit	Néophyte (Sud de l'Europe - 1596 en Grande Bretagne, 1881)	Autre	Paléolithique	Aiton, 1789 ; Brosse, 2000
Cyprès de Lawson	*Chamaecyparis lawsoniana* (A.Murray) Parl., 1866	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1854 en Grande Bretagne, 1895 à Nancy)	Forestière	Néant	Jacamon, 1987 ; Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Cédratier	*Citrus medica* L., 1753	Introduit	Archéophyte (7e siècle dans la Pénisule Ibérique, 15-16e siècle en France)	Autre	Néant	Ruas *et al*., 2017
Mandarinier	*Citrus reticulata* Blanco, 1837	Introduit	Archéophyte (10e siècle dans la Pénisule Ibérique)	Autre	Néant	Ruas *et al*., 2017
Oranger	*Citrus x aurantium var. sinensis* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Asie tropicale - 1427 à Aix-en-Provence, 1599 en Grande Bretagne)	Autre	Néant	(Evelyn, 2009)
Aubépine azerolier	*Crataegus azarolus* L., 1753	Introduit	Néophyte (Sud de l'Europe - 1656 en Grande Bretagne)	Autre	Néant	Aiton, 1789a
Cyptomeria du Japon	*Cryptomeria japonica* (L.f.) D.Don, 1841	Introduit	Néophyte (Chine - 1842-1845 en Grande Bretagne, 1844)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Cyprès de l'Arizona	*Cupressus arizonica* Greene, 1882	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1882-1891 en Grande Bretagne)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Cyprès de Lambert	*Cupressus macrocarpa* Hartw., 1847	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1852 en Grande Bretagne)	Forestière	Néant	Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Cyprès méditerranéen	*Cupressus sempervirens* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Europe du sud - avant 1548 en Grande Bretagne)	Forestière	Antiquité - Moyen-âge	Hansen, 1892
Cognassier	*Cydonia oblonga* Mill., 1768	Introduit	Archéophyte (Asie du sud-est - 1611 en Grande Bretagne)	Autre	Moyen-âge - Temps modernes	Evelyn, 2009
Plaqueminier du Japon	*Diospyros kaki* L.f., 1782	Introduit	Néophyte (Japon - 1796 en Europe, 1850)	Autre	Néant	Brosse, 2000

Plaqueminier d'Europe	*Diospyros lotus* L., 1753	Introduit	Néophyte (Italie - 1596 en Grande Bretagne, 1597)	Autre	Néant		Brosse, 2000 ; Loudon, 1838
Olivier de Bohême	*Elaeagnus angustifolia* L., 1753	Introduit	Néophyte (Sud de l'Europe - 1632 en Grande Bretagne)	Autre	Néant		Evelyn, 2009
Gommier bleu	*Eucalyptus globulus*	Introduit	Néophyte (Tasmanie, Australie - 1805 à Paris Malmaison, 1838 en Grand Bretagne)	Forestière	Néant		Planchon, 1875 ; Silva-Pando, 2021
Gommier à cidre	*Eucalyptus gunnii*	Introduit	Néophyte (Australie, Tasmanie - 1852 en Ecosse, 1856)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Silva-Pando, 2021
Figuier de Carie	*Ficus carica* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Bassin méditerranéen oriental, période romaine puis réintroduction en 1548 en Grande Bretagne)	Autre	Néolithique - Temps modernes		Evelyn, 2009
Frêne d'Amérique	*Fraxinus americana* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis, Canada - 1723-1724 en Europe)	Autre	Néant		Brosse, 2000 ; Kremer *et* Cavlovic, 2005
Noyer noir	*Juglans nigra* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1629 en Europe, fin 1700 en ornement, 1834 en forêt)	Forestière	Néant		Nicolescu *et al*., 2020
Noyer commun	*Juglans regia* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Grèce, Balkan - Paléolithique supérieur)	Forestière	Paléolithique -Temps modernes		Pollegioni, 2017
Cytise aubour	*Laburnum anagyroides* Medik., 1787	Introduit	Archéophyte (Europe centrale - Moyen-âge)	Autre	Néolithique - Moyen-âge	C	
Mélèze du Japon	*Larix kaempferi* (Lindl.) Carrière, 1856	Introduit	Néophyte (Japon - 1861 en Angleterre, 1880)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Hansen, 1892
Mélèze hybride	*Larix x eurolepis* Henry (Larix x marschlinsii Coaz, 1917)	Introduit	Hybride entre Larix decidua (autochtone) et Larix kaemferi (Japon - néophyte 1880)	Forestière	Néant		Administration des Forêts, 1878

Liquidambar	*Liquidambar styraciflua* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1681 en Angleterre, début XVIIIe)	Forestière	Néant	Brosse, 2000
Tulipier de Virginie	*Liriodendron tulipifera* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1640 en Angleterre, 1732 à Trianon, 1800 très grand individu à Dadonville, 1830 à Nancy)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Jacamon, 1987 ; Kirwan (de), 1993
Oranger des osages	*Maclura pomifera* (Raf.) C.K.Schneid., 1906	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1810 en Grande Bretagne, 1812-1815)	Autre	Néant	Brosse, 2000
Mûrier blanc	*Morus alba* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Chine - 1596 en Grande Bretagne, 1494)	Autre	Néant	Bonafous, 1842 ; Brosse, 2000 ; Evelyn, 2009
Mûrier noir	*Morus nigra* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Caucase, Arménie, Iran - Antiquité)	Autre	Antiquité - Temps modernes	Durand, 2016
Paulownia	*Paulownia tomentosa* (Thunb.) Steud., 1841	Introduit	Néophyte (Chine - 1834 à Paris)	Autre	Néant	Brosse, 2000
Épicéa omorica	*Picea omorika* (Pancic) Purk., 1877	Introduit	Néophyte (Serbie - 1884 en Europe, 1895 à Nancy)	Autre	Néant	Brosse, 2000 ; Jacamon, 1987
Épicéa de Sitka	*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière, 1855	Introduit	Néophyte (Etats-Unis, Alaska, Californie - 1831 en Angleterre, fin XVIIe, 1891 aux Barres)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Hansen, 1892 ; Pardé and Daubrée, 1906
Pin brutia (ou) eldarica	*Pinus brutia* Ten., 1830	Introduit	Néophyte (Grèce, Liban, Turquie, Chypre, Syrie - 1955)	Forestière	Néant	Nouals, 1993
Pin de Murray	*Pinus contorta Douglas* ex J.W.Loudon, 1838	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1830-1832 en Europe)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Hermann, 1987
Pin pignon	*Pinus pinea* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Espagne - néolitique [potentiellement autochtone])	Forestière	Paléolithique, Antiquité - Temps C modernes	Bazile-Robert, 1981

Pin de Monterey	*Pinus radiata* D.Don, 1836	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1833 en Angleterre, 1787 à Paris mais sans descendance, déjà présent en plantation forestière en 1955 près d'Ajaccio)	Forestière	Néant	Anonyme, 1852 ; Brosse, 2000 ; Degos, 1963 ; Destremau, 1977
Pin Weymouth	*Pinus strobus* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - avant 1547 en France mais sans descendance puis avant 1774, 1550 en Grande Bretagne mais sans descendance puis 1705)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Hansen, 1892
Pin à encens	*Pinus taeda* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - arbres isolés avant 1953, déjà présent en essai d'introduction en forêt en 1953)	Forestière	Néant	Bouvarel, 1953 ; Chaperon *et* Arbez, 1980
Pistachier vrai	*Pistacia vera* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Iran, Turkestan - Antiquité, 1770 en Angleterre)	Autre	Paléolithique	Brosse, 2000
Platane d'Occident	*Platanus occidentalis* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - avant 1636 Angleterre, 1784 à Paris)	Autre	Néant	Brosse, 2000
Platane d'Orient	*Platanus orientalis* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Turquie - Antiquité en Italie, 1561 en Grande-Bretagne, mentionnée en 1648 à Fontainebleau)	Forestière	Antiquité	Brosse, 2000
Platane à feuilles d'érable	*Platanus x hispanica* Mill. ex Münchh., 1770	Introduit	Néophyte (hybride entre P. orientalis et P. occidentalis 1663 en Angleterre, 1703 en France, 1752 à Nancy)	Forestière	Néant	Brosse, 2000 ; Jacamon, 1987
Peuplier cultivé	*Populus* sp. (dont *x americana* issu de *deltoides x nigra*)	Introduit	Néophyte (Etat-Unis, Canada x europe - 1800	Forestière	Néant	Brosse, 2000

			pour Marilandica, 1945 pour I214)				
Peuplier grisard	*Populus x canescens* (Aiton) Sm., 1804	Introduit	Autochtone (hybride naturel dans l'est de la France et cultivé dans les vallées)	Forestière	Néant	C	Brosse, 2000
Abricotier	*Prunus armeniaca* L., 1753	Introduit	Néophyte (Chine - Antiquité en Italie, début XVIe s en France)	Autre	Antiquité - Temps modernes		Brosse, 2000
Prune-cerise (Prunier myrobolan)	*Prunus cerasifera* Ehrh., 1784	Introduit	Néophyte (Turquie - XVIe s en Italie)	Autre	Néant		Brosse, 2000
Cerisier (Griottier)	*Prunus cerasus* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Turquie - Antiquité)	Autre	Mésolithique, âge du fer - Temps modernes	C	Brosse, 2000
Prunier domestique	*Prunus domestica* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Syrie - Moyen-âge ?)	Autre	Mésolithique, Age du fer - Temps modernes	C	Brosse, 2000
Amandier	*Prunus dulcis* (Mill.) D.A.Webb, 1967	Introduit	Archéophyte (- Age du fer)	Autre	Néolithique, Age du fer, Antiquité, Moyen-âge, Temps modernes	C	
Cerisier tardif	*Prunus serotina* Ehrh., 1784	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1629 en Angleterre, 1820)	Forestière	Néant		Brosse, 2000
Douglas	*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco, 1950	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1842 en France, 1828 en Angleterre)	Forestière	Néant		Anonyme, 1852 ; Brosse, 2000
Poirier neigeux	*Pyrus nivalis* Jacq., 1774	Introduit	Archéophyte (Caucase - Préhistoire)	Autre	Néant		Chevalier, 1942
Chêne chevelu	*Quercus cerris* L., 1753	Introduit	Archéophyte (- Age du fer)	Forestière	Age du fer	C	
Chêne écarlate	*Quercus coccinea* Münchh., 1770	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1691 en Angleterre)	Autre	Néant		Brosse, 2000
Chêne des marais	*Quercus palustris* Münchh., 1770	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1770 en Europe)	Forestière	Néant		Brosse, 2000
Chêne rouge d'Amérique	*Quercus rubra* L., 1753	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1691 en Europe, 1724 en Angleterre, 1732 au Trianon)	Forestière	Néant		Brosse, 2000

Sumac de Virginie	*Rhus typhina* L., 1756	Introduit	Néophyte (Amérique du nord - 1629 en Grande Bretagne)	Autre	Néant		Evelyn, 2009
Saule rougeâtre	*Salix x rubens* Schrank, 178	Introduit	Hybride entre S. alba et S.fragilis souvent planté	Autre	Pas de données car probablement pas distinguée d'autres essences du même genre	C	
Séquoia toujours vert	*Sequoia sempervirens* (D.Don) Endl., 1847	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1840 en Russie, 1846 en Angleterre)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Durand, 2016 ; Maxwell Dr. and Masters, 1892
Séquoia géant	*Sequoiadendron giganteum* (Lindl.) J.Buchholz, 1939	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1853 en Angleterre)	Forestière	Néant		Brosse, 2000 ; Maxwell Dr. *et* Masters, 1892
Tamaris de France	*Tamarix gallica* L., 1753	Introduit		Forestière	Néant	C	
Cyprès chauve	*Taxodium distichum* (L.) Rich., 1810	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1640 en Angleterre, fin XVII en France)	Forestière	Néant		Bazile-Robert, 1981 ; Brosse, 2000
Thuya du Canada	*Thuja occidentalis* L., 1753	Introduit	Néophyte (Amérique du nord - Sibérie, Canada, 1540 à Fontainebleau, 1596 en Grande Bretagne)	Autre	Néant		Aiton, 1789b ; Brosse, 2000
Thuya géant	*Thuja plicata* Donn ex D.Don, 1824	Introduit	Néophyte (Etat-Unis - 1796 - 1853 en Grande Bretagne, 1891 aux Barres)	Forestière	Néant		Brosse, 2000
Tilleul d'Amérique du nord	*Tilia americana* L., 1753	Introduit	Néophyte (Amérique du nord - Virginie, Canada - 1752 en Europe, 1830 à Nancy)	Autre	Néant		Aiton, 1789a ; Jacamon, 1987
Tilleul argenté	*Tilia tomentosa* Moench, 1785	Introduit	Néophyte (Hongrie - 1767 en Angleterre, 1794-1795 à Paris)	Forestière	Néant		Brosse, 2000
Tilleul vert	*Tilia x euchlora* K.Koch, 1866	Introduit	Néophyte (Hybride avec le Tilia dasystyla introduit en 1880 en Europe)	Autre	Néant		
Tilleul de Hollande	*Tilia x europaea* L., 1753	Introduit	Archéophyte (Hybride spontané entre les deux	Autre	Néant		

			Tilia autochtones favorisé depuis l'antiquité)			
Vernis vrai	*Toxicodendron vernicifluum* (Stokes) F.A.Barkley, 1940	Introduit	Néophyte (Chine [via le Japon] - 19-20e	Autre	Néant	
Tsuga du Canada	*Tsuga canadensis* (L.) Carrière, 1855	Introduit	Néophyte (Etat-Unis, Canada - après 1736 en Grande Bretagne)	Autre	Néant	Aiton, 1789b
Tsuga hétérophylle	*Tsuga heterophylla* (Raf.) Sarg., 1899	Introduit	Néophyte (Etats-Unis - 1851 en France)	Forestière	Néant	Riou-Nivert, 1996
Aulne de Corse	*Alnus cordata* (Loisel.) Duby, 1828	Introduit (LC en Corse)	Néophyte (Corse -)	Forestière	Néant	Administration des Forêts, 1878
Mimosa argenté	*Acacia dealbata* Link, 1822	Introduit envahissant	Néophyte (Australie - 1800-1804)	Forestière	Néant	Aymonin, 1986
Érable negundo	*Acer negundo* L., 1753	Introduit envahissant	Néophyte (Etats-Unis - 1732)	Forestière	Néant	Dumas, 2019
Ailante	*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, 1916	Introduit envahissant	Néophyte (Chine - 1743)	Forestière	Néant	Dumas, 2017
Robinier faux acacia	*Robina pseudoacacia* L., 1753	Introduit envahissant	Néophyte (Etats-Unis - 1601)	Forestière	Néant	Ginter, 2023

Administration des Forêts, 1878. Catalogue des végétaux ligneux indigènes et exotiques existant sur le domaine des Barres-Vilmorin (Loiret). Imprimerie Nationale, Paris.

Aiton, W., 1789a. Hortus Kewensis, or, A catalogue of the plants cultivated in the Royal Botanic Garden at Kew.

Aiton, W., 1789b. Hortus Kewensis, or, A catalogue of the plants cultivated in the Royal Botanic Garden at Kew.

Anonyme, 1852. Culture des arbres conifères exotiques dans la Grande Bretagne. Annales forestières 1, 2–5.

Arbez, M., 1969. Répartition, écologie et variabilité des sapins de Turquie du nord : Abies nordmanniana Spach, Abies bornmulleriana Mattfeld, Abies equi-trojani Ascherso et Sinteni. Annales des Sciences Forestières 26, 257–284.

Aymonin, G., 1986. Guide des arbres et arbustes, Sélection du Reader’s degest. ed.

Bazile-Robert, E., 1981. Le pin pignon (Pinus pinea l.) dans le Würm récent de Provence. Géobios 14, 395–397.

Bonafous, 1842. Mûrier remarquable. Annales forestières 1.

Bouvarel, P., 1953. Les pins du Sud-Est des Etats-Unis (Southern Pilles). Revue Forestière Française 585–602.

Brosse, J., 2000. Larousse des arbres et des arbustes, II. ed. Larousse - Bordas.

Candolle, A., 1883. Origine des plantes cultivées. Paris.

Chaperon, H., Arbez, M., 1980. Introduction du Pinus taeda dans le sud-ouest de la France 93–121.

Chevalier, A., 1942. Pommiers et Poiriers. Extension et amélioration de leur culture en France. Revue de botanique appliquée et d'agriculture coloniale 22e année, 333–351.

Degos, G., 1963. Le pin Insigis en Corse. Revue Forestière Française 943–948.

Destremau, D.X., 1977. Introduction du Pinus radiata dans le sud-ouest de la France. Informations-Forêt AFOCEL 2.

Dubreuil, 1878. Catalogue des végétaux ligneux indigènes et exotiques existant sur le domaine forestier des Barres-Vilmorin. Imprimerie Nationale, Paris.

Dumas, Y., 2019. Que savons-nous de l'Érable négondo Acer negundo L. ? Naturae 10, 257–283. https://doi.org/10.5852/naturae2019a10

Dumas, Y., 2017. L'ailante glanduleux, histoire à rebondissement d'un arbre chinois. La Garance Voyageuse 119, 32–36.

Durand, R., 2016. Les Vilmorin et les introductions de végétaux ligneux. Forêt Privée 349, 51–58.

Evelyn, J., 2009. Directions for the Gardeners and other horticultural advice. Oxford University Press.

Fady, B., Thevenet, J., 2006. Les arboretums : un outil de recherche et d'éducation sur la biodiversité forestière Le cas de l'arboretum du Ruscas (Var). Forêt méditerranéenne XXVII, 235–246.

Fauconnier, T., 2012. Le sapin noble - Etude de la variabilité intraspécifique d'Abies procera dans un contexte stationnel d'altitude en Lozère. Forêt Méditerraneéenne 23, 329–336.

Ginter, Z., 2023. Imaginaires arborés, attentes contrariées et pratiques de la marge. Géographie sociale et historique du Robinia pseudoacacia dans le Sud-Ouest de la France (Doctorat en Géographie). Université Bordeaux Montaigne.

Hansen, C., 1892. Pinetum danicum. Journal of the Royal Horticultural Society XIV, 257–480.

Hardy, J., 1882. Report of the meetings of Berwickshire Naturalists' Club for the year 1881. History of the Berwickshire Naturalist Club 1879-1881.

Hermann, R.K., 1987. North American tree planted in Europe - transplanted species offer good growth potential on suitable sites. Journal of Forestry 27–32.

Jacamon, M., 1987. Le parc de l'École forestière à Nancy (France). Bulletin de la Société Botanique de France 134:1, 29–34.

Kirwan (de), C., 1993. Le tulipier de virginie. Revue des eaux et forêts 32, 499–501.

Kremer, D., Cavlovic, J., 2005. Distribution of Introduced North American Ash Species and Their Role in Lowland Forest Management in Croatia. Journal of Forestry 103, 309–313. https://doi.org/10.1093/jof/103.6.309

Loudon, J.C., 1838. Arboretum and Fruticetum Britanicum or The trees and schrubs of Britain. London.

Maxwell Dr., Masters, T., 1892. List of conifers and taxads in cultivation in the open air in Great Britain and Ireland. Journal of the Royal Horticultural Society XIV, 179–256.

Niaudet, M., 1841. Des feuilles du broussonetier ou mûrier à papier pour l'alimentation des vers à soie. Annales de l'Agriculture Française 4, 296–305.

Nicolescu, V.-N., Rédei, K., Vor, T., Bastien, J.-C., Brus, R., Benčať, T., Đodan, M., Cvjetkovic, B., Andrašev, S., La Porta, N., Lavnyy, V., Petkova, K., Perić, S., Bartlett, D., Hernea, C., Pástor, M., Mataruga, M., Podrázský, V., Sfeclă, V., Štefančik, I., 2020. A review of black walnut (Juglans nigra L.) ecology and management in Europe. Trees (Berl West) 34, 1087–1112. https://doi.org/10.1007/s00468-020-01988-7

Nouals, D., Bariteau, M., 1993. Les pins Brutia et Eldarica en France, Eléments sur l'autécologie et la génétique Perspectives l'utilisation. Forêt Méditerraneéenne 14, 199–217.

Pardé, L., Daubrée, L., 1906. Arboretum National des Barres : Enumération des végétaux ligneux indigènes et exotiques qui y sont cultivés. Librairie des sciences naturelles Paul Klincksieck, Paris.

Planchon, J.-E., 1875. L'Eucalyptus globulus au point de vue botanique, économique et médical. Revue des Deux Mondes 7, 149–174.

Pollegioni, P., Woeste,K., Chiocchini, F., Del Lungo,S., Ciolfi, M., Olimpieri, I., Tortolano, V., Clark, J., Hemery, G.E., Mapelli, S., Malvolti, M.E., 2017. Rethinking the history of common walnut (Juglans regia L.) in Europe: Its origins and human interactions. PlosOne.

Prioton, J., 1964. Plaidoyer pour le sapin d'Espagne. Revue Forestière Française 2, 99–114.

Riou-Nivert, P., 1996. Les résineux. Institut pour le Développement Forestier (IDF), Paris France.

Rol, R., Pourtet, J., Duchaufour, P., 1944. Catalogue des espèces cultivées dans l'arboretum des Barres. Annales de L'Ecole Nationale des Eaux et Forêts 9.

Roman-Amat, B., 1984. Contribution à l'exploration et à la valorisation de la variabilité intraspécifique et individuelle du pin laricio de Corse, Pinus nigra Arn, ssp. Laricio var. Corsicana Loud.

Ruas, M.-Pierre., Mane, P., Hallavant, Charlotte., Lemoine, M., 2017. Citrus Fruits in historical France: written sources, iconographic and plant remains. Zech-Matterne.

Seringe, N.-C., 1854. Description et culture des mûriers. Annales des sciences physiques et naturelles, d'agriculture et d'industrie publiées par la Société d'agriculture de Lyon 7.

Silva-Pando, F.J., 2021. Eucalyptus in South Europe Searching for the Promised Land – Introduction and Dissemination of Eucalyptus in Southwestern Europe, Invasive Alien Species: Observations and Issues from Around the World, Issues and Invasions in Europe, 1st ed. T. Pullaiah and Michael R. Ielmini.

Tellier, 1878. Le catalpa. Revue des eaux et forêts 17, 271–274.

Warder, J.A., 1881. The relations of forestry to agriculture. The western Catalpa tree. The Journal of American Agricultural Association 1, 79–102.

Thème 6. Aspects réglementaires et économiques de la pratique des coupes rases

Les questions relatives aux coupes rases se posent actuellement avec une acuité particulière. Un élément central du débat public est l'intérêt de seuils au-delà desquels ces coupes pourraient ou devraient être proscrites, mais la limitation de la taille des coupes rases n'est qu'une des modalités de réduction éventuelle de la place qu'elles occupent : la préférence de la régénération naturelle (voir notamment Volet 2, Thème 2, « Question 1. Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ? » et « Question 2. Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ? ») qui étale les coupes dans le temps, et l'évolution de la structure spatio-temporelle vers une futaie irrégulière sont deux autres voies possibles.

Dans la première partie, nous synthétisons les connaissances règlementaires du corpus juridique français en les replaçant dans une perspective historique. La deuxième partie présente brièvement l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification. Enfin, la troisième partie est consacrée à une analyse technico-économique de la pratique des coupes rases (sous l'angle de la taille des coupes) et à une analyse économique comparative des traitements en futaie régulière (avec coupes rases) et en futaie irrégulière.

Pour chaque question, une recherche bibliographique approfondie a été réalisée soit sous forme de revue bibliographique qualitative (synthèse d'articles, de textes juridiques et d'actes administratifs), de participation à des réunions de concertation (certification) ou sous forme d'analyse de base de données de terrain (fournies par l'ONF et la coopérative Alliance Forêt Bois) pour la partie technico-économique. Par manque de disponibilité des experts, la comparaison de la situation règlementaire avec les autres pays européens n'a pu être traitée mais cette question fait l'objet d'un court résumé dans la synthèse de l'expertise[246].

Par rapport aux connaissances déjà disponibles, les résultats de l'expertise apportent des éléments de connaissance originaux, en particulier sur l'analyse technico-économique et les alternatives à la coupe rase, et dresse un panorama complet sur le volet réglementaire français.

[246] La synthèse de l'expertise est également disponible sur le site web du GIP Ecofor.

Volet 1 | Thème 6. Aspects réglementaires, fiscaux, et économiques de la pratique des coupes rases

Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 492
1.2 Définitions 493
1.3 Matériel et méthodes 495
1.4 Réponses à la question posée 496
1.4.1 L'encadrement des coupes rases dans les forêts publiques 497
1.4.2 L'encadrement des coupes rases dans les forêts des particuliers 498
1.4.2.1 Situation des propriétés forestières dotées de documents de gestion durable 498
1.4.2.2 Situation des propriétés forestières non dotées de documents de gestion durable 499
1.4.2.2.1 Propriétés boisées sous Régime d'Autorisation Administrative 499
1.4.2.2.2 Autres propriétés 500
1.5 Conclusion, pistes de réflexion et perspectives 501
1.5.1 Conclusion 501
1.5.2 Pistes de réflexion 502
1.5.2.1 Rétribuer le propriétaire pour choix d'alternatives sylvicoles à la coupe rase : des paiements pour services environnementaux ? 502
1.5.2.2 Augmenter les surfaces sous DGD 503
1.5.2.3 Disposer d'une grille basée sur des critères objectifs et validée par les autorités pour instruire les demandes de coupes 503
1.5.2.4 Intégrer davantage de prescriptions dans les futurs SRGS qui cadrent les PSG ? 503
1.5.2.5 Recourir à l'expérimentation de baisse du seuil dans les forêts des particuliers sans DGD ? 504
1.5.2.6 Légiférer sur les coupes rases ? 504
1.5.2.7 Ajuster et négocier le seuil des coupes rases dans le cadre des Schémas de cohérence territoriale ? 505
1.5.3 Quelques perspectives complémentaires 506
1.5.3.1 Développer les travaux de recherche et renforcer l'enseignement sur le droit forestier 506
1.5.3.2 Réévaluer les moyens accordés pour l'application du droit et la place accordée aux litiges forestiers 507
1.6 Références bibliographiques 507
1.7 Annexes 508

Rédacteurs

Damien **Marage,** Université de Franche-Comté, UMR THEMA, Besançon (25), France
Lionel **Depeige**, CNPF, Direction générale, Aurillac (15), France
Brigitte **Pilard-Landeau**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France

1.1 Contexte et problématique

Ces dernières années ont vu de nombreux articles de presse tant nationale que régionale se faire le relais d'une contestation grandissante des coupes forestières et des coupes rases en particulier, bientôt suivi par les médias (voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »). Rarement la question de l'encadrement réglementaire actuel des

coupes rases est posée clairement, l'opinion la plus répandue, tout au moins dans le grand public, étant sans doute qu'il n'existe aucune réglementation en la matière. Un des éléments du débat est l'existence ou l'intérêt de seuils au-delà desquels les coupes rases pourraient ou devraient être proscrites. L'objet de cette contribution est avant tout d'identifier et d'analyser ce qui, dans le Code forestier et l'ensemble du corpus règlementaire, a trait à cette question.

Avec la promulgation du Code forestier le 1e août 1827, l'administration prenait le contrôle non seulement des forêts du domaine privé de l'État mais aussi des bois des communes et des établissements publics ; les forêts des particuliers restaient libres, les propriétaires devaient simplement faire agréer leurs gardes particuliers par les sous-préfets et déclarer 6 mois à l'avance l'assiette de leurs coupes (Devèze, 1965). De quelles coupes s'agissait-il ? De tous les types de coupes ou bien celles dites « à blanc-étoc » (voir Volet 1, Thème 1, « Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? ») c'est-à-dire, selon Verger (1832), celles qui consistent en l'« action de raser un bois » ?

Ce terme « coupe rase », qui succède dans le temps à celui de « coupe à blanc-étoc », est-il défini et encadré par les textes législatifs ou réglementaires du Code forestier ? Y-a-t-il eu des évolutions législatives ou règlementaires de ce terme depuis la promulgation du Code forestier en 1827 ? Existe-t-il un seuil juridiquement fixé au-delà duquel les coupes rases sont proscrites ? Ce seuil, s'il existe, est-il fixé par des textes de portée nationale, régionale ou départementale ?

Après un bref rappel historique du droit forestier depuis 1827, l'état actuel du droit forestier sera d'abord traité par l'encadrement des coupes rases dans les forêts bénéficiant du régime forestier, puis dans celles des particuliers. Enfin, nous évoquerons des pistes de réflexions et des perspectives.

Depuis la Loi d'orientation sur la forêt de 2001[247], **le Code forestier prévoit une obligation générale, dans toute forêt publique ou privée, feuillue ou résineuse, d'assurer la reconstitution des peuplements forestiers dans les 5 ans après toute coupe rase de surface supérieure à un seuil fixé par un Arrêté préfectoral dans chaque département (art. L. 124-6[248]), pris après recueil de l'avis du CNPF et de l'ONF**. Cette reconstitution, par régénération naturelle ou plantation, doit être conforme à ce que prévoit le Document de Gestion Durable (DGD) si la forêt en possède un, ou le cas échéant, aux conditions fixées par l'autorisation de coupe délivrée par l'administration. Dans les deux cas, ces reconstitutions devront être conformes à ce que prévoit le Schéma Régional de Gestion Sylvicole (SRGS) pour les forêts privées, et aux Directives Régionales d'Aménagement (DRA) et Schéma Régionaux d'Aménagement (SRA) pour les forêts publiques. Cette question réglementaire liée au renouvellement des peuplements est mise en annexe de cette étude.

1.2 Définitions

Code de Bonnes Pratiques Sylvicoles (CBPS) (Art. L. 313-3[249], L. 313-4[250] et D. 313-8[251] à D. 313-11[252] du Code forestier) : consiste en des itinéraires techniques déclinés par type de peuplement et conformes au SRGS, que les propriétaires de bois et forêts non soumis à l'obligation de présenter un PSG peuvent s'engager à respecter, ceci pour une durée de 10 ans. Cet engagement, complété par un plan cadastral et une description des types de peuplements, est obligatoirement accompagné d'un

[247] Dispositions de la Loi n° 2001-602 du 9 juillet 2001 d'orientation sur la forêt applicables au 11 juillet 2002 accessible ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000223691/
[248] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245853
[249] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025247151
[250] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043960076
[251] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000030816622
[252] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026129034

programme de coupes et de travaux qui doit être approuvé par le CNPF. Les coupes réalisées par les propriétaires dans le respect de cet engagement sont autorisées.

Document de gestion durable (DGD) (Art. L. 122-3[253] du Code forestier) : les documents de gestion, établis conformément aux directives et schémas régionaux, sont (i) pour les bois et forêts relevant du régime forestier : a) Les documents d'aménagement ; b) Les règlements types de gestion (RTG), (ii) pour les bois et forêts des particuliers : a) Les plans simples de gestion (PSG); b) Les règlements types de gestion (RTG); c) Les codes des bonnes pratiques sylvicoles (CBPS).

État boisé (maintien de l') : il n'existe pas de définition juridique de l'état boisé, encore moins de son maintien, bien que ce groupe nominal soit employé à de nombreuses reprises dans le Code forestier. L'état boisé désigne une portion de territoire occupée par des arbres. Cet état peut être synonyme de forêt (Bastien *et* Gauberville, 2011).

Forêt : il n'existe pas de définition juridique des « bois et forêts » dans le Code forestier ou ailleurs. Toutefois, les articles L. 111-1[254] et L. 111-2[255] disposent qu'il s'applique aux bois et forêts, et mentionnent que « *Sont considérés comme des bois et forêts au titre du présent code les plantations d'essences forestières et les reboisements ainsi que les terrains à boiser du fait d'une obligation légale ou conventionnelle. (…)* » Cependant, la définition comme formation végétale comportant des arbres d'une certaine densité ne peut suffire à établir qu'il s'agit d'une forêt. Pour ce faire, il est également nécessaire de prendre en compte une notion de « destination ». Par exemple, un terrain ayant été coupé ou incendié reste une forêt en conservant sa « destination forestière ». En revanche, une formation arborée qui remplit les critères physionomiques d'une forêt, peut ne pas être une forêt si elle a une autre destination : vergers, parcs d'agrément, golf, camping, etc. En outre, des éléments non boisés inclus dans le périmètre d'une forêt en font juridiquement partie, tels que les chemins, places de dépôt, pare-feux, petites clairières, zones rocheuses, etc.

Forêt des particuliers (Art. L. 311-1[256] du Code forestier) : les bois et forêts des particuliers sont ceux qui appartiennent à des personnes physiques ou à des personnes morales de droit privé, et qui ne relèvent pas du Régime forestier.

Plan Simple de Gestion (PSG) (Art. L. 312-1 à L. 312-8[257], et R. 312-1 à R. 312-18[258] du Code forestier) : c'est le document de gestion que doivent présenter à l'agrément du CNPF les propriétaires possédant plus de 25 ha de bois et forêts. D'une durée de validité de 10 à 20 ans, il comprend notamment une description des peuplements forestiers, et un programme de coupes et de travaux. Les coupes mentionnées dans un PSG agréé ne font l'objet d'aucune déclaration ou autorisation supplémentaire au titre du Code forestier.

Reconstitution des peuplements (obligation de) (Art. L. 124-6[259] du Code forestier) : dans un massif forestier d'une étendue supérieure au seuil arrêté par le représentant de l'État dans le département, après avis du CNPF et de l'ONF, à la suite de toute coupe rase d'une surface supérieure au seuil arrêté par la même autorité dans les mêmes conditions, la personne pour le compte de qui la coupe a été

[253] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245786
[254] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245722
[255] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245724
[256] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025247101
[257] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000025244092/LEGISCTA000025247103/2021-01-30/
[258] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000025244092/LEGISCTA000026128946/#LEGISCTA000032643073
[259] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245853

réalisée ou, à défaut, le propriétaire du sol est tenu – en l'absence d'une régénération ou reconstitution naturelle satisfaisante – de prendre, dans un délai de 5 ans à compter de la date de début de la coupe définitive, les mesures nécessaires au renouvellement de peuplements forestiers.

Régime d'Autorisation Administrative (RAA) (Art. L. 312-9[260] du Code forestier) : toute propriété forestière soumise à l'obligation d'un PSG et qui n'en est pas dotée se trouve placée sous un régime d'autorisation administrative. Aucune coupe ne peut y être faite sans l'autorisation préalable de l'autorité administrative, après avis CRPF. Cette autorisation peut être assortie de l'obligation, pour le bénéficiaire, de réaliser certains travaux liés aux coupes ou qui en sont le complément indispensable.

Règlements types de gestion (RTG) (Art. L. 313-1[261] et L. 313-2[262], L. 313-4[263] et D. 313-1 à D. 313-7[264] du Code forestier) : il consiste, comme le CBPS, en des itinéraires techniques déclinés par type de peuplement et conformes au SRGS, que les propriétaires de bois et forêts non soumis à l'obligation de présenter un PSG peuvent s'engager à respecter. Les RTG peuvent être présentés à l'approbation du CNPF soit par les Organismes de Gestion et d'Exploitation forestière en Commun (OGEC) comme les coopératives forestières, soit par des experts forestiers. Ainsi, seuls les propriétaires adhérents d'un OGEC ou ayant conclu un contrat de gestion avec un expert forestier pour une durée d'au moins 10 ans, peuvent s'engager à gérer leurs propriétés selon un RTG. Pour les adhérents d'un OGEC, la durée de validité de l'engagement est celle prévue par les statuts de cet organisme. Les coupes réalisées par les propriétaires dans le respect de cet engagement sont autorisées.

Régime forestier (Forêt relevant du) (Art. L. 211-1[265] du Code forestier) : *« I. – Relèvent du Régime forestier, constitué des dispositions du présent livre, et sont administrés conformément à celui-ci :*

1) *Les bois et forêts qui appartiennent à l'État, ou sur lesquels l'État a des droits de propriété indivis ;*
2) *Les bois et forêts susceptibles d'aménagement, d'exploitation régulière ou de reconstitution qui appartiennent aux collectivités et personnes morales suivantes, ou sur lesquels elles ont des droits de propriété indivis, et auxquels ce régime a été rendu applicable dans les conditions prévues à l'article L. 214-3 :*
    a) *Les régions, la collectivité territoriale de Corse, les départements, les communes ou leurs groupements, les sections de communes ;*
    b) *Les établissements publics ;*
    c) *Les établissements d'utilité publique ;*
    d) *Les sociétés mutualistes et les caisses d'épargne. Les forêts relevant du régime forestier sont parfois assimilées ou décrites comme des forêts dites publiques. »*

1.3 Matériel et méthodes

La démarche retenue se fonde en premier lieu sur la consultation et l'analyse des textes législatifs et réglementaires du Code forestier mais également des codes de l'environnement, de l'urbanisme et du

[260] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025247131
[261] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025247145
[262] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025247147
[263] *op. cit.*
[264] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000025244092/LEGISCTA000026129010/#LEGISCTA000026129010
[265] Voir ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025246542

code rural, principalement[266]. Seule la législation des coupes en métropole a été analysée en date du 31/12/2021.

Une recherche bibliographique a été réalisée en mobilisant plusieurs sources bibliographiques : dans le Système universitaire de documentation[267] (SUDOC), dans la base de données des thèses françaises[268] (Thèses) et dans la bibliothèque numérique de la Bibliothèque nationale de France[269] (Gallica).

Equation de recherche : *« coupe rase » ou « coupes rases » ou « coupe à blanc-étoc » et langue = Français et date > 1826 et « Code forestier »*

Dans le SUDOC, l'équation de recherche a retenu 253 résultats, dans Gallica, 314 documents ont été sélectionnés, enfin une quinzaine dans Thèses. Ce corpus a été trié et analysé selon la pertinence et l'adéquation à la problématique traitée.

1.4 Réponses à la question posée

Force est de constater une grande stabilité de l'édifice législatif et règlementaire du Code forestier de 1827 à 2012. En effet, le Code forestier de 1827 était pour partie toujours en vigueur en France, jusqu'à sa réforme totale par l'ordonnance du 26 janvier 2012[270] (Lormant, 2016). Le nouveau Code reprend « *tous les principes fondamentaux, parfois dispersés au cours des ans dans un code devenu touffu et peu maniable* ». C'est qu'en effet, de sa première modification en 1859 sur la réglementation des défrichements des bois des particuliers, en passant par celles de 1930 et 1934 portant sur la fiscalité, puis de 1952[271], celle de 1964, de 1979[272], de 1985 relative à la gestion, la valorisation et la protection de la forêt, celle de 2001[273] (Devèze, 1965; Lagarde, 1991), les ramifications des livres et titres s'étaient fortement complexifiées. Dans son rapport au président de la République[274], le législateur indique que « *c'est pour remédier à ces faiblesses que le Gouvernement a été habilité, par l'article 69 de la loi n° 2010-874 du 27 juillet 2010 de modernisation de l'agriculture et de la pêche, à procéder par ordonnance, dans les conditions prévues par l'article 38 de la Constitution, à la refonte du Code forestier* ».

Qu'en est-il de la réglementation des coupes et en particulier celles des coupes rases dans le Code forestier actuellement en vigueur[275] ?

---

[266] L'ensemble de ce corpus est accessible ici : https://www.legifrance.gouv.fr/

[267] Consultable ici : http://www.sudoc.abes.fr. *Ce site Sudoc public a pour objet de fournir un accès aux données du catalogue Sudoc et au texte intégral des ressources en ligne, une description des bibliothèques qui détiennent les documents signalés via le Répertoire des Centres de Ressources ainsi que des services afférents.*

[268] Consultable ici : http://www.theses.fr

[269] Consultable ici : https://gallica.bnf.fr

[270] Ordonnance n°2012-92 du 26 janvier 2012 relative à la partie législative du Code forestier, JO du 27 janvier 2012, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000025213462

[271] Décret n° 52-1200 du 29 octobre 1952 portant codification des textes législatifs concernant les forêts, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000507498

[272] Décret n° 79-113 du 25 janvier 1979 portant révision du Code forestier, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000880699

[273] Loi n° 2001-
602 du 9 juillet 2001 d'orientation sur la forêt, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/LEGISCTA000006122001

[274] Rapport au Président de la République sur l'ordonnance n°2012-92 du 26 janvier 2012 relative à la partie législative du Code forestier, JO du 27 janvier 2012, texte 30, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000025202549

[275] https://www.legifrance.gouv.fr/codes/texte_lc/LEGITEXT000025244092/2021-12-31/

1.4.1 L'encadrement des coupes rases dans les forêts publiques

Les forêts relevant du Régime forestier ont l'obligation d'avoir un DGD[276]. Ces documents de gestion prennent la forme d'un aménagement forestier (standard ou simplifié en fonction d'enjeux liés à la production, à la biodiversité ou à l'accueil du public et de taille) ou d'un RTG et son document de prescription pour les forêts de moins de 25 ha, sans obligation environnementale prévue dans l'art. L. 122-8[277] du Code forestier. Le RTG en forêt publique est de conception différente du RTG en forêt des particuliers, avec des objectifs similaires. La gestion durable vise à une exploitation raisonnée et encadrée des coupes, rases ou non. L'objectif du législateur est d'assurer la pérennité et la qualité de la ressource forestière au travers d'un DGD et d'une obligation de renouvellement du peuplement forestier (voir les articles L. 124-1[278] et L. 124-6[279]). Avoir un DGD permet au propriétaire de disposer de la garantie de gestion durable prévue par le Code forestier (art. L. 124-1).

Il peut ainsi :

- réaliser en toute légalité les coupes de bois répondant aux règles de gestion du DGD qui fait l'objet d'un arrêté ministériel, sans demande d'autorisation administrative préalable du fait de sa conformité aux documents cadres (DRA ou SRA approuvé par arrêté ministériel et faisant l'objet d'une évaluation environnementale) ;
- bénéficier de subventions publiques pour sa gestion forestière ;
- solliciter la certification forestière PEFC ou FSC ;
- accueillir d'éventuelles mesures de compensations environnementales pour les forêts publiques.

Les coupes prévues dans un DGD sont applicables dans un délai de plus ou moins 5 ans (art. R. 213-21[280]). Les coupes dérogeant au DGD ou n'y étant pas prévues (coupes nouvelles, coupes d'urgence, coupes d'emprise, etc.) reçoivent une autorisation de l'autorité compétente prévue par le législateur. Les produits accidentels ne sont (par définition) pas des coupes et ne sont pas soumis à une autorisation en raison de leur caractère non prévisible.

La planification des coupes constitue un programme à caractère obligatoire dont toute dérogation implique l'obtention d'une autorisation de l'autorité compétente prévue par le législateur. Cette force juridique qui s'attache au programme des coupes fixé dans l'aménagement est si vraie que :

- toute vente portant sur une coupe non réglée à l'aménagement ou non autorisée par l'autorité compétente est frappée de nullité (art. L. 213-5[281] Code forestier) ;
- l'état d'assiette qui permet de contrôler le respect de l'aménagement est un acte détachable de la gestion du domaine privé, c'est-à-dire qu'il constitue un acte administratif de droit public relevant d'une mission de service public administratif (conservation et protection de la forêt) et, à ce titre, est susceptible de recours de la part de tiers ;
- le législateur a estimé qu'un terrain boisé soumis au régime forestier, et donc bénéficiant d'un aménagement forestier, échappe au régime de déclaration administrative de coupes et

[276] Article L. 212-1 du Code forestier : les bois et forêts relevant du régime forestier sont gérés conformément à un document d'aménagement approuvé, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025246551
[277] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000032860891
[278] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029595975
[279] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245853
[280] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026128233
[281] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025246580

abattages instauré par l'article L. 113-1[282] du Code de l'urbanisme dans les espaces boisés classés (art. R. 421-23-2[283]).

1.4.2 L'encadrement des coupes rases dans les forêts des particuliers

1.4.2.1 Situation des propriétés forestières dotées de documents de gestion durable

Principal document permettant de présenter une garantie de gestion durable, le PSG est obligatoire pour les forêts des particuliers répondant aux conditions des articles L. 312-1[284] et R. 312-6[285] du Code forestier selon lesquels tout ensemble de parcelles forestières appartenant à un même propriétaire, dès lors que la surface cumulée de la plus grande des parcelles forestières et des parcelles forestières isolées de plus de 4 ha situées dans la même commune et les communes limitrophes de celle-ci, est **égale ou supérieure à 25 ha, doit faire l'objet d'un PSG**. Ce document comprend le programme des coupes et des travaux à réaliser durant sa durée de validité (10 ans au minimum et 20 ans au maximum). **Des coupes rases ainsi que les conditions de renouvellement des peuplements ainsi exploités, peuvent donc y être prévues**. Les programmes de coupes figurant dans un PSG agréé par le CRPF, peuvent être réalisés sans formalité supplémentaire, sous réserve que d'autres réglementations ne trouvent à s'appliquer. La réalisation des coupes peut être avancée ou reculée de 4 ans au plus (art. L. 312-5[286] du Code forestier, alinéa 1e). En la matière, les PSG peuvent faire l'objet d'un agrément du CRPF au titre d'autres législations (forêts de protection, code de l'environnement, et code du patrimoine) par application des articles L. 122-7[287] et L. 122-8[288] du Code forestier, notamment par la vérification de leur conformité vis-à-vis des « Annexes vertes » au SRGS lorsqu'elles existent.

Pour les surfaces inférieures à 25 ha, les propriétaires ont la possibilité de présenter un PSG volontaire à partir de 10 ha. Ils peuvent aussi se regrouper pour atteindre ce seuil et déposer un PSG dit « concerté » (art. L. 122-4[289] du Code forestier). Ils peuvent aussi soit s'engager à un CBPS (art. L. 124-2[290] du Code forestier), soit s'ils sont adhérents d'un organisme de gestion en commun ou liés par un contrat de gestion avec un expert forestier, un RTG (art. L. 124-1[291] du Code forestier). Ces documents définissent des itinéraires techniques à respecter correspondant à une gestion durable, sur lesquels le propriétaire s'engage pour une durée de 10 ans[292]. Depuis le 25 août 2021, les propriétaires engagés par un CBPS, doivent soumettre à l'approbation du Conseil de centre du CRPF un programme de coupes et de travaux (art. L. 313-4[293] du Code forestier). Les CRPF agréent les PSG, approuvent les RTG, rédigent les CBPS et enregistrent les engagements des propriétaires à ces derniers après approbation de leurs programmes d'interventions. Ces documents doivent être conformes à la gestion durable

[282] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031210297
[283] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031754754
[284] *op. cit.*
[285] *op. cit.*
[286] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029595931
[287] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245797
[288] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000032860891
[289] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033745907
[290] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245840
[291] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029595975
[292] Selon l'article D. 313-4 du Code forestier, la durée d'engagement au RTG d'une coopérative permettant d'obtenir une garantie de gestion durable, est celle prévue par ses statuts pour l'adhésion du coopérateur. Celle-ci, est a priori inférieure à 10 ans, mais son renouvellement tacite est aussi prévu. La question de la durée de cet engagement serait donc à éclaircir. Pour consulter l'article : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026129018
[293] *op. cit.*

définie par les SRGS élaborés par chaque CRPF (art. L. 122-3[294] du Code forestier). Ces SRGS font l'objet d'une large concertation avec les acteurs de la forêt privée, mais aussi des membres de la commission régionale de la forêt et du bois (CRFB) ainsi que d'une consultation des parcs nationaux et parcs naturels régionaux, et plus largement du public. Ils font également l'objet d'une évaluation environnementale et d'un avis de l'autorité environnementale. Les SRGS sont approuvés par le ministère de l'Agriculture, et leurs « annexes vertes » (art. D. 122-14[295] du Code forestier) conjointement par ce dernier et le ministère de la Transition écologique ainsi que le ministère de la Culture pour ce qui concerne les monuments historiques. Les itinéraires techniques qu'ils décrivent jouent donc un rôle essentiel pour juger de la gestion proposée dans les documents de gestion présentés au CRPF. **La question de la pratique des coupes rases est traitée dans les SRGS, et des recommandations, voire des conditions à respecter, édictées. Ainsi, les autorités compétentes pour l'agrément ou l'approbation des DGD vérifient leur conformité aux SRGS et leurs annexes au travers d'une phase d'instruction qui comprend un contrôle du contenu et un contrôle sur le terrain** (le conseil de centre du CRPF et le représentant du préfet de Région dans ce conseil, en la personne du Directeur Régional de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt). **Les coupes programmées par ces DGD agréés ou approuvés, ne font donc l'objet d'aucune nouvelle demande d'autorisation complémentaire au titre du Code forestier**.

Par ailleurs, comme en dispose l'art. L.312-5[296] du Code forestier, alinéa 2, les coupes dites « extraordinaires », c'est-à-dire non prévues au programme d'un PSG ou qui différent par le volume et la surface ou dont la réalisation ne se situe pas dans la fourchette de plus ou moins 4 ans par rapport à la date fixée dans le PSG, peuvent être autorisées par le CRPF. Ces demandes d'autorisation font, si nécessaire, l'objet d'une instruction sur le terrain. En revanche, l'alinéa 3 de cet article prévoit que le propriétaire peut procéder sans déclaration ni autorisation préalable aux « *coupes de bois pour sa consommation rurale et domestique, sous réserve que cet abattage reste l'accessoire de sa production forestière et ne compromette pas l'exécution du plan simple de gestion* ». Enfin l'alinéa 4 de ce même article, dispose également qu'« *En cas d'évènements fortuits, accidents, maladies ou sinistres, qui impliquent des mesures d'urgence, le propriétaire peut procéder aux coupes nécessaires. Il doit au préalable en aviser le centre régional de la propriété forestière* », qui dispose de 15 jours pour s'y opposer. **Les CRPF font face, depuis quelques années, à une forte augmentation du nombre de ces coupes d'urgence, qui consistent en bonne partie en des coupes rases associées aux conséquences du changement climatique**.

1.4.2.2 Situation des propriétés forestières non dotées de documents de gestion durable

1.4.2.2.1 Propriétés boisées sous Régime d'Autorisation Administrative

Les propriétés de plus de 25 ha pour lesquelles existe une obligation de présentation d'un PSG et qui n'en sont pas dotées, sont soumises au régime d'autorisation administrative des coupes tel que prévu à l'art. L. 312-9[297] du Code forestier : « *Aucune coupe ne peut y être faite sans l'autorisation préalable de l'autorité administrative, après avis du CRPF.* »

[294] *op. cit.*
[295] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026127402
[296] *op. cit.*
[297] *op. cit.*

1.4.2.2.2 Autres propriétés

Concernant les coupes pratiquées dans les autres propriétés non dotées d'un DGD, soit 8,5 Mha (voir Tableau 6.1-1), c'est l'article L. 124-5[298] du Code forestier qui s'applique. Ainsi, **les coupes d'un seul tenant de surfaces supérieures ou égales au seuil fixé par Arrêté préfectoral et enlevant plus de la moitié du volume des arbres de futaie, font l'objet d'une demande d'autorisation auprès des services des directions départementales des territoires (DDT), qui statuent après avoir recueilli l'avis du CRPF**. Ce seuil est défini par le préfet après avis du CRPF et de l'ONF. Pour l'instruction de ces demandes, il est fréquent que des agents du CRPF se rendent sur le terrain, parfois conjointement avec ceux des DDT. Il faut préciser que l'autorisation n'est délivrée que si ce qui est prévu est conforme aux SRGS. Elle est éventuellement assortie de conditions particulières de réalisation de la coupe, ainsi que de travaux complémentaires (MAAF, 2017).

Les coupes effectuées dans les peupleraies, celles autorisées au titre d'une autre disposition du Code forestier, **les coupes rases inférieures au seuil de surface défini par arrêté préfectoral, ne sont soumises ni à déclaration, ni à autorisation. Il en va de même, pour les coupes ne récoltant aucun bois d'œuvre quelles qu'en soient les surfaces, comme celles de taillis feuillus recépés périodiquement pour la récolte de bois de chauffage, de piquets, ou d'échalas**. S'agissant des taillis, ce mode de traitement entraine *de facto* la récolte complète de l'ensemble des rejets de souches, qui sont exploités à de faibles dimensions pour les besoins du marché, ce qui explique l'absence d'autorisation requise. Ce mode d'exploitation conserve encore son intérêt dans certaines régions.

Tableau 6.1-1 : Principaux textes encadrant les coupes en France métropolitaine au 31/12/2021

		Surface (Mha)	Articles du Code forestier	Mention des coupes rases
Forêt des particuliers	Avec DGD	3,5	L. 312-1[299] L. 312-5[300] coupes « extraordinaires »	**Non**
	Sans DGD	8,5 0,570 (RAA)	L.124-5[301] L. 312-9[302] (RAA)	**Seuil selon Arrêté préfectoral** (voir Figure 6.1-1 et Annexe 6.1-1)
Forêt relevant du régime forestier		5	**L. 212-1[303]**	**Non**
Total		**17**		

[298] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031219604
[299] *op. cit.*
[300] *op. cit.*
[301] *op. cit.*
[302] *op. cit.*
[303] *op. cit.*

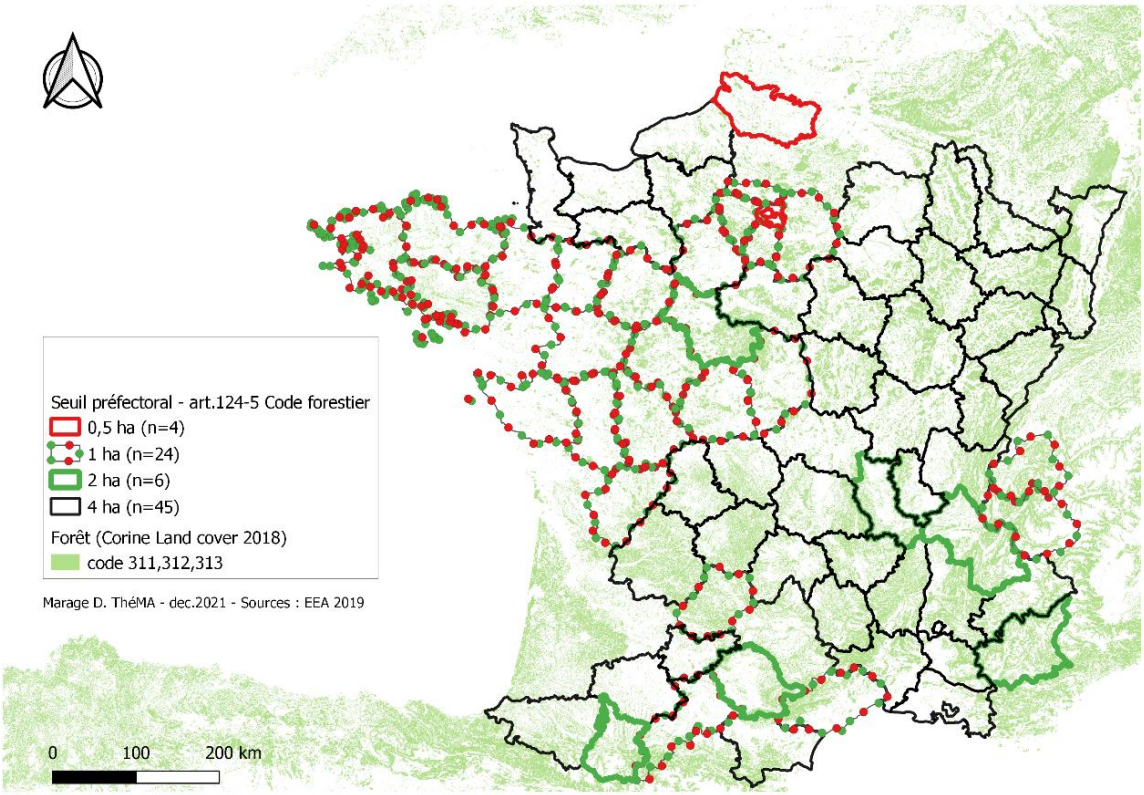


Figure 6.1-1 : Répartition par département des seuils préfectoraux d'autorisation de coupe au titre de l'article L. 124-5[304] du Code forestier

1.5 Conclusion, pistes de réflexion et perspectives

1.5.1 Conclusion

En France métropolitaine, aucun encadrement réglementaire de portée nationale ne cible spécialement et explicitement les coupes rases, que ce soit pour les forêts des particuliers ou dans les forêts bénéficiant du Régime forestier. En revanche la pratique des coupes d'importance, y compris à blanc, dans les propriétés ne présentant pas de garantie de gestion durable, est encadrée par l'article L. 124-5[305] du Code forestier.

Comme le souligne le rapport du CGAAER (2017), le système français est singulier en ce qu'il confère au plan de gestion une grande solidité pendant toute sa période de validité, non seulement vis-à-vis de la réglementation des coupes, mais aussi vis-à-vis des autres réglementations applicables à la forêt : **pour l'ensemble des coupes et travaux prévus, le propriétaire dispose d'une autorisation de toutes les législations concernées, par l'agrément de son plan de gestion, dès lors que celui-ci a été approuvé selon ces réglementations**. Dans les forêts bénéficiant d'un document de gestion durable (DGD), c'est-à-dire les forêts relevant du régime forestier, les forêts des particuliers avec plan simple de gestion ou adhérant à un RTG ou un CBPS, les garanties sont apportées par l'approbation de la puissance publique. **Les coupes rases et leur encadrement sont détaillés dans l'instruction technique DGPE/SDFCB/2017-69 du 23/01/2017** (MAAF, 2017).

[304] *op. cit.*
[305] *op. cit.*

La seule obligation réglementaire suite à une coupe rase incombant aux propriétaires forestiers concerne le reboisement (art L. 124-6[306]). En France, le reboisement est reconnu d'intérêt général par le Code forestier, et oblige le sylviculteur à reboiser dans les 5 ans, les coupes rases d'une surface supérieure à un seuil fixé par le préfet de Département, dès lors que la régénération ou reconstitution naturelle n'est pas satisfaisante. La responsabilité du reboisement incombe au propriétaire. Des prescriptions légales doivent être respectées, à savoir les documents de gestion, l'autorisation de coupe délivrée pour la parcelle concernée et les prescriptions imposées par l'administration. L'effectivité de cette reconstitution est assurée, car elle a le caractère d'un droit réel. **À l'exception de cette obligation de reboisement, le Code forestier ne distingue pas les coupes rases des autres types de coupes. C'est donc à l'échelle départementale et pour certaines dispositions qu'un seuil surfacique est fixé par le préfet pour les coupes prélevant plus de 50 % du volume des arbres de la futaie**. Ce dispositif exclut, de fait, les coupes de taillis.

1.5.2 Pistes de réflexion

Ces pistes de réflexions sont toutes discutées publiquement, mais dans des enceintes différentes. Elles sont organisées dans un premier temps à droit constant en suivant une progression inversée de la hiérarchie des normes juridiques (Kelsen, 2005). Nous exposerons donc des propositions d'incitations fiscales et financières, puis nous discuterons de l'instruction des demandes de coupes et des possibilités offertes par le législateur en termes d'expérimentation et, enfin, nous reviendrons au Code forestier proprement-dit.

1.5.2.1 Rétribuer le propriétaire pour choix d'alternatives sylvicoles à la coupe rase : des paiements pour services environnementaux ?

La vente des bois constitue le principal, et souvent l'unique revenu des propriétaires forestiers. C'est toujours « le bois qui paye la forêt » c'est-à-dire qui permet de réaliser son entretien et son renouvellement (travaux, etc.). À noter que le droit de chasse est inclus dans le droit de propriété et la location à des fins cynégétiques peut représenter un revenu potentiel pour le propriétaire forestier. Un propriétaire forestier est en droit de « *jouir* » de son bien du fait même de sa propriété (art. 544[307] du Code civil), et notamment d'en tirer revenu. Comme en dispose l'article L. 112-1[308] du Code forestier (Code forestier) « *Les forêts, bois et arbres sont placés sous la sauvegarde de la Nation*", mais ceci « *sans préjudice des titres, droits et usages collectifs et particuliers*. ». De plus, l'article L.112-2[309] du Code forestier disposait, jusqu'à sa modification par la loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique, que le « *propriétaire exerce sur ses bois et forêts tous les droits résultant de la propriété dans les limites spécifiées par le présent code et par la loi* » mais « *en réalise le boisement, l'aménagement et l'entretien conformément à une sage gestion économique* ». Une réglementation qui conduirait à une forte régression de ses revenus, voire à une gestion à perte, ceci dans l'objectif de répondre à un intérêt général à définir, justifierait *a priori* qu'il bénéficie d'une indemnisation de la part de l'État. Un mécanisme de type paiement pour services environnementaux (PSE) pourrait être testé, sous certaines conditions dans ce cadre. Il ne s'agit pas ici d'expropriation (au sens de l'art. 545[310] du Code civil) mais bien de la mise en place d'une servitude dans l'intérêt général, c'est à dire une contrainte sur la libre jouissance du bien sans privation complète des droits de

[306] *op. cit.*
[307] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006428859
[308] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043975456
[309] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245737/2012-07-01/
[310] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006428866

propriété. Toutefois, certaines dérives ont été documentées et analysées lors de la mise en œuvre de ce type de paiement (Karsenty, 2011 ; Karsenty *et al.*, 2017).

1.5.2.2 Augmenter les surfaces sous DGD

Concernant les forêts privées, un meilleur encadrement des coupes rases pourrait passer par une **augmentation des surfaces sous DGD**. Le système fonctionne assez bien, et les écarts constatés sont finalement très rares. Cet encadrement global des opérations de gestion, qui porte sur toutes les coupes y compris de taillis, facilite le suivi et le contrôle, et évite que toutes les interventions soient soumises à des autorisations ponctuelles coûteuses en moyens. Surtout, ces forêts sous DGD et leurs propriétaires, sont « connus » de l'administration (CNPF, DRAAF), intégrés aux réseaux de développement forestier et les surfaces cartographiées. Notamment, en cas de difficulté, l'existence d'un DGD établit une relation avec les services concernés et le propriétaire, qui favorise la recherche de solutions. Le seuil d'obligation à la présentation d'un PSG pourrait par exemple être abaissé à 20 ha au lieu de 25, et la présentation de PSG volontaire à partir de 10 ha devrait être encouragée.

1.5.2.3 Disposer d'une grille basée sur des critères objectifs et validée par les autorités pour instruire les demandes de coupes

Les coupes rases et leur encadrement sont présents, comme indiqué plus haut, dans l'instruction technique DGPE/SDFCB/2017-69 du 23 janvier 2017 (MAAF, 2017). **Dans les faits, la réglementation actuelle permet difficilement de rejeter une demande de coupe venant de personnes n'ayant pas de DGD, pour des motifs paysagers ou de conservation de la biodiversité dans les espaces classiques, mais dans les zones soumises à réglementation environnementale ou paysagère la réglementation actuelle permet la prise en compte de ces paramètres.** Dans leur rapport CGAAER, Gault *et al.* (2017) recommandaient de « *Mettre en place un système de télédéclaration obligatoire des coupes rases et définitives*[311] *en forêt privée, pour les propriétaires ne disposant pas d'un plan simple de gestion.* » **Soumettre toutes les coupes rases à une autorisation systématique, sans que ni les services de l'État, ni ceux du CNPF n'aient les moyens d'instruire et de contrôler, apparait toutefois illusoire**. Pour rendre une telle instruction possible, il faudrait envisager, pour les services instructeurs, sa mise en place sur la base d'une grille de critères spatialement référencée et validée par l'autorité publique afin de rejeter, le cas échéant, une demande de coupe pour des motifs environnementaux et paysagers. La géomatique permet en effet un traitement rapide et standardisé de ces informations géographiques. Cependant, ce dispositif nécessiterait des moyens humains supplémentaires.

1.5.2.4 Intégrer davantage de prescriptions dans les futurs SRGS qui cadrent les PSG ?

Les SRGS sont élaborés par les CRPF et arrêtés par le ministère de l'Agriculture, conjointement par le ministère de la Transition écologique pour ce qui est de leurs annexes vertes, et font l'objet d'une large concertation. **Les schémas régionaux sont actuellement en phase de révision et, pour certains, en passe d'être approuvés pour deux d'entre eux. Des seuils de surfaces à partir desquels la réalisation de coupes rases serait prohibée ou soumise à conditions font actuellement l'objet de discussions.** Ainsi le rôle du CNPF chargé de la mise en œuvre de la gestion durable dans les forêts privées, est

[311] Cependant, la coupe définitive n'est pas au sens strict une coupe rase. En effet, dès la première coupe d'ouverture destinée à l'obtention de la régénération naturelle, le processus s'achèvera inéluctablement par l'enlèvement des derniers semenciers sur régénération acquise. La coupe définitive est donc inhérente à l'itinéraire sylvicole choisi (voir Volet 1, Thème 1, « Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? »).

central pour la gestion des coupes rases. Ses agents travaillent en rapport étroit avec les propriétaires forestiers, et sont à même de formuler des messages d'accompagnement de la pratique de ces coupes.

Il convient également de souligner que les annexes vertes des SRGS peuvent prévoir des dispositions complémentaires permettant l'agrément des PSG et RTG au titre des législations autres que celle du Code forestier (Codes de l'environnement et du patrimoine).

À titre d'exemple, à la suite de concertations entre le CRPF et la direction régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), des seuils variables de coupes rases ont été introduits selon les sites classés, les sites Natura 2000 ou les réserves naturelles et au-delà desquels le CRPF saisit les services de l'État pour avis, comme en Bourgogne depuis 2012. D'autres cas existent sur le territoire national (on peut citer les sites classés de la Sainte Victoire et de Concors en Provence-Alpes-Côtes d'Azur).

1.5.2.5 Recourir à l'expérimentation de baisse du seuil dans les forêts des particuliers sans DGD ?

L'abaissement du seuil de demande d'autorisation de coupes de 4, à 2 voire à 1 ha par des Arrêtés préfectoraux encadrant le seuil d'autorisation de coupes dans les forêts sans DGD est possible. En Bourgogne-Franche-Comté, le préfet de Région a confié en 2020, conjointement à la DRAAF et à la DREAL et avec l'appui du CNPF, la mission de travailler à une expérimentation d'abaissement du seuil de demande d'autorisation de coupes dans une partie du Parc naturel régional (PNR) du Morvan, présentant les enjeux paysagers et écologiques les plus importants (Beck et al., 2021). Cette mission a permis au préfet de Région de prendre un Arrêté en 2021 fixant les seuils de surface en matière d'obligation de demande d'autorisation de coupe d'arbres de futaie et de renouvellement de peuplements forestiers après coupe rase à 2 ha sur 21 communes[312].

1.5.2.6 Légiférer sur les coupes rases ?

La perception des coupes rases est très variable selon les territoires, et les populations qui les habitent. Si dans le massif landais elles font « partie du paysage », en revanche dans d'autres territoires, par leur impact visuel immédiat, ces coupes cristallisent la méfiance envers la gestion forestière, sont souvent assimilées à une exploitation industrielle du patrimoine forestier et à une modification de l'identité voire de l'attrait des territoires (Marage, 2020, 2021; Richou, 2020 ; voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »). Ces débats sont arrivés jusque dans l'arène politique, entraînant un certain nombre de prises de position (voir Volet 1, Thème 3, « Question 3. Quels niveaux et modes actuels de mobilisation en France (2015-2021) ? »). Ainsi, la Convention Citoyenne pour le Climat (2020) a proposé de proscrire les coupes rases au-delà de 0,5 ha (proposition SL3.4, *id.*, p. 299). La députée Mathilde Panot et plusieurs de ses collègues ont déposé le 15 septembre 2020 une proposition de loi[313] visant à l'encadrement des coupes rases, proposition rejetée par l'Assemblée nationale. Dans son rapport (2020), la députée Anne-Laure Cattelot recommande également de limiter la taille des coupes rases à 2 ha maximum, hors cause sanitaire, au vu de leur sensibilité, des incertitudes environnementales et de leur incarnation d'un modèle mono-spécifique trop risqué à l'avenir du fait du changement climatique, la diversité des essences étant un facteur de résilience de la forêt et de la ressource bois (Recommandation n°15, *id.*, p. 52). Cette recommandation précise que cette limite pourra temporairement être adaptée par sylvoécorégion, dans la limite de 10 ha, dans le cadre d'une gouvernance régionale associant toutes les parties prenantes, pour tenir

[312] Arrêté interdépartemental n° 2021-49 du 3 juin 2021 consultable ici : https://draaf.bourgogne-franche-comte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/2021_06_03_arrete_interdepartemental_seuil_de_coupe_cle41c76d.pdf
[313] Consultable ici : https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/textes/l15b3314_proposition-loi#

compte des spécificités des territoires eu égard à la diversité des propriétaires forestiers, à la diversité des peuplements forestiers et à la diversité biogéographique française. Or, un système dérogatoire permanent serait très vraisemblablement mis en place pour des motifs économiques, sanitaires, etc. comme depuis 2018 en région Grand-Est à la suite de la crise du scolyte. Les projets de SRGS en cours de révision s'adaptent aux contextes régionaux en adoptant des seuils différenciés.

1.5.2.7 Ajuster et négocier le seuil des coupes rases dans le cadre des Schémas de cohérence territoriale ?

Définir un seuil surfacique pour les coupes rases est une piste possible. Cette voie est, comme nous l'avons vu, explorée à l'occasion de la révision des SRGS. Cette recherche de consensus est actuellement discutée dans les enceintes de renégociation des processus de certification forestière (voir « Question 2. Quels sont l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification ? ») mais ce n'est pas la seule réponse. Par exemple, faudrait-il une surface fixe à l'échelle du territoire national ou variable en fonction de la surface du massif boisé par département ?

Bien que, dès 1930, la mise en place de la loi Sérot, support de l'amendement Monichon de 1952 réduisant l'assiette d'imposition des biens forestiers faisant l'objet de donations ou successions, visait à limiter les coupes excessives liées au paiement des droits de mutation au profit de l'État, et en particulier les coupes rases, Devèze (1965) déplorait que *« Pour réagir contre l'état d'abandon de beaucoup de massifs privés, ou leur stérilisation pour une génération par des « coupes à blancs inconsidérées », contre lesquelles la législation était encore impuissante, le gouvernement a déposé, tout récemment, un projet de loi qui a été voté avec de légères modifications par le Parlement. Les autorités françaises n'ont pas voulu, comme cela se fait dans bien des pays européens de l'Ouest […], instituer un contrôle étatique direct sur la gestion des forêts privées. »*, en faisant référence à la loi de 1963[314].

30 ans plus tard, Lagarde (1991) démontrait que l'ensemble du droit forestier est un droit public, caractérisé par l'interventionnisme de l'État. Or, selon Gromitsari-Maragianni (2016), la réforme du droit forestier introduite par la « Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt »[315] semble concilier les objectifs contradictoires du droit et de la politique forestière, à savoir la valorisation économique de cette ressource et la protection de l'environnement. En effet, la technique juridique qui permet d'éviter la concurrence entre les usages du territoire est le zonage, technique paradoxale puisqu'elle invalide la multifonctionnalité de la gestion forestière (Barthod, 2015), paradigme de la gestion forestière durable paneuropéenne selon les principes définis par la conférence ministérielle des ministres en charge des forêts à Helsinki en 1990.

Ainsi, la politique forestière pourrait être ajustée à l'échelle des territoires infra-régionaux. Les territoires deviendraient alors la porte d'entrée de la production de règlements car le législateur, dans un souci de généricité, ne peut embrasser la complexité et la diversité territoriales. C'est en concertation directe avec les acteurs qu'une telle démarche peut porter ses fruits. Le comité syndical du PNR du Morvan s'y est essayé. Nous avons pu montrer combien les écueils ont été nombreux. Sur un territoire, les politiques sectorielles s'entrecroisent. Les rapports de compatibilité entre les documents de planifications ne sont pas toujours assurés et assumés. Le Schéma de cohérence territorial (SCoT) sert de cadre de référence pour une grande part des politiques sectorielles : urbanisme, habitat, mobilités, aménagement commercial, environnement, dont celles de la biodiversité, énergie et du climat, etc. mais pas celle de la forêt ni de l'agriculture. En l'incluant, le SCoT

[314] Loi n° 63-810 du 6 août 1963 pour l'amélioration de la production et de la structure foncière des forêts françaises, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000509743

[315] Loi n° 2014-1170 du 13 octobre 2014, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000029573022

pourrait devenir, selon certains auteurs, l'outil intégrateur de l'aménagement. Le rapport ministériel d'Anne-Laure Cattelot (2020) va en ce sens en prônant l'expérimentation de « plan local forestier », à l'image des SAGE dans le domaine de l'eau. Selon ces auteurs, ces plans pourraient aussi devenir les lieux de concertation pour préciser les lignes directrices de l'adaptation au changement climatique. Ces plans pourraient être accompagnés par un « Conseil territorial des forêts ». Sans créer *ex nihilo* ces comités, ils pourraient s'intégrer au sein des syndicats mixtes de SCoT ou des communautés de communes pour les PLUi[316], comités à installer au moment de la rédaction ou de la révision de ces documents d'urbanisme. La ville de Besançon a déjà mis en œuvre une telle démarche lors de la révision du PLUi, avec son initiative « Besançon Naturellement Forestière ».

Cette vision n'est pas actuellement partagée par tous les acteurs, et en particulier par les propriétaires et gestionnaires de la forêt privée. Ces derniers considèrent qu'encadrer la gestion forestière par les SCoT et les PLU pourrait conduire à considérer les bois et forêts essentiellement sous les angles paysagers et environnementaux, en négligeant leurs aspects d'activités économiques de production, ces documents d'urbanisme n'ayant pas vocation à règlementer la gestion forestière ou agricole. Le SCoT vise à réguler la consommation des espaces, en particulier naturels, par l'urbanisation. Il n'intervient pas directement dans la gestion de l'eau de la biodiversité, pas plus que dans celle de l'agriculture ou de la forêt. Une intervention du SCoT complexifierait une gestion forestière déjà fortement encadrée, contrairement à celle des autres espaces ruraux. Actuellement, les CRFB (art. D. 113-11[317] du Code forestier) ont déjà pour mission de concourir à l'élaboration et à la mise en œuvre dans la région des orientations de la politique forestière de l'État, précisées dans le programme national de la forêt et du bois (PRFB, arts. L. 121-2-2[318] et D. 121-1[319] du Code forestier), en prenant en compte les fonctions économiques, environnementales et sociales de la forêt. La CRFB est notamment chargée « *1° D'élaborer le programme régional de la forêt et du bois, qu'elle soumet pour avis, lorsqu'il y a lieu, aux établissements publics des parcs nationaux et aux syndicats mixtes d'aménagement et de gestion des parcs naturels régionaux intéressés, et de le mettre en œuvre ; (…)* ». Cette instance présente l'intérêt, du point de vue de nombreux acteurs notamment forestiers, d'examiner les enjeux de la gestion forestière au niveau régional, assurant ainsi une cohérence de ses préconisations sur une échelle suffisante (échelle des SRGS et SRA), notamment biogéographique et économique.

1.5.3 Quelques perspectives complémentaires

Au terme de cette séquence concernant la réglementation des coupes rases, nous abordons ici quelques sujets qui pourraient interroger les autorités publiques.

1.5.3.1 Développer les travaux de recherche et renforcer l'enseignement sur le droit forestier

Il est apparu que les recherches universitaires en droit forestier sont, depuis plus de 30 ans, lacunaires. Il serait par conséquent souhaitable de développer un pôle juridique universitaire en droit forestier. Par sa nature polymorphe, ce droit touche tout aussi bien le droit de la fiscalité, de succession mais aussi des « morceaux » du Code rural et du Code de l'environnement. Il n'existe actuellement que très

[316] le Plan Local d'Urbanisme (PLU) est un document d'urbanisme qui construit un projet d'aménagement à l'échelle d'une commune ou d'un groupement de communes (PLUi). Un décret, entré en vigueur le 1er janvier 2016, modernise le PLU. Son objectif : passer d'un urbanisme réglementaire à un urbanisme de projet. Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000031704629

[317] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000030816598

[318] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000043975426

[319] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000030731841

peu d'enseignement de droit forestier dans les Unités de formation et de recherche (UFR) de droit en France, dans le cadre de masters spécialisés en droit rural ou de l'environnement, sans dépasser annuellement la vingtaine d'heures (Billet, communication personnelle). Dans les formations de l'enseignement supérieur forestier, la part du droit est réduite à son minimum. Les personnels ensuite en poste ont recours à la formation continue. Ce défi lie à la fois la recherche et l'enseignement. S'il apparaît urgent de renforcer l'enseignement du droit forestier, les travaux de recherches se situent dans des échéances qui pourraient être plus lointaines.

1.5.3.2 Réévaluer les moyens accordés pour l'application du droit et la place accordée aux litiges forestiers

Le législateur ne se saisit pas systématiquement des dossiers qui ne paraissent pas prioritaires parmi d'autres champs du droit et les moyens pour faire appliquer et respecter le Code forestier sont clairement insuffisants. L'arsenal juridique existe mais l'application et le contrôle pâtissent d'un manque de personnel et également de compétences. En outre, les procureurs de la République écartent trop systématiquement les litiges forestiers, à de rares exceptions près (coupes illicites ou abusives, incendie criminel, vols de bois sur pied ou abattus, etc.) Le contrôle trop chronophage des coupes abusives ne permet pas aux agents assermentés de dresser des procès-verbaux. Des formations dédiées dans les écoles de magistratures à la problématique forestière et de ses enjeux sembleraient pertinentes. La télédétection permet la surveillance des couverts arborés (voir Volet 1, Thème 2, « Question 2. Quel est l'apport de l'imagerie satellitaire dans le suivi des coupes rases ? ») mais ne peut bien évidemment pas détecter, à lui seul, le caractère légal ou illégal d'une coupe.

1.6 Références bibliographiques

Barthod, C., 2015. La multifonctionnalité des forêts entre discours et pratiques : illusion ou réalité à assumer ? Revue Forestière Française 293-319-293–319.

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Beck, C., Vigreux, J., Sirugue, D., 2021. Les coupes à blanc -Une problématique d'actualité du massif du Morvan. Cahiers scientifiques du Parc naturel régional du Morvan 13, 112–112.

Cattelot, A.-L., 2020. La forêt et la filière bois à la croisée des chemins : l'arbre des possibles.

CGAAER, 2017. Plan de communication pour le secteur de la forêt et du bois. CGAAER, Paris.

Devèze, M., 1965. Histoire des forêts. Presses Universitaires de France.

Gault, J., Guitton, J.-L., Lefebvre, L., 2017. Documents de gestion forestière durable en forêt publique et privée - Parangonnage international (Rapport de mission de conseil No. 16108). CGAAER.

Gromitsari-Maragianni, P., 2016. Le droit forestier : étude comparée de la France et de la Grèce. Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne.

Karsenty, A., 2011. Coupler incitation àla conservation et investissement. Paiements pour services environnementaux et développement. Perspective.

Karsenty, A., Aubert, S., Brimont, L., Dutilly, C., Desbureaux, S., Ezzine de Blas, D., Le Velly, G., 2017. The economic and legal sides of additionality in payments for environmental services. Environmental Policy and Governance 27, 422–435.

Kelsen, H., 2005. General Theory of Law and State. Routledge. https://doi.org/10.4324/9780203790960

Lagarde, M., 1991. Mémento de législation des bois et forêts. Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Nancy.

Lormant, F., 2016. Présentation historique de la législation forestière française 1–9.

MAAF, 2017. Instruction technique DGPE/SDFCB/2017-69 du 23 janvier 2017. Modalités d'instruction des demandes d'autorisation de coupe dans les forêts non dotées de documents de gestion durable.

Marage, D., 2021. Regards sur le territoire, regards d'acteurs. Quelle gestion adapter aux enjeux paysagers portés et protégés par les PNR ? un discours discordant, une rhétorique progressive. Cahier du GHFF Forêt, environnement et société 31, 157–162.

Marage, D., 2020. Vivre de paysage dans le Morvan ou l'impensé de la gestion forestière morvandelle. Projets de paysage 22.

Rapport de la Convention Citoyenne pour le Climat., 2020. Conseil économique social et environnemental.

Richou, E., 2020. La filière forêt-bois française confrontée aux défis de l'écologisation : de l'arbre « sensible » à la malforestation. École doctorale Sciences Sociales et Humanité (ED 481). Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau.

Verger, V., 1832. Dictionnaire abrégé de l'Académie française, avec tous les mots nouveaux adoptés dans les sciences, les lettres et les arts, par une société d'hommes de lettres ; précédé des élémens de la grammaire française et d'un Dictionnaire des difficultés ; terminé par un traité des tropes, un traité de versification française, un dictionnaire des rimes, une nomenclature des homonymes et des paronymes, un vocabulaire de mythologie, des grands hommes et de géographie 1, 1832–1832.

1.7 Annexes

Annexe 6.1-1 : Liste des arrêtés préfectoraux encadrant les coupes forestières

Préfecture de la Charente, 2007. Arrêté relatif aux coupes d'arbres dans les bois et forêts.

Préfecture de la Dordogne, 2013. Arrêté préfectoral N°2013148-0004 relatif à certaines coupes forestières.

Préfecture de la Drôme, 2005. Arrêté N°05-3512 fixant les seuils de surface en matière de renouvellement de peuplements forestiers et d'autorisation de coupes.

Préfecture de la Gironde, 2006. Arrêté préfectoral relatif à divers seuils de surface à fixer en application des articles L.9 et L.10 du Code Forestier.

Préfecture de la Haute-Loire, 2016. Arrêté DDT-SEF N°2016-015 du 20 juin 2016 fixant pour le département de la Haute-Loire les conditions d'application des articles L.124-5 et L.124-6 du Code Forestier.

Préfecture de la Haute-Marne, 2005. Arrêté relatif aux coupes rases entraînant des mesures nécessaires au renouvellement des peuplements forestiers ainsi qu'aux coupes soumises à autorisation.

Préfecture de la Haute-Savoie, 2011. Arrêté N°2011034-0005 fixant les seuils de surface conformément aux dispositions du Code Forestier.

Préfecture de la Loire, 2004. Arrêté préfectoral N°AG 2004-1047.

Préfecture de la Marne, 2005. Arrêté relatif aux coupes rases entraînant des mesures nécessaires au renouvellement des peuplements forestiers ainsi qu'aux coupes soumises à autorisation.

Préfecture de la Meuse, 2005. Arrêté N°2005-0168 portant fixation du seuil de surface des coupes.

Préfecture de la Sarthe, 2023. Arrêté N°05-5132 en date du 29 novembre 2005 relatif aux coupes d'arbres dans les bois et forêts.

Préfecture de la Vendée, 2005. Arrêté N°05/DDAF/291 portant réglementation sur les coupes rases d'arbres dans les bois et forêts dans le département de la Vendée.

Préfecture de l'Ain, 2007. Arrêté instituant les seuils de surface en matière de renouvellement des peuplements forestiers et d'autorisation de coupes.

Préfecture de l'Ariège, 2016. Arrêté préfectoral fixant les seuils de surface en matière d'obligation de demande d'autorisation de coupes d'arbres de futaie et de renouvellement de peuplements forestiers après coupe rase.

Préfecture de l'Essonne, 2008. Arrêté N°2008-DDAF-SATE-1095 du 22/09/2008 portant dispense de déclaration pour certaines catégories de coupes de bois.

Préfecture de l'Isère, 2007. Arrêté N°2007-04583 instituant un seuil de surface nécessitant une autorisation du représentant de l'Etat pour une coupe enlevant plus de la moitié du volume des arbres de futaie dans les forêts ne présentant pas une garantie de gestion durable.

Préfecture de l'Oise, 1978. Arrêté préfectoral du 24 octobre 1978. Autorisation de coupes pas catégories.

Préfecture de Maine-et-Loire, 2005. Arrêté SG-BC C N°2005-597. Mesures réglementant les coupes de bois dans les massifs forestiers.

Préfecture de Meurthe-et-Moselle, 2005. Arrêté portant fixation du seuil de surface des coupes nécessitant une autorisation préalable au titres de l'article L.10 du Code Forestier.

Préfecture de Tarn-et-Garonne, 2015. Arrêté préfectoral N°AP82-DDT-2015-09-013 fixant les seuils de surface en matière d'autorisation de coupe et de reconstitution des peuplements forestiers.

Préfecture des Alpes-Maritimes, 2015. Arrêté préfectoral N°2015-403 fixant les seuils de surface et de volume des coupes de bois au-dessus desquels le propriétaire a l'obligation de prendre des mesures nécessaires au renouvellement des peuplements forestiers et/ou de demander une autorisation administrative de coupe dans le département des Alpes-Maritimes.

Préfecture des Côtes d'Armor, 2004. Arrêté préfectoral réglementant les coupes à caractère sylvicols pris en application de l'article L.10 du Code Forestier.

Préfecture des Yvelines, 1980. Arrêté préfectoral d'autorisation de coupe par catégories.

Préfecture d'Ille-et-Vilaine, 2004. Arrêté préfectoral soumettant à autorisation préalable les coupes à caractère sylvicole enlevant plus de la moitié du volume des arbres de futaie.

Préfecture du Calvados, 2004. Arrêté fixant le seuil de surface de coupe de l'article L.10 du Code Forestier.

Préfecture du Cantal, 2009. Arrêté N°2009-1371 fixant pour le département du Cantal les seuils minimaux de surfaces pour certaines coupes forestières nécessitant autorisation administrative.

Préfecture du Finistère, 2004. Arrêté préfectoral N°2004-0404 réglementant les coupes à caractère sylvicole.

Préfecture du Gard, 2006. Arrêté préfectoral N°2006-116-35 du 26/04/2006 relatif aux conditions administratives de réalisation des coupes de bois et favorisant la gestion durable des forêts.

Préfecture du Gers, 2013. Arrêté N°2013217-006 portant fixation des seuils de surface en matière de renouvellement des peuplements forestiers et d'autorisation de coupe.

Préfecture du Lot, 2013. Arrêté N°E-2013-162 fixant les seuils de surface en matière d'obligation de demande d'autorisation lors de coupes d'arbres de futaie et d'obligation de renouvellement des peuplements forestiers après coupe rase.

Préfecture du Morbihan, 2004. Arrêté soumettant à autorisation préalable les coupes à caractère sylvicole enlevant plus de la moitié du volume des arbres de futaie.

Préfecture du Puy-de-Dôme, 2004. Arrêté N°04/01061 fixant les seuils de surface en-dessus desquels les coupes d'arbres de futaie relèvent d'une autorisation préalable ou d'une obligation de reconstitution dans le département de Puy-de-Dôme.

Préfecture du Tarn, 2016. Arrêté du 18 janvier 2016 fixant les seuils de surface en matière : d'obligation de demande d'autorisation concernant les coupes d'arbres de futaie ; d'obligation de renouvellement des peuplements forestiers après coupe rase.

Préfecture du Val-d'Oise, 2021. Arrêté N°2021-16273 fixant les seuils de surface en matière de renouvellement de peuplements forestiers et d'autorisation de coupes.

Préfectures de la Côte d'Or, de la Nièvre, de Saône-et-Loire et de l'Yonne, 2021. Arrêté interdépartemental n° 2021-49 fixant les seuils de surface en matière d'obligation de demande d'autorisation de coupe d'arbres de futaie et de renouvellement de peuplements forestiers après coupe rase.

Préfectures des Hauts-de-Seine, de la Seine-Saint-Denis et du Val-de-Marne, 2016. Arrêté inter-préfectoral N°2016 fixant les seuils de surface de coupes de bois à caractère sylvicole soumis à autorisation préalable et portant obligation de reconstitution de l'état boisé après coupe rase.

Annexe 6.1-2 : Autres régimes d'autorisation ou de déclaration des coupes prévues par le Code forestier, ou résultant d'autres codes ou législations

Sur un plan général, l'obtention d'une autorisation au titre de l'une de ces législations ne dispense par des autorisations, déclarations ou obligations prévues par une autre législation, sauf si la loi a prévu expressément une harmonisation entre les régimes en cause (par exemple, dispense de formalités en cas d'autorisation déjà donnée à un autre titre, ou procédure coordonnée pour plusieurs législations notamment par application des art. L. 122-7 et L. 122-8 du Code forestier[320]). Pour réaliser une coupe, un propriétaire forestier peut donc avoir à demander plusieurs autorisations à plusieurs autorités différentes, avec le risque de décisions contradictoires.

Code forestier :

Défrichements : depuis 1803, les défrichements sont soumis à autorisation au-delà d'un seuil de superficie compris entre 0,5 et 4 ha défini par un Arrêté préfectoral dans chaque département (art. L. 341-1 à L. 341-10[321], et L. 342-1[322] du Code forestier). Si une autorisation de défrichement est délivrée par l'administration, induisant de fait une **coupe rase**, aucune autorisation de coupes n'est requise pour la réaliser (art. R. 312-12[323], alinéa 4, et art. L. 124-5[324], alinéa 4, du Code forestier). En revanche, une **coupe rase de défrichement** non soumis à autorisation (art. L. 342-1[325] du Code forestier), peut faire l'objet d'une demande préalable d'autorisation de coupe. Notons aussi que l'art. L. 341-2[326], alinéa 4, du Code forestier dispose que ne constitue pas un défrichement « *Un déboisement ayant pour but de créer à l'intérieur des bois et forêts les équipements indispensables à leur mise en valeur et à leur protection ou de préserver ou restaurer des milieux naturels, sous réserve que ces équipements ou ces actions de préservation ou de restauration ne modifient pas fondamentalement la destination forestière de l'immeuble bénéficiaire et n'en constituent que les annexes*

[320] *op. cit.*
[321] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000025244092/LEGISCTA000025247338/#LEGISCTA000025247668
[322] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029595876
[323] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026128982
[324] *op. cit.*
[325] *op. cit.*
[326] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033036009

indispensables (…) ». De plus, tout défrichement de plus de 25 ha est soumis obligatoirement à une évaluation environnementale, et au cas par cas à partir de 0,5 ha (rubrique 47 de l'annexe[327] à l'art. R. 122-2[328] du Code de l'environnement).

Obligation de reconstitution des peuplements : Depuis 2001, le Code forestier prévoit une obligation générale, dans toute forêt publique ou privée, feuillue ou résineuse, **d'assurer la reconstitution des peuplements forestiers dans les 5 ans après toute coupe rase de surface supérieure à un seuil fixé par un Arrêté préfectoral dans chaque département** (art. L. 124-6[329]) après recueil de l'avis du CRPF et de l'ONF. Cette reconstitution, par régénération naturelle ou plantation, doit être conforme à ce que prévoit le DGD si la forêt en possède un, ou le cas échéant, aux conditions fixées par l'autorisation de coupe délivrée par l'administration. C'est-à-dire que dans les deux cas, ces reconstitutions devront être conformes à ce que prévoit le SRGS.

Forêts classées comme « forêts de protection » : (art. L. 141-1[330] du Code forestier) Elles sont soumises à un régime spécial ; les règles d'exploitation devant être respectées sont fixées dans le document de gestion qui leur est applicable, ou dans un règlement d'exploitation si elles en sont dépourvues (art. R. 141-12[331] du Code forestier).

Notons que, comme en dispose les art. R. 141-39 à R. 141-41[332] du Code forestier, les propriétaires autres que l'État peuvent prétendre à des indemnités, dans le cas où le classement de leurs bois en forêt de protection entraînerait une diminution de leurs revenus. Les plus-values éventuelles pouvant résulter des travaux exécutés et des mesures prises par l'État, en étant le cas échéant déduites.

De plus, l'article R. 141-42[333] du Code forestier prévoit que le propriétaire de bois et forêts classés peut être fondé à demander l'acquisition par l'État de sa forêt de protection, s'il est avéré que le classement l'a privé d'au moins la moitié du revenu normal de sa forêt.

<u>Code général des impôts</u> :

Dans les bois et forêts qui ont fait l'objet d'une réduction des droits de mutation à titre gratuit, de l'impôt de solidarité sur la fortune (ISF) ou de l'impôt sur la fortune immobilière (IFI), et qui ne sont pas encore dotés d'une garantie de gestion durable dans le délai de 3 ans à compter de la mutation ou du bénéfice de l'aménagement fiscal, les coupes sont soumises à autorisation du préfet de Département (art. 793[334], 2° b. du Code général des impôts). Elles relèvent en effet de la procédure prévue par le Décret du 28 juin 1930 (art. 7), relatif aux conditions d'application de l'art. 15 de la Loi de finances du 16 avril 1930, modifié par le Décret n° 2007-746 du 9 mai 2007[335]. Toutefois, ce régime ne concerne pas les forêts devant être dotées d'un PSG et qui en sont dépourvues, pour ces dernières c'est le régime d'autorisation administrative qui s'applique.

Remarque importante : Il faut souligner que les DGD permettent le bénéfice d'aménagements fiscaux ; droits de mutation à titre gratuit (abattement dit Monichon, art. 793[336] du Code Général des Impôts), crédit et réduction de l'impôt sur le revenu des personnes physiques (dispositifs d'encouragement fiscal à l'investissement – DEFI, art. 200 *quindecies*[337] du Code général des impôts), réduction des assiettes de l'ISF, et depuis 2018 de l'IFI (art. 976[338] et art. 793[339], 1.3° et 2.2°, du Code général des impôts). C'est une motivation essentielle pour la présentation volontaire d'un DGD, pour les propriétaires qui ne sont pas obligés à présenter un PSG. Les engagements à présenter une garantie de gestion durable liés à ces dispositifs fiscaux, portent sur des durées qui vont de 4 à 15 ans pour les DEFI, et 30 ans pour ce qui concerne les mutations à

[327] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000046012176
[328] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042087601
[329] *op. cit.*
[330] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025246043
[331] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000026127635
[332] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000025244092/LEGISCTA000026127700/#LEGISCTA000026127700
[333] *id.*
[334] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000034243929
[335] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000466361
[336] *op. cit.*
[337] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042912274
[338] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000036385037
[339] *op. cit.*

titre gratuit ou l'ISF et l'IFI. Si la gestion durable à laquelle le propriétaire s'est engagé n'est pas respectée, en particulier si les interventions programmées dans le DGD ne sont pas réalisées sans qu'une raison valable puisse le justifier, alors le remboursement des avantages peut être exigé par le fisc augmenté de droits supplémentaires. En dehors des sanctions prévues par le Code forestier, **il en va de même si des coupes non prévues au PSG, ou non conformes aux engagements à un CBPS ou un RTG sont réalisées**. Les propriétaires sont sensibles à ces conséquences.

Code rural :

L'article L. 121-19[340] permet au président du Conseil départemental de soumettre à son autorisation toutes les coupes intervenant dans le périmètre d'une procédure d'aménagement foncier agricole et forestier en cours, ceci afin d'éviter que de tels travaux ne perturbent les évaluations des parcelles (cas temporaire et marginal – quelques centaines d'ha/an).

L'article L. 126-1[341] permet, dans le cadre de la réglementation des boisements, **d'interdire ou de soumettre à autorisation la replantation de parcelles boisées après coupe rase**. Une telle interdiction ne peut cependant intervenir que dans les massifs d'une surface inférieure à un seuil fixé par le Conseil départemental. Une circulaire ministérielle avait recommandé de limiter cela aux massifs de moins de 4 ha voire de 10 ha au maximum, mais certains Conseils départementaux ne semblent pas avoir tenu compte de ces recommandations. Ces dispositions restent peu appliquées, et il suffit de ne pas faire de coupe rase pour y échapper.

Code de l'environnement :

Dans les **parcs nationaux** (art. L. 331-1 à L. 331-28[342]), le Décret de création du parc peut soumettre les coupes forestières à autorisation dans le « cœur du parc », et la charte du parc peut préciser les conditions de ces autorisations. Par exemple, dans le cœur du Parc national des Cévennes, il n'y a pratiquement pas de forêts privées, et seules certaines coupes y sont soumises à autorisation.

Cependant, de par les préjudices entrainés par les sujétions imposées par le Décret de classement du parc national au titre des art. L. 331-2, L. 331-9 et L. 331-16[343], les propriétaires peuvent demander des indemnités alors à la charge de cet établissement public (art. R. 331-55[344]). De surcroît, si les avantages de toute nature qu'ils retiraient normalement auparavant de leurs propriétés se trouvent diminués de plus de moitié, ils peuvent exiger de l'établissement l'acquisition de leur propriété (art. R. 331-56 à R. 331-59[345]).

Dans les **réserves naturelles** (art. L. 332-1 à L. 332-10[346]), le Décret de création de la réserve peut soumettre des coupes à autorisation, ou permettre au Préfet de définir une éventuelle réglementation des coupes. En fait, la situation est très variable suivant les réserves. Il semble que dans environ 50 % des réserves les coupes ne soient pas soumises à autorisation, ou fassent l'objet de larges dispenses. Dans les autres, des régimes d'autorisations peuvent ne s'appliquer qu'à certains types de coupes, voire à toutes, qui peuvent même être complétement interdites. D'autre part, l'art. L. 332-5[347], prévoit que dans le cas où les prescriptions issues du classement entraînent un préjudice direct, matériel et certain pour le propriétaire, ce dernier est en droit de demander une indemnité. À défaut d'accord amiable, cette indemnité sera fixée par le juge dans le cadre d'une expropriation.

Dans les **sites inscrits et les sites classés** (art. L. 341-1 à L. 341-22[348]), la réglementation est différente selon qu'on a affaire à l'un ou l'autre de ces types de sites :

- dans les sites classés, toute modification de l'aspect ou de l'état du site est soumise à autorisation ;

---

[340] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000027573231

[341] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031219313

[342] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006159239/#LEGISCTA000006159239

[343] *id.*

[344] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006837403/2006-06-29

[345] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176861/#LEGISCTA000006176861

[346] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006159240/#LEGISCTA000006159240

[347] *id.*

[348] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006159243/#LEGISCTA000022495764

- dans les sites inscrits **seuls les travaux autres que d'exploitation courante des fonds ruraux sont soumis à déclaration 4 mois avant le début des travaux**, et l'administration ne peut s'opposer aux travaux déclarés qu'en engageant la procédure de classement du site : il s'agit plus d'un droit de discussion donné à l'administration que d'un régime d'autorisation.

Sites Natura 2000 (art. L. 414-1 à L. 414-7[349]) : le classement en site Natura 2000 n'entraîne pas, de ce seul fait, l'obligation d'obtenir une autorisation préalable des coupes. En fait, cette législation impose surtout, dans ces sites ou à proximité, des **règles particulières de délivrance des autorisations administratives de travaux intervenant au titre de toutes les autres législations** (dont le Code forestier), ceci afin de garantir qu'elles ne porteront pas d'atteinte significative à leur conservation (sous réserve de figurer sur les listes arrêtées aux niveaux national et local – art. L. 414-4[350], III). Cela entraîne l'obligation de joindre à la demande une **évaluation des incidences des travaux** et **l'interdiction pour toutes les administrations de délivrer une autorisation pour des opérations qui porteraient une atteinte significative à ces sites, sauf raisons impératives d'intérêt public majeur**. L'article R. 414-19[351] vise ainsi « Les coupes soumises à autorisation en application de l'article L. 312-9 du Code forestier » (propriété soumise à PSG mais qui n'en possède pas) ainsi que « Les coupes soumises à autorisation en application de l'article L. 124-5 du Code forestier » (coupes les bois et forêts ne présentant pas de garantie de gestion durable, dès lors qu'elles sont d'un seul tenant supérieures ou égales à un seuil fixé par le préfet et enlevant plus de la moitié du volume des arbres de futaie) et « les coupes soumises à autorisation en application de l'article L. 141-3 du même code (après classement en forêt de protection), sous réserve de l'application de l'article L. 122-7 de ce code » (possession de certains documents de gestion visés par ce texte - PSG, document d'aménagement, etc.) L'art L. 414-4[352], IV, dispose cependant que les Préfets peuvent soumettre chaque site Natura 2000 à un régime d'autorisation propre à la législation Natura 2000, les travaux qui ne sont soumis à aucun régime d'autorisation, de déclaration ou d'approbation. Ce qui n'est toutefois possible que pour les types de travaux définis par l'art. R. 414-27[353], qui ne prévoit pas qu'ils puissent soumettre les coupes forestières à autorisation. Toutefois l'art. L. 414-4[354], IV bis, permet à l'autorité administrative de soumettre, sur décision motivée, à une évaluation des incidences tout document de planification, programme ou projet ainsi que manifestation ou intervention, susceptible d'affecter de manière significative un site Natura 2000 et qui ne figure sur aucune liste. Le IV de ce même article prévoit que l'autorité en question, s'oppose à tout document de planification, programme, projet, manifestation ou intervention si l'évaluation des incidences requise n'a pas été réalisée, ou si elle se révèle insuffisante, ou s'il en résulte que leur réalisation porterait atteinte aux objectifs de conservation d'un site Natura 2000. Il n'existe donc pas de régime d'autorisation de coupe propre aux sites Natura 2000 mais l'absence d'atteinte significative doit être garantie, appréciée au regard des mesures d'évitement, réduction ou compensation prévues par l'étude d'incidences.

Arrêtés de protection de biotope et d'habitats naturels (art. R. 411-15 à R. 411-17[355] pour application des art. L. 411-1 et L. 411-2[356]) : par ces arrêtés, les Préfets peuvent prendre des mesures de conservation d'habitats nécessaires à l'alimentation, à la reproduction, au repos ou à la survie de spécimens d'une espèce animale ou végétale protégée. Le Décret n° 2018-1180 du 19 décembre 2018 relatif à la protection des biotopes et des milieux naturels[357] a élargi le champ d'application de ces Arrêtés préfectoraux qui, initialement, visaient uniquement la protection des milieux de vie des espèces protégées. Depuis, ils peuvent porter sur, d'une part des milieux d'origine artificielle et non plus les seulement les « *formations naturelles peu exploitées par l'homme* », et d'autre part des habitats naturels en tant que tels, dont les milieux forestiers

[349] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176524/#LEGISCTA000006176524
[350] *id.*
[351] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033498289
[352] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033034469/
[353] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000030101266
[354] *op. cit.*
[355] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176875/#LEGISCTA000031793268
[356] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176521/#LEGISCTA000033035415
[357] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000037838804

(art. R. 411-15[358], et liste des habitats fixée par l'arrêté du 19 décembre 2018 fixant la liste des habitats naturels pouvant faire l'objet d'un Arrêté préfectoral de protection des habitats naturels en France, qui vise notamment des boisements, forêts et autres habitats boisés), sans qu'il soit nécessaire d'établir qu'ils constituent par ailleurs des habitats d'espèces protégées.

Même si ces interdictions, relatives aux Arrêtés préfectoraux de protection des biotopes et des habitats naturels, ne doivent être « *ni générales, ni absolues* » et la réglementation adoptée doit être « *adoptée doit être adaptée aux enjeux de protection poursuivis et au contexte local. Il peut notamment s'agir de mesures spécifiques d'interdiction ou de limitation de certaines activités existantes, afin de prévenir leurs effets* » (MTES, 2020, p.12), comme certaines pratiques liées à l'exploitation forestière : **l'interdiction des coupes rases, voire même de toutes coupes est donc possible sous ces réserves**.

Ces Arrêtés peuvent réglementer ou interdire certaines pratiques dans les périmètres concernés, dont les coupes forestières (Conseil d'État, 6/2 SSR du 21 janvier 1998, n° 114587[359]). Il faut ajouter que des dérogations à ces interdictions peuvent être accordées par le Préfet.

Le Conseil d'État a admis dans un arrêt du 12 janvier 2009[360], que « *les sujétions imposées par un arrêté de protection de biotope peuvent donner lieu à indemnisation lorsque, excédant les aléas que comporte toute activité économique, le dommage qui en résulte revêt un caractère grave et spécial, et ne saurait, dès lors, être regardé comme une charge incombant normalement aux intéressés* ».

Réglementation générale des espèces protégées (art. L. 411-1[361]) : elle interdit en principe la destruction de ces espèces et de leurs habitats. Un Arrêté ministériel fixe la liste de ces espèces animales et végétales protégées. Aucune demande d'autorisation spéciale de coupes pouvant entrainer la destruction d'espèces ou de leurs habitats n'est prévue, lorsque leur biotope ne fait pas l'objet d'une mesure de protection localisée. Aussi, les contraintes pouvant résulter de la législation générale des espèces protégées pour les coupes forestières, hors classement délimité au titre d'une autre réglementation, sont particulièrement difficiles à définir. Cependant, les services du ministère de l'Écologie ne mettent pas à disposition les localisations précises des espèces protégées (nombreuses en forêt), notamment pour éviter qu'il leur soit porté atteinte, ce qui ne permet pas une application efficace de ces dispositions.

<u>Code de l'urbanisme</u> :

Espaces boisés classés à conserver (art. L. 113-1[362]) : des espaces boisés peuvent être classés à conserver par les PLU, et en dehors au titre de la législation des espaces naturels sensibles des départements, ce qui est plus rare (art. L. 113-11[363]). Sont concernés à ce titre, notamment, les bois, forêts, parcs, qu'ils relèvent ou non du Régime forestier, enclos ou non, attenant ou non à des habitations. Ce classement peut s'appliquer également à des arbres isolés ou des plantations d'alignements.

Dans ces espaces boisés à conserver, toutes les coupes forestières sont soumises à déclaration à la mairie, le maire pouvant s'y opposer (article R. 421-23[364]). En sont cependant dispensés :

- l'enlèvement d'arbre dangereux, chablis et bois morts ;
- celles prévues par un PSG ou autorisées par le CRPF (coupes extraordinaires ou coupes d'urgence), ou figurant au programme d'un CBPS, ainsi que celles conformes à un RTG auquel le propriétaire a adhéré (article R. 421-23-2[365]) ;
- celles entrant dans des catégories de coupes courantes définies par arrêté préfectoral dans chaque département (article R. 421-23-2[366]).

Un régime spécifique s'applique aux boisements dans les espaces littoraux :

---

[358] *op. cit.*
[359] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/ceta/id/CETATEXT000007975986
[360] Arrêt n° 295915, consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/ceta/id/CETATEXT000025284440/
[361] *op. cit.*
[362] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031210297
[363] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031210331
[364] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031764703/
[365] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031754754
[366] *id.*

- le PLU doit classer (et plus seulement « peut » classer) au titre de l'article L. 113-1[367], avec les mêmes conséquences de droit les parcs et ensembles boisés existants les plus significatifs de la commune ou du groupement de communes, après avis de la commission départementale de la nature, des paysages et des sites (art. L. 121-47[368]) ;
- les secteurs occupés par une urbanisation diffuse situés dans la bande littorale et à proximité des parties urbanisées de la commune, peuvent, sous réserve de leur identification dans le chapitre particulier du schéma régional valant schéma de mise en valeur de la mer et de la préservation des plages et des espaces boisés ainsi que des parcs et jardins publics, être affectés à des services publics, des équipements collectifs, des programmes de logements à caractère social, des commerces, des structures artisanales, des équipements touristiques et hôteliers. Dans ce cas, des mesures compensatoires permettant le maintien de l'équilibre du milieu marin et terrestre sont mises en œuvre (art. L. 121-49[369]).

Eléments identifiés à protéger par un PLU (art. L. 151-23[370]) : les PLU peuvent « *identifier et localiser les éléments de paysage et délimiter les sites et secteurs à protéger pour des* ***motifs d'ordre écologique, notamment pour la préservation, le maintien ou la remise en état des continuités écologiques*** » et définir des prescriptions pour assurer cette protection. Dans ce cas, tous travaux qui auraient pour effet de modifier ces éléments ou zones protégés, sont soumis à autorisation du maire. Ceci peut concerner des boisements, et donc soumettre les coupes à autorisation. Contrairement aux espaces boisés classés de l'art. L. 113-1[371], il n'y a ici aucune exemption d'autorisation possible, ceci malgré ce que l'art. L. 151-23[372], alinéa 1e, mentionne « ***Lorsqu'il s'agit d'espaces boisés, il est fait application du régime d'exception prévu à l'article L. 421-4 pour les coupes et abattages d'arbres***. ». En effet, le Décret en Conseil d'État prévu par l'art. L. 421-4[373] qui devait permettre l'application de cette exception, n'est toujours pas paru. Ainsi, les coupes et abattages d'arbres restent soumis à déclaration préalable lorsqu'il y a application de l'art. L. 151-23[374].

Les rédacteurs de PLU utilisent de plus en plus ces dispositions, dont ils ont tendance à user et à abuser des possibilités, non sans certaines difficultés d'application, car les prescriptions instaurées au titre de l'article L. 151-23[375] peuvent parfois être contraires à ce que prévoit un PSG, empêchant ainsi la mise en œuvre de la gestion durable qu'il programme.

Par ailleurs, l'application des dispositions prévues à l'art. L. 151-19[376] du CU visant à la conservation d'éléments paysagers pour des « *motifs d'ordre culturel, historique ou architectural* », peut présenter les mêmes difficultés pour la mise en œuvre d'une gestion forestière durable.

<u>Code du patrimoine</u> :

Loi du 31 décembre 1913 sur les monuments historiques et leurs abords (art. L. 621-1 à L. 623-1[377]) : il arrive rarement que des terrains boisés soient eux-mêmes classés ou inscrits au titre des monuments historiques (par exemple les parcs de monuments historiques) ; s'ils sont classés, il faut une autorisation pour tous travaux en modifiant l'aspect ; s'ils sont inscrits il faut une déclaration préalable avant d'entreprendre ces mêmes travaux, l'administration ne pouvant s'y opposer qu'en classant l'immeuble concerné (même dispositif que pour les sites classés et inscrits).

Cette législation réglemente surtout les travaux dans le « périmètre de visibilité » des monuments historiques inscrits et classés, à ce titre les coupes forestières sont concernées. Ce périmètre de « visibilité » s'étend, *a priori*, à tout point situé à moins de 500 m du monument et qui est visible de celui-ci (visibilité), ou qui est visible en même temps que le monument d'un autre point du périmètre accessible au public (co-visibilité).

---

367 *op. cit.*
368 Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031210552
369 Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000031210558
370 Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033034406
371 *op. cit.*
372 *op. cit.*
373 Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006815704/2007-10-01
374 *op. cit.*
375 *id.*
376 Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000033034409
377 Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074236/LEGISCTA000006144118/#LEGISCTA000006144118

Dans ce périmètre, tous travaux modifiant l'aspect des lieux (dont les coupes) sont soumis à autorisation du Préfet, après avis conforme de l'architecte des bâtiments de France.

Sites patrimoniaux remarquables : après que, poussé par la décentralisation, le législateur ait créé les zones de protection du patrimoine architectural, urbain et paysager (ZPPAUP) en remplacement, pour l'essentiel, du régime des abords des monuments historiques pour les communes qui en auraient demandé la création auprès du préfet de Région, il les a progressivement remplacées par les « *aires de mise en valeur de l'architecture et du patrimoine* » (AMVAP) (Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 dite « Loi Grenelle 2 »[378], et art. L. 642-1 à L. 642-9[379]). Les ZPPAUP existantes continuent de produire leurs effets jusqu'au 14 juillet 2015. À défaut de transformation de ces ZPPAUP en AMVAP avant cette date, c'est le régime des abords des monuments historiques et des sites inscrits (Loi du 2 mai 1930) qui est rétablit de plein droit sur les secteurs concernés.

La Loi n° 2016-925 du 7 juillet 2016 relative à la liberté de la création, à l'architecture et au patrimoine[380] a uniformisé le dispositif : désormais, les ZPPAUP et les AMVAP créées avant la publication de cette loi sont devenues de plein droit des sites patrimoniaux remarquables (SPR), au sens de l'art. L. 631-1[381]. Le SPR comprend un plan de valorisation de l'architecture et du patrimoine qui comporte un rapport de présentation des objectifs du plan, fondé sur un diagnostic comprenant un inventaire du patrimoine et des éléments paysagers sur le périmètre couvert par le plan ainsi qu'un règlement comprenant notamment des règles relatives à la conservation ou à la mise en valeur des espaces naturels ou urbains ainsi que la délimitation des espaces publics, sites, cours et jardins et l'identification des plantations à protéger et à conserver, à mettre en valeur ou à requalifier et les prescriptions permettant d'assurer leur conservation ou leur restauration. Les coupes forestières sont donc potentiellement concernées.

[378] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000022470434

[379] Consultables ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074236/LEGISCTA000006159967/2010-07-14/#LEGISCTA000022493352

[380] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000032854341

[381] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000032858246

Volet 1 | Thème 6. Aspects réglementaires, fiscaux, et économiques de la pratique des coupes rases

Question 2. Quels sont l'état actuel et l'évolution prévisible à court terme des processus de certification ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 517
2.2 Approche 518
2.3 Les exigences actuelles des certifications et leurs applications 518
2.3.1 Exigences PEFC 518
2.3.1.1 Exigences PEFC International 518
2.3.1.2 Exigences PEFC France 518
2.3.1.3 Application et procédure de contrôle des exigences PEFC 519
2.3.2 Exigences FSC 519
2.3.2.1 Exigences FSC International 519
2.3.2.2 Définition et exigences de FSC France 519
2.3.2.3 Application et procédure de contrôle des exigences FSC 520
2.4 Évolutions des exigences des deux certifications en 2023 520
2.4.1 Définition et évolutions des exigences PEFC 520
2.4.2 Définition et évolutions des exigences FSC 522
2.5 Conclusion et perspectives 523
2.6 Références bibliographiques 523
2.7 Annexes 523

Rédactrice

Brigitte **Pilard-Landeau**, Office national des forêts, Gestion durable et multifonctionnelle des forêts, Maisons-Alfort (94), France

2.1 Contexte et problématique

La tension est forte sur le sujet des coupes rases en France depuis plusieurs années et des propositions comme celle de la Convention Citoyenne en 2021 vont dans le sens de renforcer leur encadrement réglementaire. Il n'existe pas de limitation de taille de coupe rase d'ordre réglementaire lorsque les forêts présentent une garantie de gestion durable, mais des obligations à reconstituer les peuplements. Si les forêts ne bénéficient pas de document de gestion durable, les coupes sont alors soumises à autorisation par l'autorité compétente (voir « Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? »).

En parallèle, il existe deux certifications applicables à la gestion forestière en France : le Programme de reconnaissance des certifications forestières (PEFC) et le Forest Stewardship Council (FSC). Dans le cadre de l'adhésion volontaire d'un propriétaire à ces certifications, des exigences abordent le sujet de la coupe rase dans leurs référentiels respectifs.

Le tiers de la surface forestière française métropolitaine est certifiée avec le label PEFC : cela correspond à 100 % des forêts domaniales et 60 % des autres forêts publiques, mais une partie importante de la forêt privée n'est pas encore certifiée PEFC. Le taux de forêts FSC en France métropolitaine est encore limitée (≈ 100 000 ha).

La révision des deux standards de certification est en cours (consultation publique au cours du premier trimestre 2023) et la question des coupes rases (définition, seuils) n'est encore pas finalisée.

Pour les bases de la certification, on se reportera par exemple à la boîte à outils de l'organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) concernant la gestion durable des forêts[382].

2.2 Approche

Les éléments expliqués dans cette contribution reprennent les informations jugées non confidentielles et partagées par les différents partenaires lors de l'actuelle révision des deux certifications.

2.3 Les exigences actuelles des certifications et leurs applications

2.3.1 Exigences PEFC

2.3.1.1 Exigences PEFC International

Les exigences de PEFC international en matière de gestion durable des forêts sont définies dans le standard de référence PEFC ST 1003 : 2018, Sustainable Forest Management – Requirements (PEFC Council, 2018). Ce référentiel a été rédigé en 2018 et liste les critères et les indicateurs qui, selon PEFC international, sont essentiels à la gestion durable des forêts et qui doivent être respectés pour obtenir la classification PEFC.

Le standard international ne définit pas explicitement les coupes rases, néanmoins, il traite des exigences en matière de conversion et de transformation en plantations forestières, qui ont un lien avec la coupe rase lorsque celle-ci est effectuée dans une forêt jusqu'ici régénérée naturellement et précède la plantation (PEFC Council, 2018, app.1).

Ainsi, la norme de PEFC International exige (en 8.1.4) que la « conversion » des forêts (au sens donné dans ce référentiel international qui définit la conversion comme une modification directe induite par l'homme de la forêt vers des terres non forestières ou vers des plantations forestières, définition qui ne correspond pas à celle qu'emploient les forestiers français pour ce terme[383]) n'ait pas lieu sauf sous conditions de cinq critères limitatifs et en critère 8.1.6 que la conversion des forêts gravement détériorées en plantations forestières soit envisagée chaque fois qu'elle peut y ajouter une valeur économique, écologique, sociale et/ou culturelle.

En critère 8.4.4, la norme exige qu'une régénération réussie soit assurée par une régénération naturelle ou une plantation adéquate pour assurer la quantité et la qualité des ressources forestières.

Enfin, en critère 8.4.5, la norme exige que, pour la reforestation et le reboisement, la préférence soit accordée aux espèces indigènes bien adaptées aux conditions du site. Seules les espèces, provenances ou variétés introduites dont les impacts sur l'écosystème et sur l'intégrité génétique des espèces indigènes et des provenances locales ont été évalués pourront être utilisées, et si les impacts négatifs peuvent être évités ou minimisés.

2.3.1.2 Exigences PEFC France

Les exigences de PEFC International sont déclinées pour la France métropolitaine par PEFC France. Le standard français actuel – ST 1003-1 2017-2022 (PEFC France, 2016) est entré en vigueur en 2017 pour la période 2017-2022. **Il ne définit pas non plus les coupes rases**, ni d'ailleurs la conversion, la transformation ou les espèces indigènes. Cependant, dans l'exigence 2, une précision est faite sur la taille des coupes rases. En voici la prescription : « *Les surfaces de coupes rases faisant l'objet d'une*

[382] Consultable ici : https://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules-alternative/forest-certification/forest-certification/fr/

[383] Au sens de Bastien and Gauberville (2011), il s'agit d'un « *traitement transitoire qui consiste à passer d'un régime sylvicole à un autre, notamment du régime du taillis simple ou du taillis sous futaie au régime de futaie, sans changer d'essence* ».

sensibilité paysagère ne pourront dépasser de 2 à 5 ha en pente (≥ 30 %) et 10 à 25 ha dans les autres cas sauf cas particulier documenté ». Une précision d'importance est que **la coupe définitive de régénération n'est pas considérée comme une coupe rase.**

2.3.1.3 Application et procédure de contrôle des exigences PEFC

Pour la gestion forestière durable, PEFC International fixe des règles communes aux États membres de PEFC et une fois ces règles de gestion déclinées au niveau français, un évaluateur indépendant vérifie leur bonne conformité au standard international.

Le standard actuel de PEFC France (2016), est applicable pour la période 2017-2022 pour adhérer soit à la certification individuelle ou à la certification de groupe. Pour la certification de groupe, qui est la plus répandue en France métropolitaine, ce sont les entités régionales de PEFC qui contrôlent l'application du standard PEFC dans des forêts échantillonnées, les entités régionales étant elles-mêmes auditées par un organisme certificateur de la gestion durable.

Pour cette certification de groupe, les contrôleurs des entités exercent le contrôle auprès des propriétaires pour l'amont de la chaîne de certification. Les audits menés aboutissent à une décision du maintien, de la suspension ou du retrait de l'engagement du participant.

Le contrôle de la taille des coupes rases est donc un critère réalisé au même titre que ceux visant à renouveler le peuplement coupé et prendre en compte l'impact paysager.

2.3.2 Exigences FSC

2.3.2.1 Exigences FSC International

Le standard international FSC-STD-01-001 V5.2 EN (Forest Stewardship Council, 2015) a été approuvé en 2015. Il ne définit pas non plus les coupes rases. Les indicateurs génériques FSC STD-60-004 (Forest Stewardship Council, 2018), qui servent de base pour adapter des indicateurs nationaux, ne définissent pas non plus les coupes rases.

Dans les dix principes énoncés au niveau international, le propriétaire ou son représentant s'engage à agir conformément aux références législatives et réglementaires, aux exigences énoncées par FSC et en conformité avec sa politique et ses objectifs ; ses actions doivent être proportionnées à l'échelle, à l'intensité et aux risques de ses activités de gestion. Les prévisions de gestion doivent être mises en œuvre et tenues à jour sur la base des informations de suivi afin de promouvoir l'adaptation de la gestion.

2.3.2.2 Définition et exigences de FSC France

Le standard FSC français actuel FSC-STD-FRA-01-2016 (Forest Stewardship Council, 2016) est entré en vigueur en 2017 et est valide pour une période de 5 ans ; il comporte une définition de la coupe rase dans les termes et définitions. La coupe rase est définie comme « *coupe en une seule fois portant sur la totalité du peuplement forestier, sans régénération acquise, à l'exception des tiges réservées pour le paysage ou la biodiversité* ».

Dans les exigences énoncées, le principe 10 « Mise en œuvre des activités des gestion » comprend plusieurs critères dont le critère 10.5 qui vise à « *utiliser des pratiques de sylviculture écologiquement appropriées pour la végétation, les espèces, les sites et les objectifs de gestion* » et décline ainsi au critère 10.5.3 des mesures applicables à la taille des coupes rases : « *la taille maximale des coupes rases est fixée à 10 ha, à 25 ha dans la sylvoécorégion des Landes de Gascogne, et limitée à 2 ha en zone de forte pente (> 40 %)* ».

Il est mentionné dans le standard FSC actuel (Forest Stewardship Council, 2016) que « *comme pour les autres méthodes de sylviculture, le choix de la coupe rase doit se faire en fonction des autres exigences de ce référentiel, notamment la protection des valeurs environnementales comme la biodiversité, les sols et le paysage* » (identification des valeurs environnementales et services écosystémiques et leur préservation dans les activités de gestion).

Il est bien précisé que les seuils du critère sur la coupe rase « *ne s'appliquent pas en cas de catastrophe naturelle, ravageurs et de problèmes sanitaires lorsqu'il s'agit d'un cas de nécessité reconnue par une autorité compétente (Département de santé des forêts, préfecture, etc.)* ».

Enfin, l'indicateur 6.7.2 précise que « *Le long des plans et des cours d'eau naturels, une zone tampon au moins égale à 10 m depuis la rive est conservée. Aucune coupe à blanc n'y est réalisée.* »

2.3.2.3 Application et procédure de contrôle des exigences FSC

Pour la gestion forestière durable, FSC fixe les exigences de gestion forestière et définit les procédures que les organismes de certification (indépendants) doivent suivre lors des audits. Un certificat FSC est valable 5 ans.

Avant de pouvoir commercialiser des produits bois certifiés FSC (pour les propriétaires forestiers et pour les transformateurs), il est nécessaire de passer un audit initial, au cours duquel l'ensemble des exigences des référentiels FSC est contrôlé.

Des audits annuels de suivi permettent ensuite de vérifier si les niveaux d'exigence sont respectés conformément au référentiel FSC. Un audit de renouvellement permet tous les 5 ans de réengager le propriétaire ou le gestionnaire.

Le contrôle sur l'exigence de la taille des coupes rases est donc un critère évalué.

2.4 Évolutions des exigences des deux certifications en 2023

2.4.1 Définition et évolutions des exigences PEFC

Une révision du standard PEFC est engagée depuis juin 2021 et devrait s'achever mi-2023. Pour organiser les échanges et permettre une bonne représentation des différentes parties prenantes dans les discussions du Forum, PEFC a constitué trois chambres réunies dans un « FORUM », (i) Forêt et sylviculture, (ii) Forêt et Marchés, (iii) Forêt et Société, composées à la fois de propriétaires, gestionnaires, scientifiques et représentants d'organisations non gouvernementales et d'associations environnementales.

Une fois le nouveau référentiel rédigé, une consultation publique de 60 jours a lieu (sur la période de janvier à mars 2023) et après collecte et synthèse des contributions, un document final sera approuvé par le FORUM, puis par l'AG de PEFC France et enfin évalué par PEFC International.

À la fin de l'année 2021, un travail en groupes thématiques, préalable aux discussions en Forum plénier, a permis d'arrêter provisoirement une définition des coupes rases qui est la reprise d'une définition existante (Smith, 1986) : ***« Pratique sylvicole qui consiste à récolter en une seule fois un peuplement qui sera régénéré artificiellement par semis ou plantation, ou naturellement à partir des semenciers des peuplements adjacents »***.

Lors des échanges, il a été reconnu une différence entre la définition adoptée par les forestiers et celle retenue par le grand public : ainsi, les **coupes sanitaires** ne sont pas considérées comme des coupes rases par les forestiers, alors que pour le grand public toute « récolte faite en une seule fois » est assimilée à une coupe rase, quelle que soit sa cause ou son objectif (voir Volet 1, Thème 1, « Question 1. Comment définir la coupe rase en forêt ? »).

Une convergence s'est faite aussi sur le fait que la coupe rase s'inscrit à l'intérieur du **cycle sylvicole qui comprend une phase de récolte et une phase de renouvellement forestier**. Pour le forestier, le propre de la coupe rase est qu'elle n'est généralement pas utilisée en présence de régénération naturelle, mais précède un renouvellement artificiel.

Notons que la coupe rase est entachée d'une obligation de renouvellement (Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2017, para. III.4. Obligation générale de reconstitution au titre de la gestion durable après toute coupe rase).

En effet, le respect de la législation est la règle de base de PEFC et le Code forestier prévoit une obligation générale de reconstitution après coupe rase, au titre de la gestion durable, qui s'applique à la personne pour le compte de qui la coupe est réalisée (l'usufruitier ou autre détenteur de droit réel, l'ancien propriétaire de la forêt lorsqu'il a vendu juste après coupe, etc.), ou, à défaut, au propriétaire du sol (art. L.124-6 du Code forestier[384]). Le non-respect de cette obligation est constitutif d'une infraction forestière pénalement sanctionnable. Ces dispositions s'appliquent que la forêt soit dotée ou non d'un document de gestion durable (pour plus de détails, voir « Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? »).

À ce stade des discussions d'actualisation du standard PEFC, il a été ajouté à la définition ci-dessus des notes précisant qu'une coupe définitive de régénération (avec régénération naturelle acquise) n'est pas une coupe rase et qu'une coupe sanitaire (coupe et évacuation des arbres dépérissants, malades, endommagés ou morts, dans le but d'éviter la propagation d'insectes ou de maladies) n'est pas considérée comme une coupe rase non plus.

Avec la définition de la coupe rase se pose aussi la question de revoir les critères actuels du standard. Dans l'état actuel des discussions (février 2023), il existe un relatif consensus sur l'interdiction de coupes rases dans les zones de protection forte telles que définies réglementairement par le décret 2022-527 du 12 Avril 2022[385] et dans les ripisylves, avec une cible arrêtée (i) à 2 ha pour les pentes supérieures à 30 % et les zones de forte sensibilité paysagère, (ii) à 5 ha pour les autres cas et (iii) un seuil à 10 ha (hors plantation monospécifique en l'absence de coupes des feuillus hors peupleraies et avec inscription dans le document de gestion). Tout dépassement de ces cibles implique la justification par un diagnostic à produire devant notamment démontrer la plus-value économique, sociale, environnementale.

Dans le nouveau référentiel, la coupe rase est également liée à la définition des transformations (renouvellement par une plantation d'une forêt régénérée naturellement). La transformation est alors strictement limitée aux cas suivants :

- peuplements dégradés par une tempête, un incendie ou tout autre cause abiotique, présentant une couverture foliaire ou une surface terrière faible, et une régénération naturelle insuffisante au bout de 5 ans après la survenance de ces évènements ;
- peuplements dépérissants ;
- peuplements considérés comme vulnérables ;
- peuplements pauvres[386] mais non dépérissants ;
- peuplements faisant l'objet de dispositifs expérimentaux ou vergers à graines.

[384] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245853

[385] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045551000

[386] « *Terme permettant de décrire la valeur économique d'un peuplement. La pauvreté du peuplement s'évalue par une proportion de tiges d'avenir insuffisante, une surface terrière trop faible ou une régénération naturelle insuffisante*. » (Source : PEFC/FR ST 1003-1 : 20XX Gestion forestière durable – Exigences pour la France métropolitaine)

2.4.2 Définition et évolutions des exigences FSC

Une révision partielle du référentiel FSC est engagée depuis le printemps 2021 et doit s'achever à la mi-2023. La révision entamée en 2021 porte sur plusieurs thématiques dont la question des coupes rases. Les travaux d'actualisation du référentiel FSC sont réalisés par un groupe de travail, constitué de représentants de structures parties prenantes de la forêt française réparties en trois chambres : (i) économique, (ii) environnementale et (iii) sociale. La question des coupes rases ne fait actuellement pas consensus, sachant que la taille des coupes rases est un des points forts des échanges.

À ce stade de la consultation publique, il reste deux versions de la définition de la coupe rase (mais une seule version pour la définition du seul tenant) :

- (V1) « *Une **coupe rase** est un acte sylvicole en une seule fois et sur une surface supérieure à 0,5 ha **d'un seul tenant**, portant sur la totalité du peuplement forestier à l'exception des tiges réservées pour le paysage ou la biodiversité et précédant sa régénération artificielle. Ne sont pas considérées comme des coupes rases (i) la coupe de rajeunissement de taillis (taillis et TSF), (ii) la coupe d'ensemencement par bandes.* »
  Hors définition (coupe permettant la mise en œuvre de l'exploitation), on trouve : « *les coupes par câbles avec et sans régénération établie sous la ligne de câble, les ouvertures de cloisonnement, et les coupes d'emprises pour création d'infrastructures, de places de dépôt, d'équipement d'accueil du public, de pare-feu, etc.* », ainsi que, « *Les coupes d'entretien liés aux équipements et infrastructures existants pour une bonne gestion des autres enjeux de la forêt (ligne ; pare-feu, chasse, etc.*) »
- (V2) « *Une **coupe rase** est un acte sylvicole portant sur une surface supérieure à 0,5 ha **d'un seul tenant** et de largeur supérieure à 20 m, laissant après la coupe moins de 10 % du couvert constitué par un boisement ou une régénération de plus 5 m de haut*. »

Une surface de coupe rase est considérée **d'un seul tenant** lorsque la séparation entre différentes coupes rases ne respecte pas : d'un point de vue spatial une distance > 100 m ± 20 % ; ou d'un point de vue temporel une hauteur de régénération ou du peuplement > 5 m ; ou le maintien d'une continuité qui permet de réduire les impacts cumulés des coupes rases au sein de l'Unité de gestion[387], notamment sur les valeurs environnementales[388], la stabilité des peuplements restants et les usages de communautés locales.

Il y a interdiction de coupe rase dans (i) **les zones à Hautes Valeurs de Conservation** (voir Annexe 6.2-1 et Annexe 6.2-2), le réseau de conservation couvrant au minimum 10 % de l'Unité de Gestion et (ii) les **zones tampons** (dissensus actuel sur les distances 10 m ou 30 m minimum) aux bords des cours d'eau, plans d'eau et zones humides.

Enfin, en dehors des interdictions listées ci-dessus, les seuils actuels pourraient connaître un abaissement à 5 ha ou 4 ha (divergence du Groupe de Travail entre les chambres), un maintien d'un seuil à 2 ha dans les cas de fortes pentes (> 30 %) et une limite à 10 ha pour quelques cas à justifier (questions non consensuelles) ; les exceptions persistent dans les cas de forts dégâts provoqués par

[387] *« une aire ou des aires spatiales candidates à la certification FSC, et dont les frontières sont clairement définies, gérées d'après un ensemble d'objectifs de gestion à long terme explicites, exprimés dans le document de gestion. Cette aire ou ces aires incluent : tous les équipements et aire(s) au sein de cette/ces aire(s) spatiale(s) ou adjacent(e)(s) à cette/ces aire(s) spatiale(s), ou les aires ayant un titre légal ou le contrôle de gestion de, ou gérées par ou au nom de l'Organisation, dans le but de contribuer aux objectifs de gestion ; et tous les équipements et aire(s) extérieur(e)(s) à/aux aire(s) spatiale(s) et non adjacent(e)s à cette/ces aire(s) et géré(e)s par ou au nom de l'Organisation, uniquement dans le but de contribuer à ces objectifs de gestion.* » (Source : FSC-STD-01-001 V5-0).

[388] *« ensemble des éléments de l'environnement biophysique et humain suivants : fonction des écosystèmes (dont séquestration et stockage du carbone) ; diversité biologique ; ressources en eau ; sols ; atmosphère ; valeurs du paysage (y compris valeurs culturelles et spirituelles). La valeur actuelle attribuée à ces éléments dépend des perceptions humaines et sociétales* » (Source : FSC-STD-01-001 V5-0).

un aléa exceptionnel, d'état de santé critique du peuplement ou d'activités de restauration des caractéristiques naturelles des milieux nécessitant de rouvrir ou de convertir le peuplement en place vers des conditions plus naturelles.

2.5 Conclusion et perspectives

Si la question de la pratique de la coupe rase est au cœur des débats des deux certifications actuellement utilisées en France, le sujet est en voie de convergence et se traduira par une limitation mesurée de la taille des coupes rases par rapport aux actuels référentiels, ce qui implique pour les propriétaires adhérents une certaine adaptation dans leur gestion ou leur planification (voir « Question 1. Quelle est la situation actuelle en France en matière d'encadrement réglementaire des coupes rases et des obligations de reconstitution dans les forêts publiques et privées, et quelles sont les pistes d'évolution envisagées ? » et « Question 3.1. Quelles sont les caractéristiques technico-économiques générales des coupes rases ? »).

2.6 Références bibliographiques

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Forest Stewardship Council, 2018. FSC-STD-60-004 V2-0 EN, International Generic Indicators.

Forest Stewardship Council, 2016. FSC-STD-FRA-01-2016 France Métropolitaine – Toutes Forêts, Référentiel FSC® pour la Gestion Responsable des Forêts Françaises.

Forest Stewardship Council, 2015. FSC-STD-01-001 V5-2 EN, FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship.

Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, 2017. Instruction technique DGPE/SDFCB/2017-69.

PEFC Council, 2018. PEFC ST 1003:2018, Sustainable Forest Management - Requirements.

PEFC France, 2016. PEFC ST 1003-1 : 2016, Règles de la gestion forestière durable - Exigences pour la France métropolitaine – VERSION 2.

Smith, D.M., 1986. The practice of silviculture, Eighth Edition. ed. John Wiley & Sons, New-York.

2.7 Annexes

Annexe 6.2-1 : Définition des zones à Hautes Valeurs de Conservation (extrait du référentiel FSC-STD-01-001 V5-0, 6.5.1 à 6.5.6)

« 6.5.1 L'Organisation doit établir un réseau d'aires de conservation couvrant un minimum de 10 % de surface de l'Unité de Gestion. Ce réseau est constitué :

1. d'une trame de vieux bois, composée d'îlots en libre évolution, d'îlots de vieillissement ; et

2. des zonages à Hautes Valeurs de Conservation (tels que définis dans le cadre HVC en annexe E et le principe 9) ; incluant les habitats et zones de protections définies et cartographiées dans le critère 6.4 (espèces et habitats patrimoniaux et leurs périmètres de protection) ; et/ou

3. d'autres habitats définis dans les indicateurs 6.6.3 (milieux naturels associés à la forêt), 6.7.1 et 6.7.2 (bandes tampons des cours d'eau et zones humides) ; et/ou

4. d'autres peuplements gérés de façon à préserver ou restaurer les caractéristiques des habitats vers des conditions plus naturelles, qui peuvent inclure des lisières étagées et diversifiées.

6.5.2 La gestion du réseau d'aires de conservation a pour objectif de conserver ou restaurer les caractéristiques naturelles des milieux.

6.5.3 Les composantes du réseau d'aires de conservation sont cartographiées, inscrites dans le document de gestion et leurs surfaces sont estimées. Les limites des îlots en libre évolution sont vérifiables sur le terrain lorsqu'une coupe est prévue dans l'unité de gestion ou à proximité, et en cas d'enjeux concernant l'accueil du public.

6.5.4 Les îlots en libre évolution et les îlots de vieillissement sont identifiés sur la base des meilleures informations disponibles et de la concertation avec les parties prenantes, afin de maximiser les enjeux environnementaux (représentativité des habitats à l'échelle du paysage, présence de HVC, de valeurs environnementales en général) et en tenant compte des enjeux :

1. *économiques (minimisation du manque à gagner pour le propriétaire/gestionnaire au vu de l'accessibilité des peuplements, de la valeur des bois sur pieds),*
2. *et sociaux (sécurité du public).*

6.5.5 Les surfaces désignées comme îlots en libre évolution et îlots de vieillissement couvrent au total au minimum 3% de la surface de l'unité de gestion, dont au minimum 1% d'îlots en libre évolution.
6.5.6 La taille minimale d'un îlot en libre évolution ou de vieillissement est fixée à 0,5 ha. »

Annexe 6.2-2 : Types, statut et zonages des Zones à Hautes Valeurs de Conservation (extrait du référentiel FSC-STD-01-001 V5-0)

Type de HVC	Statut	Zonage à HVC
1 et 3	À définir selon les meilleures informations disponibles	Zonage établi sur : - les cartographies locales de forêts subnaturelles - les données apportées par les zonages ZNIEFF 1 et Natura 2000 (ZSC, ZPS) - les données apportées par les autres zones de protection forte définies à l'échelle nationale - la description des caractéristiques des habitats composant l'UG - les données issues de la concertation avec les parties prenantes - les données issues de la bibliographie et bases de données naturalistes.
2	Absents en métropole	
4	Défini	Forêt à rôle de protection réglementaire (autre que périurbaine)
	À définir selon les meilleures informations disponibles	Autre zonage défini par l'Organisation
5	Défini	Périmètres de protection des captages d'eau immédiats et rapprochés
	À définir selon les meilleures informations disponibles	Autres zonages définis par l'Organisation
6	Défini	Forêt de protection périurbaine réglementaire
	À définir selon les meilleures informations disponibles	• Autres zonages définis à l'échelle nationale (notamment sites archéologiques des Directions Régionales des Affaires Culturelles) • Autres zonages définis par l'Organisation

Volet 1 | Thème 6. Aspects réglementaires, fiscaux, et économiques de la pratique des coupes rases

Question 3.1. Quelles sont les caractéristiques technico-économiques générales des coupes rases ?

Sommaire

3.1.1 Contexte historique de la pratique des coupes rases en France 525
3.1.2 Les coupes rases dans la gestion forestière 525
3.1.3 Les coupes rases sous l'angle économique 526
3.1.4 Les coupes rases : un équilibre à trouver entre économie et écologie 526
3.1.5 Références bibliographiques 527

Rédacteur

Jean-Luc **Peyron**, Académie d'Agriculture de France, Paris (75), France

3.1.1 Contexte historique de la pratique des coupes rases en France

Avant le développement sylvicole initié au XVIIIe siècle, celui des Lumières, la pratique des coupes rases a souvent été prescrite pour la surveillance des coupes qu'elle permettait, contrairement à des prélèvements disséminés dans toute la forêt. Ainsi, dans son instruction pour les ventes des bois du Roy, de Froidour (1668) note-t-il : « *L'abus des ventes par éclaircissement ou expurgade, […] dorénavant il faut s'en abstenir* ». L'enlèvement complet du couvert était alors particulièrement adapté au régime du taillis recherchant une production de bois de feu par reproduction végétative sur souches et à moindre coût. Cependant, le besoin grandissant de bois d'œuvre a conduit à la conversion des taillis en taillis-sous-futaie puis en futaies et, pour ces dernières, à la préconisation de la « méthode du réensemencement naturel et des éclaircies » (Lorentz *et* Parade, 1837). Les coupes rases ont ainsi été reléguées au second plan. Parallèlement, la protection des sols littoraux et montagnards a nécessité des plantations. Elle a ouvert la voie à d'autres types de reboisements, visant quant à eux la production de bois : un retour mesuré s'est alors opéré, aux côtés de la sylviculture traditionnelle, vers un système par coupes rases précédant une régénération artificielle des peuplements, voire leur transformation par changement d'essence ou de variété.

3.1.2 Les coupes rases dans la gestion forestière

Ainsi sommairement replacées dans leur contexte historique, les coupes rases doivent aussi être situées par rapport aux enjeux auxquels elles répondent. Ce point est rarement fait mais on le trouve dans quelques ouvrages avec un traitement souvent sommaire (Kimmins, 1997, Beck *et al*., 2021). Il faut dire que les arguments en faveur des coupes rases ou à leur encontre sont rarement génériques et incontestables : ils dépendent des conditions locales du milieu, des peuplements et du contexte socio-économique ; ils reposent aussi sur la manière avec laquelle les coupes sont effectivement réalisées et sur les précautions qui sont éventuellement prises pour ne pas sacrifier l'écologie à une économie à court terme ou, inversement, l'économie à l'écologie. Ceci dit, les coupes rases peuvent être réalisées pour de multiples raisons, qui ne sont pas toutes économiques :

- il n'est pas rare que les coupes rases soient subies, à la suite d'un sinistre ou d'un échec de la régénération naturelle, voire lorsque le gestionnaire se heurte à l'impossibilité d'une régénération naturelle adaptée à la demande de bois : le maintien de l'état boisé conduit à une plantation dont la préparation suppose au préalable la récolte des bois de la parcelle ;
- une coupe rase peut être pratiquée pour des raisons forestières et écologiques à la fois, du fait du comportement de certaines essences (notamment vis-à-vis de la lumière), des conditions

de sol (blocage éventuel de la régénération) ou bien encore de la nécessaire adaptation à la station et au climat : elle précède alors généralement un changement d'essences ou de provenances ;

- dans certaines conditions (peuplement vieilli ou partiellement sinistré par une tempête par exemple), les coupes partielles représentent un risque pour les exploitants forestiers : elles sont supposées plus accidentogènes qu'une coupe rase qui pourra ainsi apparaître indiquée ;
- à la considération des risques vient s'ajouter celle de l'ergonomie : les coupes rases sont plus favorables à une rationalisation des interventions allant jusqu'à leur mécanisation ;
- de manière générale, un système de gestion de type coupe rase-plantation est souvent apparu pour les décideurs comme plus simple à gérer et mieux maîtrisable qu'une régénération naturelle ou une gestion en futaie irrégulière qui demandent une plus forte technicité et un certain « doigté » tant dans la réalisation spatiale que le suivi temporel des opérations.

3.1.3 Les coupes rases sous l'angle économique

Cependant, c'est souvent pour des raisons économiques que la coupe rase est promue :

- il s'agit d'abord de gagner en productivité à la faveur d'un changement de matériel génétique ; un exemple bien documenté à cet égard est celui du Massif des Landes de Gascogne dans lequel la productivité moyenne d'une génération de pin maritime a plus que doublé entre 1960 et 2000, passant de moins de 5 m³/ha/an début des années 1960 à près de 12 m³/ha/an avant la tempête de 1999 (Loustau *et al*., 1999 ; Thivolle-Cazat *et* Najar, 2001) : en l'occurrence, la plantation a permis de bénéficier des gains offerts par l'amélioration génétique ; dans d'autres cas, c'est simplement le changement d'essence qui permet le gain de productivité et une meilleure adéquation au marché : un exemple répandu est ici celui du développement des résineux (épicéa, douglas, pins) qui étaient peu présents en France où ils restent minoritaires alors qu'ils sont réclamés par les marchés qui continuent d'en importer d'assez grandes quantités de l'étranger ;
- ainsi, le système coupe rase-plantation peut être onéreux mais les coûts qu'il engendre sont supposés couverts par ses avantages aux niveaux tant quantitatif (gains de productivité) que qualitatif (adéquation aux marchés) ;
- par ailleurs, dans ce système, les coûts d'exploitation sont réduits par la concentration des opérations qui évite également de laisser sur pied des arbres blessés lors du débardage ;
- parmi les autres atouts reconnus au système coupe rase-plantation figurent les possibilités de rationalisation des opérations d'exploitation forestière, de renouvellement, de gestion, de suivi, dont la surveillance phytosanitaire, qui sont en général d'autant moins coûteuses par unité de surface que la taille des chantiers est grande. De même la protection des jeunes plants contre les cerfs, chevreuils et autres animaux est plus facile en futaie régulière qu'en futaie irrégulière, les périmètres à défendre augmentant généralement moins vite que la surface des aires à protéger.

3.1.4 Les coupes rases : un équilibre à trouver entre économie et écologie

Beaucoup d'analyses, notamment récentes, visant les coupes rases s'intéressent en général peu à ces arguments d'ordre économique pour se concentrer sur les impacts écologiques et paysagers (Beck et al., 2021 ; Sotirov *et al*., 2022). On peut le regretter dans la mesure où la gestion forestière durable est avant tout une affaire de compromis à trouver entre des dimensions écologiques, économiques et sociales. Il n'en reste pas moins vrai que des approches visant à réduire ces impacts écologiques et paysagers tendent à faciliter une telle recherche de compromis. Il est ensuite possible d'en évaluer les conséquences économiques. Ces approches peuvent porter sur les modalités d'exécution des coupes

rases qui sont discutées par ailleurs dans cette expertise. Elles peuvent aussi éviter ou limiter les coupes rases de plusieurs manières :

1) en réduisant la taille des chantiers dans l'espace ;
2) en allongeant la durée des révolutions, c'est-à-dire du cycle forestier, pour espacer dans le temps les phases au cours desquelles le couvert est absent et donc réduire à un moment donné, la part de l'espace forestier concerné par de telles coupes ;
3) en préférant une régénération naturelle qui étale les coupes dans le temps, rend progressif le renouvellement des peuplements et conserve une continuité de couvert ;
4) en faisant évoluer la structure spatio-temporelle des peuplements vers une futaie irrégulière est à couvert continu.

Dans ce qui suit, deux sujets sont plus particulièrement développés :

- une analyse économique d'opérations de renouvellement forestier (exploitation forestière et reconstitution) visant à mettre en évidence l'évolution des coûts avec la taille des chantiers ; elle se situe dans le cadre du point (1) ci-dessus ;
- une analyse bibliographique des comparaisons économiques entre système de type coupe rase-plantation (futaie régulière) et système de gestion en futaie irrégulière à couvert continu ; elle traite principalement le point (4) ci-dessus mais aborde aussi les points (2) et (3).

3.1.5 Références bibliographiques

Beck, C., Vigreux, J., Sirugue, D., 2021. Les coupes à blanc -Une problématique d'actualité du massif du Morvan. Cahiers scientifiques du Parc naturel régional du Morvan 13, 112.

de Froidour, L., 1668. Instruction pour les ventes des bois du Roy.

Kimmins, H., 1997. Balancing Act/ Environmental Issues in Forestry, 2nd ed. University of British Columbia Press, Vancouver.

Lorentz, B., Parade, A., 1837. Cours élémentaire de culture des bois, 1e édition rééditée en 1855, 1860, 1867 et 1883. ed. Huzard, Grimblot, Paris, Nancy.

Loustau, D., Bert, D., Trichet, P., 1999. Fonctionnement primaire et productivité de la forêt landaise : implications pour une gestion durable. Revue forestière française 51, 571–591. https://doi.org/10.4267/2042/5467

Sotirov, M., Meier-Landsberg, E., Wippel, B., Deparnay-Grunenberg, A., Sirotti, I., Ott, S., 2022. Regulating clearcutting in European forests. Policy options and socio-economic analysis. (Final study report). The Greens/EFA Group in the European Parliament, Brussels, Freiburg im Breisgau.

Thivolle-Cazat, A., Najar, M., 2001. Evolution de la productivité et de la récolte du pin maritime dans le massif landais. Evaluation de la disponibilité future en Gironde. Revue forestière française 53, 350–355. https://doi.org/10.4267/2042/5249

Volet 1 | Thème 6. Aspects réglementaires, fiscaux, et économiques de la pratique des coupes rases

Question 3.2. Quels sont les implications économiques d'une réduction de la taille des coupes rases ?

Sommaire

3.2.1 Contexte et problématique **528**
3.2.2 Matériel et méthodes **528**
3.2.3 Résultats et réponses à la question posée **531**
3.2.4 Perspectives **533**

Rédacteurs

Jean-Luc **Peyron**, Académie d'Agriculture de France, Paris (75), France

Marin **Chaumet**, FCBA, Pôle Biotechnologies Sylviculture Avancée, Délégation Centre-Ouest, Verneuil-sur-Vienne (87), France

Contributeurs

Jean-Philippe **Terreaux**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France

Loïc **Cotten**, Alliance Forêts Bois, Direction du développement, Cestas (33), France

Hanitra **Rakotoarison**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France

Erwin **Ulrich**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France

Didier **Pischedda**, Office national des forêts, Département commercial bois, Paris (75), France

3.2.1 Contexte et problématique

On oppose en général la coupe rase supprimant le couvert sur la totalité d'un peuplement forestier aux coupes partielles concernant des arbres individuels à l'intérieur d'un peuplement. Ces dernières maintiennent un couvert forestier à l'exception des trouées résultant de l'extraction des arbres enlevés. Mais, pour un peuplement de grande étendue, de plusieurs hectares voire dizaines d'hectares, il existe tout un gradient de situations entre des trouées dispersées au sein du peuplement et une coupe rase de l'ensemble. Ce gradient varie avec l'étendue des zones élémentaires sur lesquelles le couvert est supprimé. On pressent évidemment que les impacts écologiques et paysagers augmentent avec cette étendue, ce qui conduit à suggérer une diminution des surfaces traitées d'un seul tenant. Cependant, dans le cadre d'une gestion durable recherchant un compromis entre aspects écologiques, économiques et sociaux, il faut aussi s'interroger sur les conséquences économiques d'une telle diminution. La question traitée ici est donc : comment la taille des chantiers affecte-t-elle le coût des travaux sylvicoles et d'exploitation ? Elle fait directement écho aux discussions en cours au niveau national pour réglementer la taille des coupes rases.

3.2.2 Matériel et méthodes

Il s'agit ici d'analyser l'évolution des coûts des chantiers forestiers avec leur taille. Que l'opération concerne la sylviculture ou l'exploitation forestière, son coût global se structure autour de coûts élémentaires qui sont de plusieurs natures et comprennent :

- des coûts directement liés à l'exécution d'un chantier donné et variables ou non selon la taille de celui-ci :
    - coûts variables :
        - salaire des opérateurs ;

        - consommables ;
        - utilisation du matériel ;
        - visites relatives à l'avancement du chantier dont la durée, donc la taille, détermine le nombre ;
    - coûts directs fixes, indépendants de la taille du chantier :
        - transport et logistique du chantier ;
        - mise en place et réception du chantier ;
        - gestion administrative du chantier (devis, déclaration de chantier, facturation, etc.)
- des coûts indirects liés à la gestion de l'entreprise et dépendants du volume d'activités, donc en partie fixes et en partie variables :
    - relation client et prospection ;
    - frais de fonctionnement et gestion de l'entreprise.

Le coût d'un chantier est de la forme : (coût fixe/chantier) + (coût variable/ha) x (surface). Rapporté à l'hectare, il devient : (coût variable/ha) + (coût fixe/chantier) ÷ (surface). Lorsqu'augmente la surface, le coût variable par hectare est théoriquement inchangé tandis que le rapport entre le coût fixe par chantier et la surface diminue : l'activité engendre des économies d'échelle du fait de l'existence de coûts fixes qui pèsent plus sur l'exécution des petits chantiers que des gros.

Ce sont ces économies d'échelle qu'il convient de mettre empiriquement en évidence et de mesurer. Afin d'y parvenir pour les opérations se rattachant aux coupes rases, deux contributions majeures ont été produites spécifiquement pour l'expertise CRREF par l'ONF et la coopérative forestière AFB. Ces deux contributions ont été consolidées par FCBA (Marin Chaumet) et Jean-Luc Peyron.

La contribution de l'ONF utilise deux bases de données :

- l'outil « Production bois » renseignant sur le type et la surface des coupes réalisées en forêts publiques sur la période 2017-2020 ;
- la base métier « Teck » couvrant l'ensemble des travaux sylvicoles effectués en forêts publiques et notamment ceux relatifs aux surfaces plantées considérées depuis l'installation des plants jusqu'à ce que les arbres aient atteint trois mètres de hauteur ; de cette base ont été extraites 3 852 lignes de chantiers élémentaires permettant d'analyser les coûts de travaux en 2020 pour des surfaces plantées après coupe rase ; les essences au profit desquelles sont effectués ces chantiers sont le chêne sessile (45 % des chantiers élémentaires), le douglas (9 %), le chêne pédonculé (8 %), l'épicéa (5 %), le pin maritime (3 %), le pin sylvestre, le hêtre et les mélèzes (de l'ordre de 2 % chacun).

La contribution d'AFB s'appuie sur :

- la base de données métier « Sharewood » qui couvre l'ensemble des travaux sylvicoles effectués chez les adhérents sur la période 2020-2022 et comporte 16 132 lignes de chantiers ;
- les coûts de travaux en fonction de la surface du chantier dans le massif landais.

Les caractéristiques générales des deux jeux de données sont synthétisées dans le Tableau 6.3.2-1 et les Figure 6.3.2-1 et Figure 6.3.2-2. Elles montrent des parcelles en moyenne plus grandes pour les chantiers traités par AFB. Cette réalité ne reflète pas une différence entre forêts privées et publiques mais plutôt entre les Landes de Gascogne et les forêts publiques françaises. Les données ne sont donc pas représentatives de la situation française mais illustrent plutôt deux situations bien typées sur des surfaces néanmoins importantes.

Dans les deux cas, les résultats ont été ventilés par classes de surface dont les limites ont été fixées à 0,5 ha, 1 ha, 2 ha, 5 ha, 10 ha, 20 ha, 25 ha et 50 ha. Cette ventilation est cohérente avec les seuils

utilisés (avant la révision en cours) par les systèmes PEFC et FSC de certification de la gestion durable des forêts : 2, 5, 10 et 25 ha. Dans les deux cas également, les types de travaux concernent plus la mise en place du peuplement à venir que l'exploitation du peuplement à renouveler. Ils constituent cependant une référence pour analyser la variation des coûts de travaux en forêt selon la taille des chantiers issus de coupe rase.

Tableau 6.3.2-1 : Caractéristiques générales des chantiers effectués en forêts publiques sous l'égide de l'ONF entre 2017 et 2020 et en forêts privées dans le cadre d'AFB entre 2020 et 2022.

	ONF	AFB
Taille moyenne de chantier (ha)	3,3 Forêts domaniales : 4,5 Forêts des collectivités : 2,9	6,5
Part des chantiers de plus de 2 ha en nombre en surface	 52 % 84 %	 68 % 95 %
Part des chantiers de plus de 5 ha en nombre en surface	 16 % 46 %	 37 % 79 %
Part des chantiers de plus de 10 ha en nombre en surface	 4 % 17 %	 18 % 57 %

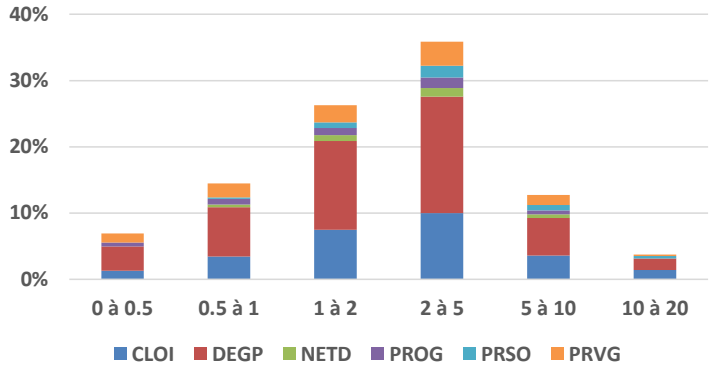


Figure 6.3.2-1 : Répartition des chantiers suivis par l'ONF en 2020 par taille et type. Les types sont la création et l'entretien de cloisonnements (CLOI), le dégagement de plantation ou de semis artificiels (DEGP), le nettoiement ou le dépressage (NETD), les travaux de protection contre le gibier (PROG), la préparation du sol avant régénération naturelle ou artificielle (PRSO), la préparation de la végétation avant régénération naturelle ou artificielle (PRVG).

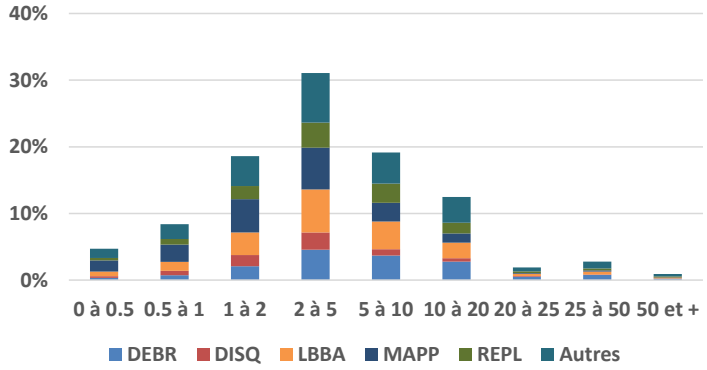


Figure 6.3.2-2 : Répartition des chantiers suivis par AFB en 2020-2022 par taille et type. Les types distingués sont le débroussaillement au rouleau landais (DEBR), le disquage (DISQ), le labour en bandes (LBBA), la mise en place de plants (MAPP) et la reprise de labour (REPL). La catégorie « Autres » regroupe des types qui représentent

individuellement moins de chantiers que les précédents et comprend notamment le dégagement manuel sur la ligne de plantation, le gyrobroyage, le jalonnage et le travail manuel mécanisé.

3.2.3 Résultats et réponses à la question posée

L'analyse des coûts des chantiers en fonction de leur taille a été effectuée en trois étapes :

1) analyse de la variation des coûts à l'hectare selon la classe de taille du chantier, relativement au coût de la classe allant de 2 à 5 ha qui admet le plus grand nombre de chantiers, ce qui justifie qu'elle soit prise en référence ;
2) simulation des conséquences sur le nombre de chantiers d'une limitation de la surface des coupes rases à 5 ou 2 ha ;
3) simulation des conséquences sur le coût moyen à l'hectare d'une limitation de la surface des coupes rases à 5 ou 2 ha.

L'analyse du coût à l'hectare des travaux montre, de manière générale, une diminution avec la taille du chantier. En partant des petits chantiers, cette diminution est d'abord forte avec la taille, puis plus faible. La variation du coût est beaucoup plus forte pour AFB dont les chantiers sont très mécanisés et reste très significative au-delà de 2 à 5 ha avec une diminution par deux du coût pour les chantiers de 10 à 20 ha et par quatre pour les chantiers de plus de 50 ha. Pour l'ONF, la diminution du coût est nette jusqu'à la classe 2 à 5 ha à partir de laquelle on note une stabilisation.

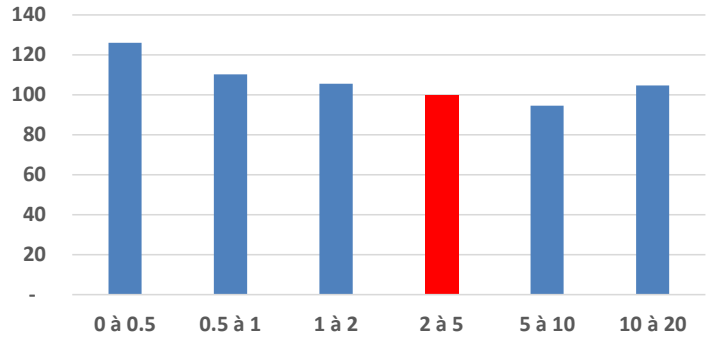


Figure 6.3.2-3 : Variation du coût moyen à l'hectare des chantiers suivis par l'ONF en 2020 par taille (base 100 pour la classe 2 à 5 ha), tous types confondus.

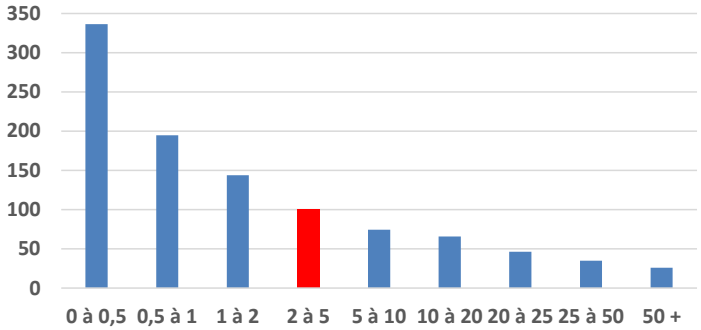


Figure 6.3.2-4 : Variation du coût moyen à l'hectare des chantiers suivis par AFB en 2020-2022 par taille (base 100 pour la classe 2 à 5 ha), tous types confondus.

La limitation de la taille des chantiers à 5 ou 2 ha est étudiée en faisant l'hypothèse que tous les chantiers de taille supérieure au seuil seront divisés dans le temps en un nombre minimal de chantiers de taille inférieure ou égale à ce seuil : par exemple, réaménager la taille des chantiers de la classe 5 à 10 ha à la suite d'une limitation de leur taille à 5 ha revient à doubler le nombre de chantiers initialement dans cette classe. Les résultats montrent qu'une telle limitation contribue à augmenter

fortement le nombre de chantiers, notamment pour AFB (Figure 6.3.2-5). Concrètement, le nombre de chantiers double environ pour AFB avec une limitation de la taille à 5 ha et pour l'ONF avec une limitation à 2 ha. Elle quadruple dans ce dernier cas pour AFB.

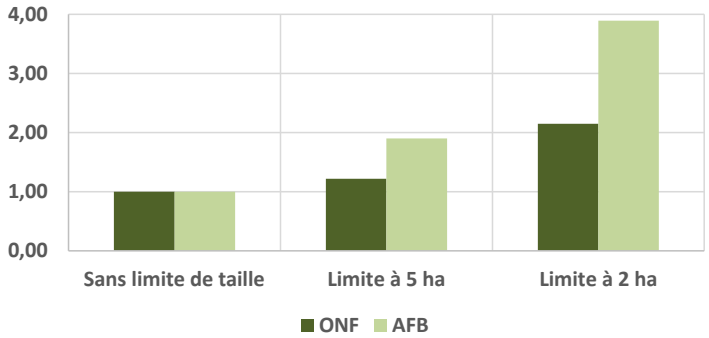


Figure 6.3.2-5 : Facteur par lequel se trouve multiplié le nombre de chantiers lorsqu'on limite leur taille à 5 ha ou à 2 ha avec les données de l'ONF et celles d'AFB. Ce facteur est aussi celui par lequel est divisée la taille moyenne des chantiers lorsque ces limitations sont introduites.

Une simulation des conséquences de telles limitations sur le coût des chantiers peut alors être effectuée sous l'hypothèse que les gros chantiers sont divisés en petits chantiers de coût à l'hectare égal à celui de la classe seuil. Il s'agit d'une hypothèse optimiste (Supposons une limite à 5 ha ; alors par exemple un chantier global de 6 ha pourra être divisé en 2 chantiers espacés dans le temps, donc nécessitant de payer à chaque fois les coûts fixes, par exemple de 5 ha et 1 ha ; de 4 ha et 2 ha ou encore de 3 ha puis 3 ha. Du fait de la décroissance de la fonction représentée, dans les deux cas, le coût moyen à l'hectare sera ainsi plus élevé que le coût moyen d'un chantier de 5 ha). Cette simulation est effectuée sur l'ensemble des travaux sans distinction de nature. Les résultats montrent que le coût serait peu modifié pour l'ONF mais très affecté pour AFB avec une augmentation de 50 % pour une limitation à 5 ha et un doublement pour une limitation à 2 ha. Ces effets seraient encore plus importants sur les travaux les plus mécanisés.

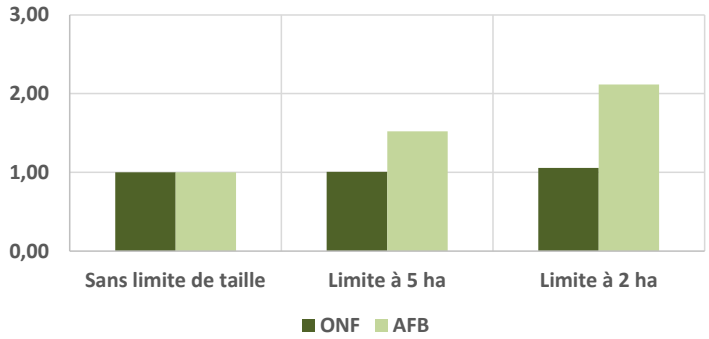


Figure 6.3.2-6 : Facteur par lequel se trouve multiplié le coût à l'hectare des chantiers lorsqu'on limite leur taille à 5 ha ou à 2 ha avec les données de l'ONF et celles d'AFB.

Ces résultats méritent d'être complétés par quelques considérations rapides, théoriques et non quantifiées, à défaut d'étude empirique, sur les conséquences d'une limitation de la taille des coupes à l'échelle de l'entreprise, d'une part, à l'échelle macroéconomique, d'autre part.

À l'échelle de l'entreprise, on peut présumer une adaptation consistant à limiter la hausse des coûts. Cette réaction peut consister par exemple à regrouper les petits chantiers localement pour conserver une partie des économies d'échelle, en évitant notamment de déplacer les engins sur de longues distances.

Au niveau macroéconomique, au-delà du renchérissement de l'exploitation forestière et de la reconstitution, donc de la baisse corrélative des revenus de la sylviculture, on pourrait s'attendre, dans des proportions difficiles à évaluer en l'absence d'analyse approfondie, à une diminution des travaux de renouvellement forestier, à un moindre développement de la mécanisation, à une mise en difficultés d'entreprises de travaux forestiers, à une diminution de la récolte de bois compensée par des importations ou un recours à d'autres matériaux, à des répercussions donc sur le commerce extérieur, sur la création de valeur et sur les émissions de CO_2 susceptibles d'être accrues par l'accroissement du nombre de chantiers et du commerce extérieur.

À partir du moment où les forêts dont la gestion est écocertifiée sont soumises à une limitation de la taille de leurs coupes rases, il est également opportun de s'interroger sur la distorsion créée par l'absence de réglementation pour les autres forêts ; les augmentations de coûts sont alors uniquement supportées par les forêts sous écocertification.

3.2.4 Perspectives

Des recherches plus poussées mériteraient d'être conduites pour mieux apprécier les conséquences d'une limitation des coupes rases, au niveau microéconomique en élargissant le champ des opérateurs pris en compte, notamment au service de la forêt privée, au niveau microéconomique en quantifiant les conséquences dont une liste a été esquissée ci-dessus.

Volet 1 | Thème 6. Aspects réglementaires, fiscaux, et économiques de la pratique des coupes rases

Question 3.3. Quelle est l'opportunité économique d'une conversion entre futaies régulière et irrégulière ?

Sommaire

3.3.1 Contexte et problématique 534
3.3.2 Glossaire 535
3.3.3 Matériels et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 536
3.3.3.1 Applications de la méthode générale d'estimation de la valeur d'une forêt 536
3.3.3.2 Difficultés méthodologiques relevées dans la bibliographie 539
3.3.3.3 Détermination et actualisation des avantages nets futurs espérés 542
3.3.3.3.1 Le besoin d'un modèle de croissance 542
3.3.3.3.2 Les revenus marchands 542
3.3.3.3.3 Les dépenses d'exploitation et frais de gestion 543
3.3.3.3.4 Les données relatives aux services écosystémiques non marchands 543
3.3.3.3.5 La prise en compte des aléas 543
3.3.3.3.6 Les choix des propriétaires forestiers privés 544
3.3.3.3.7 La fixation d'un taux d'actualisation 544
3.3.4 Quelles réponses à l'opportunité d'une conversion ? 545
3.3.5 Perspectives 545
3.3.5.1 Des méthodes existent, il faut les appliquer 545
3.3.5.2 Un besoin de données criant 546
3.3.5.3 Développer de nouveaux modèles 546
3.3.5.4 Besoin de nouvelles recherches sur les gestions multifonctionnelles des forêts à différentes échelles spatiales et temporelles 546
3.3.6 Références bibliographiques 547

Rédacteurs

Jean-Luc **Peyron**, Académie d'Agriculture de France, Paris (75), France
Serge **Garcia**, INRAE, BETA, Nancy (54), France

Contributeur

Jean-Philippe **Terreaux**, INRAE, UR ETTIS, Gazinet-Cestas (33), France

3.3.1 Contexte et problématique

La question des coupes rases se pose de façon de plus en plus insistante en raison, notamment, des effets de cette pratique sur le fonctionnement écologique des forêts et le paysage (voir Volet 1, « Thème 3. Mobilisations sociales passées et contemporaines autour des coupes rases », « Thème 4. Effets du système coupes rases-renouvellement sur le microclimat, le régime hydrique et les caractéristiques physiques et chimiques des sols » et « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité »). Cependant, son volet économique est important non seulement parce qu'il vient compléter les points de vue environnementaux et socio-culturels afin d'aboutir à une vision plus complète et équilibrée de la question ; par l'application d'une méthode qui lui est propre, il offre aussi en effet une possibilité pour arbitrer entre différentes options différant par leur temporalité, leur assortiment multifonctionnel et leur niveau de risques, entre autres.

Une façon d'éviter les coupes rases consiste à structurer la forêt dans l'espace et le temps en peuplements inéquiennes, irréguliers ou encore jardinés, plutôt qu'équiennes ou réguliers. En retenant, pour simplifier, les deux qualificatifs « régulier » et « irrégulier », il s'agit alors de convertir un peuplement régulier en futaie irrégulière. On se focalise ici sur la question de l'opportunité et du

coût économique d'une conversion entre futaies régulière et irrégulière, pour laquelle existe une bibliographie sinon volumineuse, du moins conséquente, utile et intéressante.

La question de la conversion entre futaies régulière et irrégulière donne également l'occasion d'aborder à la marge deux autres sujets qui ont été citées précédemment (voir « Question 3.1. Quelles sont les caractéristiques technico-économiques générales des coupes rases ? ») : la longueur du cycle forestier et le mode de régénération, naturel ou artificiel, des peuplements.

3.3.2 Glossaire

Peuplement régulier : ensemble équienne d'arbres, c'est-à-dire dans lequel tous les arbres ont le même âge ou approximativement le même âge.

Peuplement irrégulier : ensemble d'arbres qui peut contenir des collectifs ou bouquets équiennes mais qui est globalement inéquienne, c'est-à-dire constitué d'arbres sinon de tous âges, du moins d'âges variables.

Peuplement jardiné : peuplement irrégulier constitué d'arbres de tous âges et bien répartis, c'est-à-dire en général en nombre décroissant avec leur dimension.

Futaie régulière : ensemble de peuplements réguliers juxtaposés ; la futaie régulière contient globalement des arbres sinon de tous âges du moins d'âges très variables, tandis que ses constituants sont de structure élémentaire équienne.

Futaie irrégulière : ensemble de peuplements irréguliers juxtaposés ; la structure globale de cet ensemble diffère peu de la structure élémentaire de ses constituants si bien que les méthodes d'analyse des peuplements irréguliers et de la futaie irrégulière sont les mêmes.

Services écosystémiques : successivement, avantages que la société retire du fonctionnement des écosystèmes selon l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Hassan *et al*., 2005) ; puis, contributions des structures et des fonctions des écosystèmes au bien-être humain (Burkhard *et al.*, 2012) ; et plus récemment, contributions de la nature aux sociétés, positives comme négatives, représentant différentes facettes des flux entre la nature et la qualité de vie, allant des connexions physiques directes à l'ancrage de composantes symboliques offrant un nouveau paradigme pour les relations de l'homme et de la nature (Diaz *et al.*, 2018) ; on les classe en trois ou quatre grands types dont les services d'approvisionnement (ou biens), les services de régulation et les services culturels (en lien étroit avec les aménités).

Services de régulation : ils découlent directement du bon fonctionnement des écosystèmes et concernent la régulation du climat, la régulation de la quantité et de la qualité de l'eau, le maintien de la qualité des sols, etc.

Disservice : service écosystémique s'avérant être un désavantage pour l'homme et faisant donc diminuer le bien-être humain (par exemple, des allergies).

Aménité : caractéristique ou service souhaitable, agrément tel que le plaisir esthétique, l'épanouissement artistique et spirituel ou le développement intellectuel.

État stationnaire ou permanent : état du peuplement qui se perpétue à l'identique dans le temps à la faveur et selon la périodicité (ou rotation) des coupes.

Externalité : effet indirect d'une activité de consommation ou de production, agissant sur d'autres agents que ceux qui l'ont initié, sans passer par un système de prix. Dans une économie de marché non régulée, l'existence d'externalités engendre des équilibres non optimaux puisqu'ils ne reflètent que les effets privés (directs) et pas tous les effets sur la société (directs et indirects) de l'activité

(Laffont, 2008). Une externalité de consommation ou de production est dite négative lorsqu'elle engendre un coût social (par exemple la pollution). Une externalité positive a pour effet de produire un bénéfice social (par exemple le paysage).

Révolution : durée du cycle de production.

Rotation des coupes : intervalle de temps séparant deux coupes d'éclaircie.

Taux d'actualisation : c'est un taux tenant compte à la fois d'une certaine préférence pour le présent et des possibilités de développement économique futur ; il permet de comparer les bénéfices nets présents et futurs intervenant à diverses échéances.

Éclaircies par le bas : récolte intermédiaire d'arbres dominés (plus petits que l'arbre moyen du peuplement).

Éclaircie par le haut : récolte intermédiaire d'arbres co-dominants (de hauteur voisine de celle des arbres dominants qu'ils concurrencent directement).

3.3.3 Matériels et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyses pratiquées

Il s'agit ici en premier lieu de rappeler les bases de la théorie économique des ressources renouvelables forestières pour une application aux cas de la futaie régulière (éventuellement plantée), de la futaie irrégulière et de la conversion d'un système à l'autre. Les données et paramètres nécessaires à la mise en œuvre de cette théorie, soit globalement, soit dans l'un ou l'autre cas, font ensuite l'objet d'une discussion. Enfin, la bibliographie est mobilisée dans ses méthodes et résultats pour préparer les réponses à apporter dans le cadre de l'expertise.

3.3.3.1 Applications de la méthode générale d'estimation de la valeur d'une forêt

La théorie des ressources naturelles forestières a été formulée de manière déjà très élaborée par le forestier allemand Martin Faustmann (1849)[389]. Elle se situe à l'intersection entre deux questions distinctes mais liées ; (i) quelle est la valeur d'une forêt et (ii) comment en optimiser la gestion ? Faustmann apporte une réponse à la première question en observant que la valeur actuelle d'une forêt est donnée par l'ensemble des revenus que celle-ci est susceptible d'engendrer à l'avenir, à condition de considérer ceux-ci sous forme nette (dépenses déduites) et de les actualiser de manière à les rendre comparables entre eux (pour les additionner) lorsqu'ils sont relatifs à différentes époques. Dans la mesure où les revenus nets futurs engendrés par la gestion envisagée dépendent de celle-ci, il en va de même de la valeur actuelle de la forêt. Faustmann répond alors à la seconde question en privilégiant la gestion future qui, par les revenus nets qu'elle engendrera, confère à la forêt sa plus forte valeur actuelle. Il faut donc s'intéresser à la valeur actuelle de la forêt pour discuter de la gestion qui l'accroît le plus et s'avère susceptible, pour cela, d'être privilégiée. On voit qu'il est ainsi possible de comparer, pour une forêt donnée, le maintien ou le changement de structure d'une forêt.

En 1849, Faustmann traite essentiellement de recettes et dépenses futures attendues, sonnantes et trébuchantes, largement liées à la récolte de bois. Mais il est aujourd'hui possible d'élargir sa théorie dans deux directions. D'abord en tenant compte, à la suite de Dupuit (1844), Hartman (1976) et Strang (1983), non seulement des biens produits mais aussi de l'utilité de tous les autres avantages retirés de la forêt sous forme de services écosystémiques, dont les services socioculturels et de régulation.

[389] Pour une description complète, se référer à Peyron *et* Maheut (1999).

Ensuite en intégrant les risques et incertitudes inhérents à la gestion forestière (Reed, 1984 ; Tahvonen *et* Kallio, 2008 ; Hanewinkel *et al.*, 2011 ; Yousefpour *et al.*, 2012).

Finalement, une expression simple et générale de la valeur actualisée nette *W* d'une forêt considérée d'aujourd'hui jusqu'à l'infini est la suivante : (1) $W = \sum_{t=0}^{\infty} \frac{A(t)}{(1+r)^t}$

Dans cette expression, *A(t)* désigne l'espérance des avantages nets (incluant l'ensemble des services écosystémiques) qui seront retirés de la forêt au temps *t* compté en années discrètes (avec la convention de fin d'année selon laquelle un avantage net en cours d'année est comptabilisé en fin d'année). Par ailleurs, *r* est le taux d'actualisation permettant d'évaluer l'équivalent actuel d'un montant à percevoir l'année *t* ; le dénominateur rend compte d'un fonctionnement à intérêts composés de l'actualisation.

Cette équation générale s'adapte à tous les cas de figure dont les suivants :

- Application au cas d'une révolution ou cycle forestier de *n* années commençant à *t* = 0 et se répétant indéfiniment. Ce cas est typiquement celui d'un peuplement régulier (équienne). On se place généralement d'abord au moment qui précède immédiatement la constitution du peuplement, éventuellement sous forme de plantation, c'est-à-dire lorsque la forêt est réduite à sa seule composante foncière (alors *t* = 0 correspond à un âge nul du peuplement). Le cycle prend fin juste après la récolte finale du peuplement. Appliquée dans ces conditions, l'équation (1) donne la valeur F_n du fonds (terrain) forestier ; si f_n est la somme des avantages nets espérés et actualisés sur un cycle (jusqu'après la première récolte finale du peuplement), on a $f_n = \sum_{t=0}^{n} \frac{A(t)}{(1+r)^t}$ et (2) $W = F_n = f_n + \frac{F_n}{(1+r)^n}$. En effet, le second terme du membre de droite englobe la contribution de tous les cycles postérieurs au premier et entérine le fait qu'on retrouve, au bout de *n* années, le fonds supposé identique à son état initial, dont il suffit d'actualiser la valeur au temps *t* = 0 (d'où le dénominateur) pour l'ajouter à la contribution du seul premier cycle. Cette expression s'écrit encore $W = F_n = \frac{(1+r)^n}{(1+r)^n - 1} f_n$. Sous cette dernière forme, on voit bien comment la valeur actualisée nette d'un fonds forestier, destiné à porter un peuplement régulier, dépend de la somme des avantages nets futurs espérés et actualisés d'un cycle de croissance, dont elle diffère d'un facteur rendant compte du passage d'un seul cycle à une infinité de cycles ; grâce à ce facteur et à la répétitivité supposée du cycle de croissance, la considération théorique d'un temps infini se ramène en pratique à celle d'un seul cycle.
- Application au cas d'une futaie régulière ou irrégulière parfaitement équilibrée donnant lieu à des avantages nets périodiques A_c toutes les *c* années au bout desquelles la futaie retrouve son état initial ; sa valeur actuelle est alors $W = \frac{A_c}{(1+r)^c} + \frac{W}{(1+r)^c}$ soit encore $W = \frac{1}{(1+r)^c - 1} A_c$. En faisant *c* = 1, on obtient le résultat simple et classique $W = \frac{A_1}{r}$ valable pour des avantages annuels.
- Application au cas d'un peuplement ou d'une forêt en transition vers l'un des cas précédents ; si la transition en question nécessite une durée *d* et si la valeur de référence de l'un des cas précédents est W_{ref}, au bout de ces *d* années, alors la valeur de la forêt s'écrit :
  (3) $W = \sum_{t=0}^{d} \frac{A(t)}{(1+r)^t} + \frac{W_{ref}}{(1+r)^d}$.
- Application au cas d'un peuplement régulier d'âge *a* destiné à être récolté à l'âge *n* : il suffit de se reporter au cas précédent en prenant $d = n-a$ et $W_{ref} = F_n$.

Les éléments qui précèdent peuvent fournir une base théorique pour comparer l'économie des futaies régulière et irrégulière. On peut imaginer rechercher un optimum pour la futaie régulière et un

optimum pour la futaie irrégulière, puis comparer les deux. Cependant, une telle comparaison ne vaut que pour la recherche d'un optimum à long terme. En effet, dans la pratique, il s'agit de s'interroger sur la meilleure gestion d'une forêt donnée et donc de comparer l'évolution de cette forêt vers un système ou l'autre. Si son état est conforme à l'un des systèmes, il faudra de toute façon analyser l'option de sa conversion dans l'autre système. Or une telle conversion demande plusieurs décennies, en général de l'ordre d'un siècle, ce qui donne l'échéance à laquelle la comparaison sera vraiment opérationnelle si le système initial n'est pas celui que désigne la comparaison à long terme (Nyland, 2003).

Cette discussion met l'accent particulièrement sur trois points :

- le court terme avec le poids de la forêt considérée ; l'état initial de cette forêt influence forcément le résultat de la comparaison, suivant qu'il est proche d'un système ou de l'autre ; il influe notamment sur la durée et l'intensité de la transition vers l'un ou l'autre système à long terme, donc sur la valeur de la forêt considérée selon l'avenir (régulier ou irrégulier) qu'on lui réserve ; il s'agit alors de choisir l'option qui confère à la forêt initiale sa plus grande valeur ;
- le moyen terme avec les caractéristiques de la conversion à réaliser ; cette période est contrainte à la fois par l'état initial et l'objectif à long terme d'évolution vers un système régulier ou irrégulier ; la contrainte consistant à orienter la gestion de la forêt vers un système autre que le système initial représente forcément un coût (sacrifice d'exploitabilité), notamment par rapport à l'optimum à long terme ;
- le long terme avec le maintien d'un état stationnaire sous forme de futaie régulière ou irrégulière ; son poids est réduit par le jeu de l'actualisation (donc des préférences intertemporelles du décideur), même si le taux d'actualisation est faible ; il se trouve donc relativisé par les considérations à court et moyen terme ; on peut aussi s'interroger sur la solidité des évaluations à long terme dans un contexte futur incertain soumis aux évolutions du climat, des attentes sociales et des conditions de marché.

Finalement, la comparaison entre futaies régulière et irrégulière repose non seulement sur l'optimum de long terme mais également sur la transition à moyen terme vers cet optimum à partir d'une situation de départ donnée (voir Figure 6.3.3-1 et Encadré 6.3.3-1). Ce poids de la situation de départ explique que la question de la comparaison entre futaies régulière et irrégulière n'admet pas une solution unique, générique, ce que montrera plus loin l'analyse bibliographique.

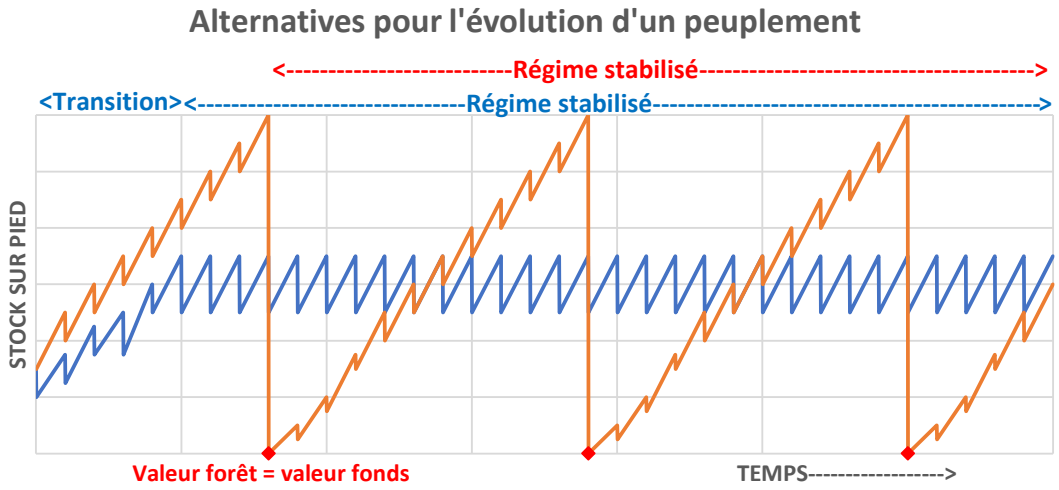


Figure 6.3.3-1 : Exemple d'évolution au cours du temps du stock sur pied d'une forêt selon deux options : transition vers une futaie régulière (en rouge) ou irrégulière (en bleu). Dans le cas de la futaie régulière, le stock repasse à zéro

au moment de la fin d'un cycle et du début d'un autre cycle. A l'échelle considérée de la parcelle, ce n'est pas le cas pour la futaie irrégulière. Dans les deux cas, on peut distinguer une transition précédant un régime stabilisé.

Encadré 6.3.3-1 : Optimum de long terme et transition forestière vers cet optimum

Soit un site forestier susceptible d'accueillir des peuplements de futaie régulière ou irrégulière. Supposons qu'une analyse ait permis de trouver un optimum de long terme pour les deux situations et que la valeur optimale trouvée soit de $W^{\wedge}(fr*) \equiv W(n^{\wedge}*)$ = *4 000 €/ha* pour la futaie régulière et de W^{fi*} = *5 000 €/ha* pour la futaie irrégulière. Dans l'hypothèse où la forêt initiale est déjà régulière et à l'optimum pour cette structure tandis que la conversion vers la futaie irrégulière optimale demande une centaine d'années, alors la valeur actuelle de la forêt est :

- W^{fr*} = *4 000 €/ha* dans l'option du maintien en futaie régulière ;
- $\left[\sum_{t=0}^{100} \frac{A(t)}{(1+r)^t}\right] + \left[\frac{W^{fi*}}{(1+r)^{100}}\right]$ dans l'option de la conversion en futaie irrégulière.

Supposons que le taux d'actualisation soit égal à 2,5 % et que la valeur actualisée nette à ce taux des avantages $A(t)$ dégagés pendant la centaine d'années de la conversion soit de 3 600 €/ha. Alors, dans l'option d'une conversion en futaie irrégulière, la valeur de la forêt serait $W = 3600 + \left[\frac{5000}{1{,}025^{100}}\right] \cong$ *4 000 €/ha.* Sous ces hypothèses, il serait donc aujourd'hui équivalent de maintenir la futaie régulière ou de la convertir en futaie irrégulière. Evidemment, si la valeur dégagée durant la période de conversion était moindre (respectivement plus élevée) que les 3 600 €/ha pris en exemple, alors la futaie régulière (respectivement irrégulière) l'emporterait.

3.3.3.2 Difficultés méthodologiques relevées dans la bibliographie

La comparaison économique précise entre structures régulières et irrégulières se heurte à plusieurs aspects méthodologiques qu'il faut avoir en mémoire avant d'en interpréter les résultats pratiques. Les principales d'entre elles sont esquissées ci-après.

Tout d'abord, la méthode générale d'estimation et d'optimisation de la valeur des futaies régulières, *a priori* la plus simple, déjà bien formulée par Faustmann (1849) et présentée dans la section précédente, a beaucoup été discutée au cours de ses presque deux siècles d'existence (Peyron *et* Maheut, 1999). Il a fallu la caution de deux lauréats du prix Nobel d'économie pour arbitrer en faveur de Faustmann (Ohlin, 1921 ; Samuelson, 1976). Parmi ses nombreuses applications, cette théorie permet d'optimiser la sylviculture de peuplements réguliers en déterminant non seulement l'âge de récolte optimal de ces peuplements mais encore diverses autres variables dendrométriques comme l'intensité des éclaircies (Guo, 1994). Elle constitue une référence pour tous les problèmes d'optimisation de la gestion forestière. Elle est également généralisable au cas où les conditions de la gestion forestière changent au cours du temps (Chang, 2011, 2014), ce qui s'avère particulièrement important sous changement climatique et, de manière générale, dans le contexte écologique, économique et social actuel et futur.

L'économie d'une futaie régulière constituée de multiples peuplements réguliers (équiennes) et donc globalement inéquienne est intéressante pour aborder ensuite le cas d'une futaie irrégulière. Faustmann (1849) l'a aussi analysé de façon relativement complète et détaillée pour rectifier les préjugés de son époque (Viitala, 2006). Il a notamment insisté sur le fait que « le tout est la somme de ses parties » et que sa gestion optimale en découle. Cette question a cependant fait l'objet de controverses (Terreaux, 1996 ; Peyron *et al.*, 1998 ; Rollin, 2003), notamment lorsqu'on souhaite identifier l'équilibre à long terme vers lequel on voudrait faire tendre la forêt. Certains auteurs ont en effet affirmé que l'optimum à long terme de l'ensemble de la forêt n'était pas forcément le même que celui de chacune de ses parties en raison de l'interaction entre les différents peuplements (Duerr,

1960 ; Oderwald *et* Duerr, 1990) et du fait que la surface occupée par chaque classe d'âge est une fraction de l'âge d'exploitation et varie donc avec celui-ci. Par ailleurs, si on compare deux forêts équilibrées pour des volumes sur pied différents mais procurant les mêmes avantages annuels pour des gestions effectuées avec le même âge d'exploitation, alors on imagine qu'il sera avantageux de convertir la forêt présentant le stock le plus élevé vers celle qui, malgré un stock moindre, produit les mêmes avantages annuels. En effet, si elle pouvait être immédiate, cette conversion procurerait les avantages liés à la vente des bois excédentaires en plus du maintien des avantages annuels ultérieurs. Suivant ce raisonnement, Duerr (1960) et Oderwald *et* Duerr (1990) concluent que, dans ce cas, le critère à maximiser s'exprime comme la différence entre la valeur de la forêt et celle du stock sur pied valorisé à sa valeur sur le marché des bois. Le rappel en 1990 de ce critère trente ans après son énoncé de 1960 amène cependant des réactions de la part de Howard (1990), Chang (1990), O'Laughlin (1990), et Hultkrankz (1991), entre autres. Chang (1990), notamment, objecte que le critère à optimiser pour une telle forêt considérée en bloc est bien la différence entre la somme des avantages futurs espérés et actualisés (c'est-à-dire la valeur de la forêt) et la valeur du peuplement. Il y a cependant lieu de considérer la valeur actuelle nette du peuplement et non sa valeur marchande au prix de marché du bois. En soustrayant ainsi la valeur du peuplement à celle de la forêt, on retrouve tout simplement celle du fonds, c'est-à-dire le critère énoncé par Faustmann (1849). Si Duerr et Oderwald (1990) ont l'impression que c'est la valeur marchande du peuplement sur pied qui importe, c'est tout simplement parce qu'ils font l'hypothèse qu'il est possible de convertir immédiatement le peuplement dans lequel le stock serait trop important. Or, souvent, une telle conversion demande un certain temps qu'il est irréaliste de considérer comme étant nul (Rollin, 2003). La controverse se trouve donc close dans le cas de la futaie régulière pour laquelle il est aisé de revenir à l'optimum du peuplement pour déterminer celui de la forêt. Il faut cependant le rediscuter dans le cas de la futaie irrégulière pour laquelle il n'est pas aisé de calculer, donc de maximiser, la valeur du fonds.

Ces considérations sur la futaie régulière constituent un bon intermédiaire entre la structure régulière et la structure irrégulière à laquelle elle s'apparente lorsqu'elle est prise dans son ensemble. L'application des méthodes économiques à la futaie irrégulière commence dans les années 1950. On s'intéresse au niveau optimal du volume sur pied de peuplements inéquiennes sujets à des interventions supposées de fréquence d'abord annuelle (Duerr *et* Bond, 1952), ensuite quinquennale (Adams *et* Ek, 1974), puis elle-même optimisée (Buongiorno *et* Michie, 1980 ; Chang, 1981). Dans son analyse, Chang (1981) s'applique en particulier à montrer la similitude de formalisme qui existe entre les structures équienne et inéquienne et conduit dans les deux cas à maximiser la valeur du fonds. Pour y parvenir, il fait l'hypothèse (souvent irréaliste) que le peuplement inéquienne que l'on considère peut être ramené en une seule intervention dans l'état optimal à long terme après intervention. Quant à Buongiorno & Michie (1980), ils cherchent à identifier la récolte optimale, le stock résiduel après coupe, la distribution en diamètres et la rotation des coupes.

À la suite de ces premières analyses, trois problèmes différents à résoudre se dégagent selon qu'ils recherchent (i) l'optimum à long terme répétable à l'identique dans le temps, (ii) pour un peuplement donné quelconque, la meilleure transition vers cet optimum à long terme dans un temps donné, ou (iii) la meilleure gestion à long terme pour un peuplement donné soumis ou non à des contraintes. Ces différents problèmes sont bien formalisés par Haight (1987) qui aboutit à la conclusion que le problème le plus général est le dernier, que l'état stationnaire auquel conduit ce problème dépend de l'état initial du peuplement (Michie, 1985) et que toute contrainte imposée à la résolution de ce problème (par exemple celle d'atteindre un état stationnaire dans un délai donné) est susceptible de représenter un coût et de réduire la valeur du peuplement ; en outre, ces conclusions s'appliquent à tout type de peuplement quels que soient ses états actuel et objectif.

Cependant, le problème général mis en évidence par Haight (1987) est souvent difficile à résoudre. Bon nombre des publications tendent ainsi à déterminer d'abord l'optimum à long terme, puis la meilleure transition entre l'état initial du peuplement et cet état objectif. Cependant, la détermination de l'optimum à long terme n'est pas aisée dans la mesure où, contrairement au cas d'une futaie régulière, il n'est pas facile d'isoler la valeur du fonds et de l'optimiser comme l'indique la théorie. En effet, par définition, une futaie irrégulière ne passe jamais par une phase de sol nu à partir de laquelle on pourrait évaluer la valeur du fonds par la somme des avantages nets futurs espérés et actualisés. Une méthode simple d'utilisation est alors celle préconisée par Duerr (1960), bien qu'elle ne soit pas strictement conforme, dans le cas général, à la théorie économique (voir la discussion faite plus haut dans le cas d'une futaie régulière considérée globalement). Elle consiste à maximiser la valeur de la forêt diminuée de la valeur marchande du peuplement sur pied. C'est ainsi que Buongiorno *et al*. (1995, 1996) déterminent un optimum à long terme pour une situation représentative de la futaie jardinée du second plateau du Jura.

Une autre méthode pourrait consister à ramener le cas irrégulier à un cas de futaie régulière en réagençant virtuellement les arbres dans l'espace pour les regrouper par classes d'âge après avoir estimé leur âge en fonction de leur diamètre (Peyron, 1998 ; Rollin, 2003) ; elle présente l'avantage de se ramener à des situations parfaitement connues mais repose sur des hypothèses fortes et peut s'avérer complexe à mettre en œuvre, voire à justifier ; elle est commode pour calculer la valeur d'une forêt mais plus difficile d'utilisation pour en rechercher l'optimum à long terme.

Il faut évidemment tenir compte de ces difficultés de traitement de la structure irrégulière pour comparer les résultats des conversions de futaie régulière vers la futaie irrégulière.

Les méthodes de comparaison doivent ainsi être considérées en l'état comme étant approximatives pour les différentes raisons suivantes :

- il est tentant de décomposer la question de l'évolution de la forêt vers la meilleure structure, régulière ou irrégulière, en deux problèmes distincts concernant la recherche du meilleur régime stabilisé à long terme, soit régulier, soit irrégulier, puis la meilleure transition vers chacun de ces régimes ; or, ces deux problèmes ne sont pas indépendants et, non seulement le régime stabilisé à long terme détermine évidemment la transition vers lui, mais encore l'état initial et la période transitoire influencent le régime à long terme (Haight, 1987 ; Haight *et* Monserud, 1990a, 1990b) ;
- cependant, l'identification générale du meilleur régime stabilisé à long terme est souvent réalisée de manière indépendante ; or, nous avons vu qu'il n'existe pas de critère opérationnel et indiscutable pour optimiser un régime stabilisé irrégulier (Rollin, 2003) ; dans la pratique, on se rabat donc vers un régime « acceptable » qui est soit défini de manière empirique (Tarp *et al*., 2000 ; Knoke *et* Plusczyk, 2001 ; Hanewinkel, 2002), soit identifié par analogie avec la futaie régulière (Peyron, 1998 ; Rollin, 2003), soit fondé sur la valeur marchande des arbres plutôt que sur leur valeur d'avenir (Chang, 1990 ; Buongiorno *et al.*, 1995, 1996 ; Buongiorno, 2001) ;
- la préférence est souvent accordée au régime stabilisé à long terme, si bien que beaucoup d'analyses ne s'intéressent pas à la période transitoire, ce qui ne permet pas de comparer l'effet de deux régimes régulier et irrégulier pour une forêt donnée ; cependant, le poids économique actuel de la période transitoire entre l'état initial et l'état objectif est souvent prépondérant par rapport à celui de ce dernier (Rämö, 2017) ;
- lorsque la transition entre l'état l'initial et le régime stabilisé est prise en compte, elle est parfois considérée comme étant immédiate (Chang, 1981), parfois appliquée de manière

heuristique, empirique (Buongiorno, 2001), parfois optimisée jusqu'à un régime stabilisé lui-même identifié séparément (Knoke & Plucszyk, 2001).

Au-delà de ces aspects méthodologiques, il faut noter la sensibilité des résultats aux paramètres pris en compte. La bibliographie économique relative à la question de la conversion est tout d'abord largement nord-américaine, scandinave ou germanique, avec des conditions souvent différentes de celles rencontrées en France, particulièrement pour les deux premières zones mentionnées. Par ailleurs, les risques et services écosystémiques, dont on connait l'importance pour déterminer la gestion forestière, sont rarement pris en compte et, lorsqu'ils le sont, c'est sous des aspects restreints à quelques aspects faciles à modéliser.

Au final, il est important d'avoir en tête ces limitations liées aux méthodes et paramètres utilisés avant d'analyser les résultats issus de la bibliographie.

3.3.3.3 Détermination et actualisation des avantages nets futurs espérés

Les avantages nets retirés d'une forêt dépendent de nombreux paramètres et reposent notamment sur des données relatives aux divers services écosystémiques que le propriétaire et la société retirent de la forêt : valeur des bois, régulation du climat local ou global, protection des eaux et des sols, récréation, etc. À l'inverse, les forêts peuvent être sources de contraintes (disservices ou externalités négatives) en termes de sécurité des personnes et des biens (incendies, chutes d'arbres et de branches, etc.), de santé (allergies, urtications, zoonoses, substances toxiques, etc.), de dégâts aux cultures (grands ongulés), mais aussi de concurrence entre les services (par exemple, protection de la biodiversité et accueil du public).

Pour leur gestion et leur entretien, les forêts engendrent aussi des coûts (renouvellement, opérations d'amélioration, etc.) qui peuvent être très variables selon les conditions d'exploitation de la forêt (topographiques, pédologiques, climatiques, etc.) mais aussi des frais d'administration et de la fiscalité. Déjà inclus dans notre analyse basée sur les avantages nets, il convient de ne pas oublier que ces coûts sont modulés par un taux d'actualisation rendant compte des arbitrages dans le temps de réalisation de certains travaux.

3.3.3.3.1 Le besoin d'un modèle de croissance

De nombreuses données de croissance forestière existent pour la France métropolitaine, au départ sous forme de tables de production construites exclusivement pour la futaie régulière (Vannière, 1984), ensuite sous forme de modèles plus ou moins sophistiqués qui sont aujourd'hui presque tous rassemblés sur la plateforme Capsis[390] leur offrant un environnement unique et modulaire de simulation. Au niveau peuplement, toutes les essences ne sont cependant pas couvertes, d'une part. D'autre part, les modèles relatifs à la futaie irrégulière sont rares (Courbaud *et al*., 2016) et ne sont pas toujours présents sur la plateforme (Buongiorno *et al*., 1995 ; Heshmatol Vaezin, 2006) et relatifs à des situations particulières ; forêts de montagne (Alpes), futaie jardinée du Jura, hêtre. Ils n'ont pas été utilisés de façon pratique jusque-là dans le cadre d'une conversion. Il faut ajouter à ces modèles le modèle MARGOT utilisable à l'échelle de la France métropolitaine décomposée en un millier de strates portant des peuplements de toutes structures (Audinot, 2021).

3.3.3.3.2 Les revenus marchands

Les revenus issus de la vente des bois (considérés en général sur pied) proviennent des volumes récoltés (selon la sylviculture intégrée au modèle de croissance) et des prix du bois selon la qualité. Les

[390] Consultable ici : https://capsis.cirad.fr/capsis/home

prix des bois sont suivis en forêts publiques (ONF, 2020) et privées (SFCDC *et al*., 2022). Ils sont détaillés pour les grandes essences françaises (six en forêts publiques, 10 en forêts privées) et selon la grosseur des tiges (deux à trois classes de diamètre par essence en forêts publiques, courbes prix/volume unitaire par essence en forêts privées). Aucune distinction n'est faite selon le système de gestion (régulier ou irrégulier), ce qui est une lacune dans la mesure où l'on s'attend à des différences. Les revenus marchands autres que le bois sont généralement surtout issus de la chasse. Ils peuvent être très variables selon les massifs forestiers et, à notre connaissance, aucune distinction n'est faite selon le système de gestion.

3.3.3.3.3 Les dépenses d'exploitation et frais de gestion

Les gestionnaires disposent de données précises sur les dépenses d'exploitation et frais de gestion, qui ne sont cependant que peu rassemblées en synthèses et encore moins sous forme de bases de données à des buts d'analyse statistique, tel que le réseau d'information comptable agricole (RICA)[391]. Cet effort est en revanche fait par l'Association futaie irrégulière (AFI, 2020) mais il n'existe pas de synthèse comparable pour la futaie régulière ni, *a fortiori*, pour le passage d'un système à l'autre.

3.3.3.3.4 Les données relatives aux services écosystémiques non marchands

Les services écosystémiques ont fait l'objet de nombreuses analyses économiques au cours des dernières décennies, dont les plus récentes dans le cadre de l'évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques (EFESE). Cette dernière a été déclinée dans le cas d'une partition de la France en six grands types d'écosystèmes dont les écosystèmes forestiers (Dorioz *et al*., 2018). Les services écosystémiques décrits sont au nombre d'une dizaine : au titre de la fourniture de biens, le bois et la venaison qui sont pour partie marchands, mais aussi les biens de cueillette ; au titre de la régulation, celle du climat global, du climat local, de la qualité de l'eau, des crues, de l'érosion et la protection contre les aléas naturels en montagne ; au titre des aspects culturels, les activités récréatives qui ont fait l'objet d'une analyse particulière (Abildtrup *et al*., 2021) ; enfin le patrimoine naturel, considéré comme non quantifiable. Les analyses faites ne distinguent pas futaie régulière et futaie irrégulière. Cependant, une analyse qualitative est y faite pour donner les grandes lignes des différences entre grands types de peuplement dont les plantations et les futaies subnaturelles.

3.3.3.3.5 La prise en compte des aléas

L'intégration des aléas, notamment catastrophiques, dans les calculs économiques forestiers fait face à plusieurs écueils. Les données sur les événements passés sont largement incomplètes, d'autant plus qu'on s'éloigne de la période actuelle ; elles sont quasiment absentes au-delà de quelques décennies, ce qui constitue une courte période au regard de la longueur des cycles forestiers. C'est dans le cas des tempêtes que des séries statistiques chronologiques ont été constituées (Gardiner *et al.*, 2010, 2013). Les aléas en cause sont par nature peu probabilisables et leur connaissance est donc grevée d'une forte incertitude. En outre, les risques ne sont pas indépendants, ce qui complique leur prise en compte statistique, lorsqu'elle serait possible (Bastit *et* Brunette, 2021). Mais la prise de décision est tournée vers l'avenir et on se trouve alors confronté au fait que les aléas seront sans doute très différents, dans leur fréquence, leur intensité et leur extension, à ce qu'ils ont été : à une connaissance passée très imparfaite s'ajoute donc le fait qu'elle ne peut être simplement projetée pour l'avenir et qu'elle doit donc faire appel à des dires d'experts. La plus ou moins grande aversion au risque du décideur entre également en ligne de compte parce qu'elle le conduit à voir les aléas d'une façon subjective éventuellement réduite par une assurance ou autre gestion particulière du risque.

[391] Plus d'informations ici : https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/methodon/S-RICA/methodon/

Finalement, hormis les cas où il s'agit explicitement d'analyser les conséquences des aléas sur la décision, les risques, notamment catastrophiques, sont rarement pris en compte de manière raisonnée dans les calculs économiques courants. Malgré une prise de conscience de plus en plus grande, il y a encore besoin de développer les recherches en économie forestière pour la prise en compte des différents aléas et de l'incertitude, voir par exemple la thèse en cours de Félix Bastit au BETA sur « une approche économique de la gestion des risques multiples en forêt française ».

Par ailleurs, la différenciation des impacts sur les futaies régulières et irrégulières est rarement faite. La question a cependant été traitée vis-à-vis des tempêtes. Quelques études montrent le rôle de la structuration verticale du couvert forestier, donc de la structure irrégulière, dans l'atténuation de leurs impacts (Hanewinkel *et al*., 2014). D'autres études montrent des résultats plus ambigus : les tempêtes qu'a connues la France en 1999 constituent une expérimentation à très grande échelle qui n'a pu conclure sur un risque plus élevé dans l'un ou l'autre système (Birot *et al*., 2009).

3.3.3.3.6 Les choix des propriétaires forestiers privés[392]

Un propriétaire forestier privé peut faire différents choix de gestion de sa forêt (dont la futaie régulière ou irrégulière) et de niveau de récolte du bois (dont la coupe rase) en fonction de ses préférences[393]. En l'absence de prix de marché, le propriétaire forestier privé ne considère pas les services écosystémiques forestiers non marchands de la même manière que le bois dont il peut tirer un revenu (Garcia *et al*., 2017). Le comportement d'offre de bois des propriétaires forestiers industriels en maximisant leur profit de long terme n'est pas le même que celui des propriétaires forestiers non industriels qui accordent une plus grande valeur au bois sur pied et à la terre forestière en raison des aménités qu'ils fournissent (Newman *et* Wear, 1993). En effet, le propriétaire de la forêt peut bénéficier directement des autres services que le bois (pour les activités récréatives, par exemple) et en tenir compte dans la gestion de sa forêt. En revanche, il ne tient pas forcément compte des bénéfices que peuvent en retirer d'autres personnes, à moins qu'il n'adopte un comportement prosocial ou bien qu'il y soit incité financièrement. Les caractéristiques de bien public d'un certain nombre de services écosystémiques impliquent que les intérêts du gestionnaire privé ne concordent pas nécessairement avec ceux de la société ; et l'autorité publique peut vouloir mettre en place des outils incitatifs lorsque l'objectif privé ne coïncide pas avec le sien (Garcia *et al*., 2017). Dans ce sens, cela peut contraindre les gestionnaires et propriétaires forestiers à privilégier un mode de gestion par rapport à un autre.

3.3.3.3.7 La fixation d'un taux d'actualisation

Les méthodes d'estimation de la valeur des forêts ont souvent privilégié le cas de la futaie régulière pour la commodité d'application de l'équation (2) à la valeur actualisée nette d'un peuplement dont le cycle se répète. Un intérêt primordial de ce cas est également de fournir une méthode permettant de révéler le taux d'actualisation à utiliser. En effet, ce taux d'actualisation caractérise normalement les préférences intertemporelles du propriétaire de la forêt et fournit l'équivalent actuel d'un montant relatif à une année future. Mais peu d'acteurs sont capables d'exprimer leur propre taux d'actualisation. Or, l'application au cas de la futaie régulière fournit l'occasion de révéler le taux d'actualisation de la manière suivante :

[392] Les forêts publiques, en particulier les forêts domaniales propriétés de l'État, sont gérées par l'ONF et font l'objet d'un contrat quinquennal. Le nouveau contrat État-ONF 2021-2025 est fondé sur quatre orientations stratégiques : (1) gestion durable, multifonctionnelle et renouvellement des forêts, (2) performance et excellence de la filière, (3) objectifs sociétaux, environnementaux et territoriaux, (4) un établissement public performant.

[393] Toutefois, les forêts privées de plus de 25 ha doivent disposer d'un plan simple de gestion qui est un outil de développement et d'encadrement des récoltes de bois et des travaux forestiers visant à prendre en compte leurs fonctions économique, écologique et sociale, ce qui contraint un peu leur mode d'exploitation forestière.

- on applique d'abord la formule de l'équation (2) à un moment $t = 0$ se situant juste avant la constitution du peuplement ; on obtient ainsi la valeur du fonds ; on fixe alors le taux d'actualisation de telle façon que la valeur calculée du fonds soit égale au prix sur le marché des fonds forestiers à boiser ; la valeur effective du fonds peut être estimée ainsi parce qu'elle est beaucoup moins variable que la valeur totale de la forêt et que des terrains à boiser peuvent exister sur le marché ; cette méthode suppose surtout que la sylviculture en cause soit représentative des fonds dont on est capable d'estimer la valeur ;
- on utilise ensuite l'équation (2) pour calculer la valeur de la forêt à un moment *t* quelconque.

Dans le cas de la futaie irrégulière, on ne peut qu'évaluer directement la valeur en bloc de la forêt, fonds et peuplement compris : on est donc contraint de se fixer un taux d'actualisation par d'autres méthodes, y compris en se référant à la gestion de futaies régulières.

3.3.4 Quelles réponses à l'opportunité d'une conversion ?

Globalement, l'analyse bibliographique révèle que les résultats ne plaident ni en faveur de la futaie régulière (Haight, 1987 ; Hanewinkel, 2002), ni en faveur de la futaie irrégulière (Kant, 1999 ; Hyytiäinen *et* Haight, 2011). Ils tendent cependant à montrer que, du point de vue économique, les deux systèmes s'avèrent aussi performants l'un que l'autre. Ce sont finalement bien plus les paramètres pris en compte et les hypothèses faites qui jouent sur les résultats.

Les principaux paramètres concernent notamment la productivité, la mortalité, le prix des bois, les coûts d'exploitation, les essences, la densité de plantation ou l'abondance de la régénération naturelle, la nature des éclaircies et le différentiel supposé pour l'analyse entre les deux systèmes régulier et irrégulier.

Quelques tendances dans les résultats apparaissent cependant clairement :

- l'état initial importe beaucoup : les peuplements jeunes avec un faible stock et les peuplements vieillis ne sont pas adaptés à une conversion (Haight *et* Monserud, 1990a ; Tarp *et al*., 2000 ; Knoke *et* Plusczyk, 2001; Andreassen, 2002) ;
- les contraintes imposées à la gestion ont un coût et peuvent changer les résultats, par exemple la fait d'obtenir un état stable dans un temps plus ou moins long (Calvet, 1998) ;
- un taux d'actualisation élevé favorise la conversion en futaie irrégulière (Chang, 1981 ; Hyytiäinen *et* Haight, 2011) ;
- la façon dont les risques sont pris en compte joue plus que la différence entre les deux systèmes régulier et irrégulier (Hyytiäinen *et* Haight, 2011) ;
- les services non marchands sont réputés favorables au régime inéquienne, mais les travaux de recherche les testent en général de manière expéditive (Buongiorno *et al*., 1995 ; Hyytiäinen *et* Haight, 2011).

3.3.5 Perspectives

3.3.5.1 Des méthodes existent, il faut les appliquer

Le modèle de Faustmann puis le modèle de Hartman-Strang prolongeant l'analyse de la valeur actualisée nette en intégrant les services écosystémiques autres que l'approvisionnement en bois, sont des outils puissants, efficaces et finalement faciles à utiliser, y compris par les forestiers, en particulier pour mesurer les gains économiques comparés de différents modes de gestion forestière.

Les méthodes d'évaluation des services écosystémiques forestiers non marchands (récréation, qualité de l'eau, biodiversité, etc.) sont nombreuses et les outils bien diffusés[394]. Elles peuvent être adaptées à différents modes de gestion forestière. Sur la question des coupes rases, les attentes sociales sont identifiables par le biais des préférences des usagers en termes d'activités récréatives en forêt, incluant les attributs paysage et biodiversité (forêts équiennes *vs* inéquiennes, forêts monospécifiques *vs* mixtes). Outre les méthodes d'évaluation fondées sur les préférences révélées (méthodes des coûts de déplacement, méthodes des prix hédoniques) ou les préférences déclarées (évaluation contingente, expérimentation par les choix) qui nécessitent l'acquisition de données par enquêtes et de certaines compétences en économie, les approches reposant sur le transfert (de valeurs ou de fonctions) peuvent être très utiles et très rapides lorsqu'on manque de ressources, de temps et de données.

3.3.5.2 Un besoin de données criant

En France, il n'existe pas de bases de données individuelles (à l'échelle du propriétaire) sur les informations économiques de l'exploitation forestière, à l'exception de (trop) rares expériences comme celle du réseau AFI. Un projet issu de l'appel à proposition du programme de recherche TETRAE 2022 initié par INRAE en collaboration avec la région Grand-Est portant sur les perceptions et la valorisation des services écosystémiques en forêt devrait commencer en 2023 et, parmi ses multiples innovations, aboutir à la création d'une base de données comptables (du type RICA) et relevant un ensemble d'informations sur la production de bois, la fourniture de services écosystémiques et la caractérisation des modes de gestion forestière, avec la contribution du CNPF-IDF. Ces données permettraient de construire des fonctions de coût, d'estimer les coûts marginaux et moyens de production, d'évaluer les coûts d'opportunité de contraintes sur les coupes ou plus généralement sur le mode gestion forestière.

3.3.5.3 Développer de nouveaux modèles

Le développement de modèles de croissance pour la futaie irrégulière et la conversion entre futaies régulière et irrégulière semble impératif avant d'initier des opérations de conversion in situ, ou même d'inciter des propriétaires ou gestionnaires forestiers à entreprendre de telles démarches. En l'absence de modèles adaptés, le risque est en effet grand de découvrir tardivement que la gestion a induit un appauvrissement ou, au contraire, une capitalisation excessive de la ressource en bois, deux situations qui renvoient finalement à la régularisation des peuplements (voir en 3.3.4 Quelles réponses à l'opportunité d'une conversion ?).

3.3.5.4 Besoin de nouvelles recherches sur les gestions multifonctionnelles des forêts à différentes échelles spatiales et temporelles

Une augmentation de la production et de la mobilisation du bois semble nécessaire pour satisfaire la demande croissante de matière première pour les produits traditionnels (par exemple, pour la construction et la rénovation) et de nouveaux produits (par exemple, les produits chimiques verts ou les fibres textiles) et pour la bioénergie. Comment l'intensification potentielle des pratiques d'exploitation, dont la mise en œuvre de coupes rases, affecterait la biodiversité des forêts et la fourniture de autres services écosystémiques forestiers, et comment une utilisation et une gestion

[394] Le projet InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*,) est construit sur une série de modèles utilisés pour cartographier et évaluer les biens et services. Il n'est pas spécifique à l'écosystème forestier, mais permet d'étudier comment les changements dans les écosystèmes peuvent entraîner des changements dans les flux de nombreux avantages dont on a parlé dans notre présentation. Voir la page internet : https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest

durables et multifonctionnelles des forêts peuvent se décliner, restent des questions ouvertes. Une fois les informations rassemblées sur les données individuelles économiques, de comportements et de préférences des gestionnaires forestiers, l'étude des relations entre la production de bois et les autres services est importante pour trouver quelle forme de gestion forestière rapproche la gamme de services écosystémiques forestiers des attentes de la société, dans le cadre d'une économie biosourcée.

3.3.6 Références bibliographiques

Abildtrup, J., Garcia, S., Kervinio, Y., Sullice, E., Tardieu, L., Montagné-Huck, C., 2021. Les usages récréatifs des forêts métropolitaines Un état des lieux des pratiques et des enjeux. Post-Print, Post-Print.

Adams, D.M., Ek, A.R., 1974. Optimizing the Management of Uneven-aged Forest Stands. Canadian Journal of Forest Research 4, 274–287. https://doi.org/10.1139/x74-041

AFI, 2020. Valorisation de la base AFI. Améliorer le capital producteur en mobilisant mieux tout en préservant plus. Association Futaie Irrégulière.

Andreassen, K., 2002. Economic consequences of three silvicultural methods in uneven-aged mature coastal spruce forests of central Norway. Forestry 75, 483–488. https://doi.org/10.1093/forestry/75.4.483

Audinot, T., 2021. Développement d'un modèle de dynamique forestière à grande échelle pour simuler les forêts françaises dans un contexte non-stationnaire (Theses). Université de Lorraine.

Bastit, F., Brunette, M., 2021. Sécheresses, incendies et maladies : les risques en cascade qui menacent les forêts françaises. The Conversation.

Birot, Y., Landmann, G., Bonhême, I., 2009. La Forêt Face Aux Tempêtes. Editions Quae.

Buongiorno, J., 2001. Quantifying the implications of transformation from even to uneven-aged forest stands. Forest Ecology and Management 151, 121–132. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00702-7

Buongiorno, J., Michie, B.R., 1980. A matrix model of uneven-aged forest management. Forest science 26, 609–625.

Buongiorno, J., Peyron, J.-L., Houllier, F., Bruciamacchie, M., 1995. Growth and Management of Mixed-Species, Uneven-Aged Forests in the French Jura: Implications for Economic Returns and Tree Diversity. Forest Science 41, 397–429.

Buongiorno, J., Peyron, J.-L., Valdenaire, J.-M., Bruciamacchie, M., 1996. Croissance et aménagement de la futaie jardinée du Jura : stratégies de gestion et structure des peuplements. Revue Forestière Française [ISSN 0035-2829], 1996, Vol. 48, N° 1; p. 49-61 48, 49–61. https://doi.org/10.4267/2042/26727

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators 21. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019

Calvet, P., 1998. Analyse quantitative en vue de l'aménagement des futaies de pin maritime dans les landes de Gascogne (PhD Thesis).

Chang, S., 2011. A generalized Faustmann model for the determination of optimal harvest age. Canadian Journal of Forest Research 28, 652–659. https://doi.org/10.1139/x98-017

Chang, S.J., 2014. The Generalized Faustmann Formula, in: Handbook of Forest Resource Economics. Routledge. https://doi.org/10.4324/9780203105290.ch3

Chang, S.J., 1990. An economic comparison between even-aged and uneven-aged management of Southern pines in the Mid-South. Presented at the SOFEW 1990 Spring Workshop, Monroe, Louisiana, March 28-30, 1990, pp. 45–52.

Chang, S.J., 1981. Determination of the optimal growing stock and cutting cycle for an uneven-aged stand [Forest, model]. Forest Science 27, 739–744.

Courbaud, B., Sardin, T., de Coligny, F., Cordonnier, T., Deleuze, C., François, D., Riond, C., Lafond, V., Lagarrigues, G., 2016. Utilisation du modèle individu centré Samsara2 pour analyser les sylvicultures en peuplement irrégulier. Rendez-Vous Techniques de l'Office National des Forêts 11–23.

Diaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K., Baste, I., Brauman, K., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P., van Oudenhoven, A., Plaat, F., Schröter, M., Lavorel, S., Shirayama, Y., 2018. Assessing nature's contributions to people. Science 359, 270–272. https://doi.org/10.1126/science.aap8826

Dorioz, J., Nivet, C., Peyron, J.-L., 2018. Évaluation Française des Écosystèmes et Services Écosystémiques: Ecosystèmes Forestiers. Rapport Final, Rapport EFESE. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Paris.

Duerr, W.A., 1960. Fundamentals of Forestry Economics. McGraw-Hill, New-York, Toronto, London.

Duerr, W.A., Bond, W.E., 1952. Optimum Stocking of a Selection Forest. Journal of Forestry 50, 12–16. https://doi.org/10.1093/jof/50.1.12

Dupuit, J., 1995. De la mesure de l'utilité des travaux publics (1844). Revue française d'économie 10, 55–94. https://doi.org/10.3406/rfeco.1995.978

Faustmann, M., 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestande fur die Waldwirthschaft besitzen [Calculation of the value which forest land and immature stands possess for forestry]. Allgemeine Fotst- und Jagd-Zeitung 25, 441–455.

Garcia, S., Abildtrup, J., Delacote, P., 2017. Des incitations publiques à la gestion forestière multifonctionnelle sont-elles nécessaires ?, in: La forêt et le bois en 100 questions. p. 4.

Gardiner, B., Blennow, K., Carnus, J.M., Fleischer, P., Ingemarson, F., Landmann, G., Lindner, M., Marzano, M., Nicoll, B., Orazio, C., Peyron, J.-L., REVIRON, SCHELHAAS, Schuck, A., SPIELMANN, Usbeck, T., 2010. Destructive storms in European forests: past and forthcoming impacts. EFIATLANTIC report to the EC. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1420.4006

Gardiner, B., Schuck, A., Schelhaas, M.J., Orazio, C., Blennow, K., Nicoll, B., 2013. Living with storm damage to forests. What Science Can Tell Us 3. European Forest Institute.

Guo, B., 1994. Recherche d'une sylviculture optimale à long terme pour les peuplements forestiers equiennes : formulation, résolution, applications (Mémoire de thèse de doctorat). ENGREF, Nancy.

Haight, R., 1987. Evaluating the Efficiency of Even-Aged and Uneven-Aged Stand Management. Forest Science 33, 116–134.

Haight, R.G., Monserud, R.A., 1990a. Optimizing any-aged management of mixed-species stands. I. Performance of a coordinate-search process. Canadian Journal of Forest Research 20, 15–25. https://doi.org/10.1139/x90-003

Haight, R.G., Monserud, R.A., 1990b. Optimizing any-aged management of mixed-species stands: II. effects of decision criteria. Forest Science 36, 125–144.

Hanewinkel, M., 2002. Comparative economic investigations of even-aged and uneven-aged silvicultural systems: A critical analysis of different methods. Forestry 75, 473–481. https://doi.org/10.1093/forestry/75.4.473

Hanewinkel, M., Hummel, S., Albrecht, A., 2011. Assessing natural hazards in forestry for risk management: A review. European Journal of Forest Research 130, 329–351. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0392-1

Hanewinkel, M., Kuhn, T., Bugmann, H., Lanz, A., Brang, P., 2014. Vulnerability of uneven-aged forests to storm damage. Forestry 87, 525–534. https://doi.org/10.1093/forestry/cpu008

Hartman, R., 1976. The Harvesting Decision When a Standing Forest Has Value. Economic Inquiry 14, 52–58. https://doi.org/10.1111/j.1465-7295.1976.tb00377.x

Hassan, R., Scholes, R., Ash, N., Condition, M., Group, T., 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group (Millennium Ecosystem Assessment Series).

Heshmatol Vaezin, S.M., 2006. Modèles économiques de gestion des peuplements réguliers, irréguliers ou en transition; illustrations dans le cas du hêtre dans le nord-est de la France. (Thèse de Doctorat). Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et Forêts.

Howard, T.E., 1990. Comment I on Oderwald & Duerr (1990). Forest Science 36, 175–176.

Hultkrantz, L., 1991. A Note on the Optimal Rotation Period in a Synchronized Normal Forest. Forest Science 37, 1201–1206. https://doi.org/10.1093/forestscience/37.4.1201

Hyytiäinen, K., Haight, R., 2011. Optimizing Continuous Cover Forest Management. pp. 195–227. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2202-6_6

Kant, S., 1999. Sustainable management of uneven-aged private forests: a case study from Ontario, Canada. Ecological Economics 30, 131–146. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(98)00106-2

Knoke, T., Plusczyk, N., 2001. On economic consequences of transformation of a spruce (Picea abies (L.) KARST.) dominated stand from regular into irregular age structure. Forest Ecology and Management 151, 163–179. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00706-4

Laffont, J.-J., 2008. Externalities, in: The New Palgrave Dictionary of Economics, Lawrence E. Blume, and Steven N. Durlauf (Eds.). Palgrave Macmillan.

Michie, B.R., 1985. Uneven-Aged Stand Management and the Value of Forest Land. Forest Science 31, 116–121. https://doi.org/10.1093/forestscience/31.1.116

Newman, D.H., Wear, D.N., 1993. Production Economics of Private Forestry: A Comparison of Industrial and Nonindustrial Forest Owners. American Journal of Agricultural Economics 75, 674–684.

Nyland, R., 2003. Even- to uneven-aged: The challenges of conversion. Forest Ecology and Management 172, 291–300. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00797-6

Oderwald, R.G., Duerr, W.A., 1990. König-Faustmannism: A Critique. Forest Science 36, 169–174. https://doi.org/10.1093/forestscience/36.1.169

Ohlin, B., 1921. Concerning the question of the rotation period in forestry. Ekonomisk Tidskrift, vol. 22. Journal of Forest Economics 89–114.

O'Laughlin, J., 1990. Comment III on Oderwald & Duerr (1990). Forest Science 36, 180–184.

ONF, 2020. Les ventes de bois des forêts publiques en 2020. Revue Forestière Française 72, 491–503.

Peyron, J.-L., 1998. Élaboration d'un système de comptes économiques articulés de la forêt au niveau national. Ecole nationale du génie rural des eaux et des forêts de Nancy.

Peyron, J.-L., Maheut, J., 1999. Les Fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques-uns de ses précurseurs et successeurs. Revue Forestière Française. https://doi.org/10.4267/2042/5479

Peyron, J.-L., Terreaux, J.-P., Calvet, P., Guo, B., 1998. Principaux critères économiques de gestion des forêts: Analyse critique et comparative. http://dx.doi.org/10.1051/forest:19980502 55. https://doi.org/10.1051/forest:19980502

Rämö, J., 2017. On the economics of continuous cover forestry. Dissertationes Forestales 2017. https://doi.org/10.14214/df.245

Reed, W.J., 1984. The effects of the risk of fire on the optimal rotation of a forest. Journal of Environmental Economics and Management 11, 180–190. https://doi.org/10.1016/0095-0696(84)90016-0

Rollin, F., 2003. Critères économiques pour la gestion des peuplements inéquiennes. Stage de fin d'études. Voie d'approfondissement forêt-bois. Ecole nationale du génie rural des eaux et des forêts, Nancy.

Samuelson, P.A., 1976. Economics of forestry in an evoling Society. Economic Inquiry 14, 466–492. https://doi.org/10.1111/j.1465-7295.1976.tb00437.x

SFCDC, Assfor, EFF, 2022. Prix de vente des bois sur pied en forêt privée. Indicateurs 2022. Les marchés 2021.

Strang, W.J., 1983. On the optimal forest harvesting decision. Economic Inquiry 21, 576–583. https://doi.org/10.1111/j.1465-7295.1983.tb00655.x

Tahvonen, O., Kallio, M., 2008. Optimal Harvesting of Forest Age Classes Under Price Uncertainty and Risk Aversion. Natural Resource Modeling 19, 557–585. https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2006.tb00194.x

Tarp, P., Helles, F., Holten-Andersen, P., Larsen, J., Strange, N., 2000. Modelling near-natural silvicultural regimes for beech - An economic sensitivity analysis. Forest Ecology and Management - FOREST ECOL MANAGE 130, 187–198. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00190-5

Terreaux, J.-P., 1996. Gestion des forêts: rentabilité et durabilité sont-elles opposables ? 41, 133–147. https://doi.org/10.3406/reae.1996.1517

Vannière, B. (Coord.), 1984. Tables de production pour les forêts françaises, 2e édition. ed. Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Nancy.

Viitala, E.-J., 2006. An early contribution of Martin Faustmann to natural resource economics. Journal of Forest Economics 12, 131–144. https://doi.org/10.1016/j.jfe.2006.04.001

Yousefpour, R., Jacobsen, J., Thorsen, B., Meilby, H., Hanewinkel, M., Oehler, K., 2012. Erratum to: A review of decision-making approaches to handle uncertainty and risk in adaptive forest management under climate change. Annals of Forest Science 69, 1–15. https://doi.org/10.1007/s13595-011-0153-4

Volet 2 : Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique

Le renouvellement des forêts constitue un enjeu majeur car il assure la pérennité des forêts et, par-là, le maintien de l'ensemble des services écosystémiques fournis par les forêts. Le renouvellement peut être réalisé (i) par régénération naturelle, qui constitue le mode le plus fréquent en France notamment en forêt feuillue et en forêt de montagne, (ii) par voie végétative (rejet de taillis), surtout pratiquée dans les peuplement feuillus dans la partie Sud du pays, (iii) par plantation, qui concerne en majorité les forêts résineuses, et (iv) par semis de graines, qui est une pratique très minoritaire à l'heure actuelle en France.

Dans un contexte de changements climatiques, de progression des aléas biotiques, et d'évolution des demandes sociétales, les objectifs et les conditions du renouvellement se modifient. Il convient à présent d'installer des peuplements résilients, adaptés aux conditions à venir et qui fournissent les services écosystémiques attendus par la société. Ces objectifs imposent de recourir pour partie à des types de peuplement plus mélangés en essences, moins réguliers en structure, plus variés, et comportant des « nouvelles » essences plus résistantes aux aléas attendus dans les années à venir.

Par ailleurs, des déficits de renouvellement par rapport aux besoins exprimés par la filière aval sont rapportés depuis plusieurs années (Houpert *et* Botrel 2015), ainsi que des difficultés récurrentes dans l'obtention des renouvellements (Cours des comptes, 2020). Ces difficultés sont imputées (i) à une pression importante et, dans certaines zones, croissante des ongulés sauvages et des ravageurs, (ii) à des conditions dégradées quand il s'agit de reconstituer des peuplements endommagés par des crises (tempêtes, ravageurs, incendies, dépérissements) et, de plus en plus, (iii) aux changements climatiques.

Ces différentes contraintes nous obligent à réviser les itinéraires techniques de renouvellement pour les adapter aux conditions futures attendues. S'ajoutent à ces contraintes des difficultés dans l'organisation de la filière, qui peine à fournir les plants face à une demande en expansion et qui se diversifie, et à fournir le matériel et les opérateurs pour effectuer l'ensemble des travaux de renouvellement.

Pour assurer le renouvellement forestier, le défi est alors d'adapter les itinéraires techniques et d'aller vers une organisation optimisée de la filière, pour être en mesure d'installer les jeunes peuplements dans des conditions futures, à la fois contraignantes et incertaines.

Nous analyserons ce défi au travers de quatre Thèmes abordés successivement : (1) l'approvisionnement en graines et plants forestiers ; (2) les facteurs de réussite des renouvellements forestiers ; (3) l'influence des pratiques de renouvellement sur les dégâts d'origine biotique ; (4) l'amélioration des pratiques de renouvellement en contexte de changement climatique. Les contributions développées dans chacun de ces thèmes s'appuient sur la littérature scientifique et technique, sur des avis d'experts et sur des résultats d'enquêtes.

Nous y traitons à la fois de la régénération naturelle et de la plantation, excepté dans le thème 1 qui est focalisé sur la plantation. Le renouvellement par taillis n'est pas abordé dans ce volet, car peu de travaux scientifiques ont été menés sur ce mode de renouvellement et sur sa place possible dans les stratégies d'adaptation des forêts aux changements globaux, en France tout du moins. Le renouvellement par semis artificiel n'est pas traité non plus, notamment car il exige un nombre élevé de graines pour assurer la bonne installation du jeune peuplement et semble donc inapproprié dans la situation actuelle de pénurie de graines pour de nombreuses essences.

Références bibliographiques

Houpert A., Botrel Y., 2015, Rapport d'information fait au nom de la commission des finances sur l'enquête de la Cour des comptes relative aux soutiens à la filière forêt-bois. Rapport d'information du Sénat n° 382.

Cours des comptes, 2020, La structuration de la filière forêt-bois, ses performances économiques et environnementales. Communication à la commission des finances, de l'économie générale et du contrôle budgétaire de l'Assemblée nationale, Avril 2020.

Thème 1. Approvisionnement en graines et plants forestiers

La plantation représente actuellement une part minoritaire des surfaces forestières renouvelées en France. Elle s'avère néanmoins indispensable dans les situations où la régénération naturelle ne permet pas d'assurer le renouvellement de la forêt de manière à remplir les objectifs de gestion : (i) échec des opérations de régénération naturelle menées dans la parcelle, (ii) condition post-crise où les semenciers ont été détruits ou endommagés (tempête, incendie, scolyte, dépérissements), (iii) changement désiré d'essences ou volonté d'enrichir en essences pour adapter notamment les peuplements aux conditions futures, ou (iii) souhait de bénéficier d'un matériel génétique amélioré. Les prospectives pour les années à venir laissent penser que ces différentes situations devraient s'intensifier et donc un besoin très certainement accru de devoir recourir à la plantation.

Dans ce contexte, pour soutenir l'effort de renouvellement des forêts, le plan France Relance déployé par le gouvernement en 2020, a pour objectif d'aider à planter environ 50 millions d'arbres d'ici 2024. Cette action a été prolongée suite aux Assises de la forêt et du bois et aux incendies subis lors de l'été 2022, avec un soutien annoncé pour la plantation d'un milliard d'arbres d'ici 2030 (plan d'investissement France 2030).

Pour caractériser les évolutions récentes des surfaces plantées et pour préparer l'augmentation attendue des plantations dans les années à venir, le Thème 1 a été construit autour de deux contributions : (1) une enquête annuelle sur les plants vendus et une analyse de données d'inventaire de l'IGN, qui font un état des lieux actuel et une mise en perspective historique de la plantation en France ; (2) une analyse à dire d'expert des conditions d'approvisionnement en plants de la filière de reboisement. Dans les deux contributions, les quantités de plants produits sont déclinées par essence, avec une attention particulière portée aux essences dites « d'avenir » qui sont produites actuellement en faible quantité et qui sont, pour un grand nombre d'entre elles, encore mal connues. Il serait intéressant pour aller au bout de la démarche, de compléter cette analyse par une évaluation de la disponibilité actuelle des opérateurs et des matériels forestiers et de ses besoins d'évolution car c'est un facteur déterminant des réelles capacités d'évolution de la plantation dans les prochaines années.

Ce Thème vise à identifier les principales pistes d'actions pour améliorer le pilotage des plantations et la production des plants nécessaires pour répondre au défi qui nous est lancé.

Volet 2 | Thème 1. Approvisionnement en graines et plants forestiers

Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 554
1.2 Définitions 555
1.3 Matériel et méthodes 557
1.3.1 Reconstitution de la plantation forestière en France 557
1.3.2 Analyse des ventes de plants forestiers 557
1.3.3 Comment estimer les surfaces plantées ? 558
1.4 Réponses à la question de l'évolution des ventes de plants et des plantations réalisées 559
1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs contrastés 559
1.4.2 Ventes de plants et estimation de la surface plantée : des chiffres corrélés sous influences multiples 564
1.4.2.1 Un marché des plants forestiers fluctuant 564
1.4.2.1.1 Matériels et essences concernés 564
1.4.2.1.2 La production des plants : des pépinières de moins en moins nombreuses 564
1.4.2.1.3 Un marché des plants forestiers en diversification mais fortement influencé par les reconstitutions post-tempête et le pin maritime 564
1.4.2.1.4 Zoom sur les résineux 566
1.4.2.1.5 Zoom sur les feuillus 567
1.4.2.2 Estimation des surfaces plantées : des disparités géographiques et temporelles 569
1.4.2.2.1 Des disparités géographiques 569
1.4.2.2.2 Des disparités temporelles 570
1.4.2.3 Corrélation entre les aides à la plantation, les surfaces à caractère planté et les ventes de plants 572
1.4.3 Analyse de la nature des essences utilisées pour les plantations forestières 573
1.4.3.1 Des essences en difficultés face aux aléas aujourd'hui 573
1.4.3.2 Des essences qui se maintiennent 574
1.4.3.3 Des essences qui ont le vent en poupe 575
1.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations 576
1.6 Références bibliographiques 577
1.7 Annexes 581

Rédacteurs

Cécile **Joyeau**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Aurore **Desgroux**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France

Contributeurs

Nathan **Fornes**, INRAE, UR EFNO, Nogent-sur-Vernisson (45), France
Stéphanie **Wurpillot**, IGN, Service de l'Information Statistique Forestière et Environnementale, Nogent-sur-Vernisson (45), France

1.1 Contexte et problématique

La plantation est l'une des méthodes utilisées activement depuis le XVIIe siècle en France pour la constitution de forêts (boisement de landes ou de terres agricoles) ou pour le renouvellement des forêts (reboisement avec ou sans changement d'essence). La plantation est certainement minoritaire par rapport à la régénération naturelle dans les modes de renouvellement des peuplements forestiers : seuls 13 % des forêts actuelles seraient issues de plantation (Du Puy *et al.*, 2017 ; voir Volet 1, Thème 1, « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et

boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? »). Cependant, la plantation peut contribuer à la restauration des écosystèmes, la protection des populations, ou encore l'adaptation des forêts dans un contexte de changements climatiques (Piton *et al*., 2021). Par exemple, elle peut permettre l'introduction de nouvelles provenances ou essences et la reconstitution des peuplements qui ne peuvent se régénérer naturellement de façon satisfaisante.

Bien que la forêt française soit principalement constituée d'essences feuillues (67 % de la surface forestière, IGN, 2021), la forêt ayant un aspect de plantation est majoritairement résineuse (80 % de la surface) (Du Puy *et al.*, 2017). Seulement 16 % des surfaces ayant un aspect de plantation sont composées de mélange d'essences en 2017. Il s'agit le plus souvent de deux essences résineuses, plus rarement de deux essences feuillues (Du Puy *et al.*, 2017).

Nous ne disposons pas de données quantitatives exhaustives sur les surfaces plantées ou le lieu de plantation des essences à l'échelle de la France. Les études disponibles ne concernent que des plantations qui ont pu être financées par des fonds publics et uniquement sur de courtes périodes (Ginisty *et al*., 1998 ; Thivolle Cazat *et* Ginisty, 2001 ; Legay *et* Bouler, 2014 ; Gadant, 1987 ; de Rochebouet, 1987). En revanche, nous avons une bonne connaissance sur les productions annuelles de plants forestiers produits et commercialisés en France.

Néanmoins, pour apporter des premiers éléments de réponse sur l'importance du boisement et reboisement en France, nous proposons ici : (i) une rétrospective de la dynamique des « campagnes » de plantation en France depuis le XVIIe siècle ; (ii) une analyse des données de commercialisation de plants forestiers destinés à la plantation forestière pour la période de 1992 à 2020 ; (iii) une approximation des surfaces plantées réalisée par l'IGN *via* l'IFN ; (iv) une analyse de l'évolution de certaines essences concernées par la plantation à partir de ces approches.

1.2 Définitions

Chablis : d'après le dictionnaire forestier multilingue, arbre naturellement renversé, déraciné ou rompu par le vent, ou brisé sous le poids de la neige, etc. (Métro, 1975).

Essence (forestière) : d'après le dictionnaire Larousse en ligne[395], *« en botanique ou en sylviculture, synonyme d'espèce d'arbre »*.

Essence feuillue : d'après le dictionnaire forestier multilingue, espèce d'arbre appartenant à la classe des angiospermes portant des feuilles à limbe relativement large, par opposition aux essences résineuses (Métro, 1975).

Essence résineuse : d'après le dictionnaire forestier multilingue, espèce d'arbre appartenant à la classe des gymnospermes portant le plus souvent des aiguilles, par opposition aux essences feuillues (Métro, 1975).

Essence (espèce) réglementée : espèce d'arbre d'intérêt pour la sylviculture, inscrite au code forestier[396] et soumise au livre Ier, titre V, chapitre III du même code pour la commercialisation des matériels forestiers de reproduction à des fins forestières. La liste est mise à jour régulièrement et publiée sur le site internet du ministère en charge des forêts.

Fin forestière : matériel de base destiné au boisement ou au reboisement en forêt.

Matériel de base : d'après la directive 1999/105/CE[397] *« selon le cas :*

[395] Dictionnaire Larousse en ligne : https://www.larousse.fr/dictionnaires/francais/essence/31095
[396] https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGITEXT000025244092/
[397] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31999L0105

- *la source des graines (les arbres situés dans une zone de récolte de graines) ;*
- *le peuplement (une population délimitée d'arbres dont la composition est suffisamment uniforme) ;*
- *le verger à graines (une plantation de clones ou de familles sélectionnés, isolée ou gérée de manière à prévenir ou à réduire les pollinisations extérieures, et gérée de manière à produire des cultures de semences fréquentes, abondantes et aisément récoltées) ;*
- *les parents d'une famille (les arbres servant à obtenir des descendants par pollinisation contrôlée ou libre d'un parent identifié, utilisé comme femelle avec le pollen d'un parent (pleins germains) ou de plusieurs parents identifiés ou non (demi-frères) ;*
- *le clone (un groupe d'individus (ramets) issus à l'origine d'un individu unique (ortet) par multiplication végétative, par exemple par bouturage, micropropagation, greffe, marcottage ou division) ;*
- *le mélange clonal (un mélange de clones identifiés dans des proportions déterminées). »*

Matériel forestier de reproduction (MFR) : d'après la directive 1999/105/CE[398] *« les matériels de reproduction des essences forestières et de leurs hybrides artificiels qui sont importants pour la sylviculture sur tout ou partie du territoire communautaire et, notamment, les matériels énumérés à l'annexe I. Par matériel de reproduction, on entend, selon le cas :*

- *la semence (les cônes, infrutescences, fruits et graines destinés à la production de plants) ;*
- *les parties de plantes (les boutures de tiges, de feuilles et de racines, explants ou embryons destinés à la micropropagation, bourgeons, marcottes, racines, greffons, plançons et toute partie de plante destinés à la production d'un plant) ;*
- *les plants (les plantes élevées au moyen de semences, de parties de plantes ou les plantes provenant de semis naturels). »*

Plantation forestière : d'après le dictionnaire forestier multilingue *« Action de planter des arbres par semis direct ou plantation de plants, en vue de la création de forêts ou de peuplements forestiers, le plus souvent destinés à produire du bois ou à protéger le sol et les eaux. »* (Métro, 1975). Dans la présente étude, nous excluons les semis directs.

Plant (forestier) : d'après le dictionnaire forestier multilingue *« Jeune plante issue d'une graine »* (Métro, 1975). Généralement, on parle de plants âgés de 1 à 5 ans, destinés au boisement ou reboisement en forêt (à fins forestières).

Provenance : d'après la directive 1999/105/CE[399] *« le lieu de croissance de tout peuplement d'arbres ». D'après le dictionnaire forestier multilingue « Lieu où se trouvent les arbres, autochtones ou non, d'où provient un lot de semences ou pollen (OCDE) ; région et (ou) milieu d'où les arbres parents sont originaires, et où leur constitution génétique s'est formée par sélection naturelle »* (Métro, 1975).

Région de provenance : d'après la Directive 1999/105/CE[400] *« pour une espèce ou une sous-espèce, la région de provenance est la région ou le groupe de régions régies par des conditions écologiques suffisamment uniformes dans lesquelles des peuplements ou des sources de graines présentent des caractéristiques phénotypiques ou génétiques similaires, compte tenu, le cas échéant, des limites altitudinales. »*

[398] *Ibid.*
[399] *Ibid.*
[400] *Ibid.*

Ressources génétiques forestières (RGF) : traduit d'après (FAO, 2014) ; *« les matériels héréditaires au sein et entre les espèces d'arbres et les autres plantes ligneuses qui possèdent actuellement ou potentiellement une valeur économique, environnementale, scientifique ou sociétale ».*

1.3 Matériel et méthodes

1.3.1 Reconstitution de la plantation forestière en France

Cet historique a été réalisé à partir d'une recherche bibliographique sur le web (moteur de recherche Google, bases des rapports publiés du Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux [CGAAER][401] et de l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable [IGEDD][402]), sur les bases documentaires INRAE et de la consultation d'ouvrages.

1.3.2 Analyse des ventes de plants forestiers

Concernant les données de commercialisation de plants forestiers, la principale source de données utilisée est constituée par les enquêtes statistiques annuelles sur la production et la vente en France de plants forestiers. Cette enquête est obligatoire pour tous les professionnels exerçant une activité dans la production ou le commerce de MFR. La collecte est assurée par les contrôleurs de ressources génétiques forestières DRAAF, a compilation des données et la rédaction des synthèses sont confiées à INRAE par le MASA. Les résultats sont publiés par le MASA via des notes de service annuelles qui comprennent une note de synthèse ainsi que des tableaux récapitulatifs. Ces documents sont mis à disposition sur le site web[403] du MASA. Cette enquête vise à suivre annuellement l'ensemble des flux commerciaux de plants à fins forestières. Chaque enquête prend en compte une campagne de plantation, soit du 1er juillet de l'année N au 30 juin de l'année N+1 (par exemple, l'enquête 2020 prend en compte les flux commerciaux du 1er juillet 2020 au 30 juin 2021).

De par sa construction, l'enquête comporte des limites ne permettant pas d'avoir une vision exhaustive des flux commerciaux de plants forestiers :

- sont prises en compte, les essences réglementées par le code forestier auxquelles est ajoutée une liste restreinte d'essences utilisées en forêt (Annexe 1.1-1). Ne sont pas concernées par l'enquête, les essences ne faisant pas partie de cette liste ;
- pour les espèces non-réglementées ajoutées à la liste, les plants pris en compte sont uniquement ceux déclarés par le vendeur comme destinés à des plantations à fins forestières ;
- le recul que nous avons sur l'étude montre que la notion de plants destinés à des fins forestières n'est pas perçue de façon homogène par tous les acteurs de la filière. Les entreprises vendeuses ne connaissent pas toujours précisément la destination finale de l'intégralité des plants qu'elles commercialisent. Ainsi, parmi l'ensemble des plants recensés dans cette enquête, une certaine proportion de plants (variable selon les essences) est sans doute destinée à d'autres fins que la plantation en forêt. Tel est le cas notamment sur les essences non réglementées ou sur celles utilisées pour les sapins de Noël, par exemple l'épicéa et le sapin de Nordmann.

Dans le cadre de la présente expertise, nous avons réuni les données de ventes issues des enquêtes annuelles pour la période 1992-2020. Les données antérieures ne sont pas disponibles en base de données pour une mobilisation dans le cadre de cette expertise, mais nous avons pu nous appuyer sur des publications plus anciennes pour comparer la période étudiée à la tendance des années 1974-1984

[401] Consultables ici : https://agriculture.gouv.fr/publications
[402] Consultables ici : https://igedd.documentation.developpement-durable.gouv.fr/recherche
[403] Voir ici : https://agriculture.gouv.fr/statistiques-annuelles-sur-les-ventes-de-graines-et-plants-forestiers

(Roman-Amat, 1983; Delion, 1986 ; Steinmetz, 1987). Attention toutefois, les données de 1974 à 1982 ne séparent pas les ventes en France et les ventes à l'export. En effet, l'objectif initial de l'enquête était d'évaluer la performance du marché commercial et non d'évaluer et caractériser les efforts de plantation en France. Les exportations sur cette période concernaient essentiellement du douglas vers l'Allemagne (Roman-Amat, 1983).

Certains choix ont été faits pour l'analyse :

- exclusion des ventes de plançons de peupliers ;
- prise en compte de l'intégralité des ventes en France, que les plants soient produits par des pépiniéristes français ou importés *via* des entreprises de négoce ou directement par les propriétaires forestiers ;
- exclusion des plants produits en France mais exportés vers l'étranger.

La base de données de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) sur les semences et plants forestiers a été indisponible pendant toute la durée de l'étude et nous n'avons pas pu replacer le marché français dans une échelle plus globale.

1.3.3 Comment estimer les surfaces plantées ?

Les chiffres sur les ventes de plants en France ne peuvent pas être utilisés pour estimer précisément les surfaces plantées. Chaque année, une partie des plants sont utilisés pour des regarnis, enrichissements et autres utilisations non liées à la plantation en plein, induisant une surestimation des surfaces plantées. Les surfaces plantées peuvent l'être en semis direct, ne passant pas par une phase d'élevage des plants en pépinière ce qui induit une sous-estimation des surfaces plantées. Par ailleurs, chaque essence est plantée avec une densité moyenne différente et les densités préconisées ont évolué lors des 40 dernières années (Du Puy *et al*., 2017).

Tous ces biais rendent l'exercice de traduction des ventes de plants en surfaces plantées particulièrement complexe. Cela pourrait être réalisé en faisant certaines hypothèses de densité de plantation, de taux de regarnis, mais le temps imparti par l'étude ne nous l'a pas permis.

Une autre approche consiste à estimer les surfaces plantées à l'aide des données produites et publiées par l'IGN dans le cadre de l'IFN (Du Puy *et al*., 2017 ; Piton, 2021). L'indicateur de gestion durable (IGD) « 4.2 Caractère naturel des forêts »[404], permet d'avoir une idée du caractère de naturalité des forêts métropolitaine. Il est basé sur la distinction de l'aspect des forêts *« présentant un caractère de plantation »* de celles *« présentant un caractère semi-naturel »* (Piton, 2021) pour la description de la méthodologie). Cette approche comporte également des biais, avec notamment le fait que les opérateurs de l'IFN ne regardent que l'aspect des peuplements. Si le peuplement est vieux, le risque de confusion est très fort, et la différence peut être assez grande sur le résultat final. Dans notre étude, nous nous sommes basés sur l'approche proposée par l'IGN.

Enfin, nous proposons une approche à l'aide de données issues des campagnes d'inventaire de 2008 à 2020 de l'IFN. Pour chaque campagne, nous avons pris en compte les données correspondant aux surfaces des **peuplements non recensables** c'est-à-dire des peuplements dont les arbres recensables (diamètre des arbres < 7,5 cm) ne forment pas plus de 10 % du couvert, à **caractère planté** pour lesquelles l'**âge du peuplement** est estimé entre **0 et 5 ans**. Les surfaces de forêts à caractère planté recensées l'année N correspondent à des plantations effectives entre l'année N-5 et l'année N. Une valeur moyenne annuelle est ensuite calculée sur les 5 ans. Cela ne permet pas d'identifier l'année de plantation, ni l'âge réel des plants au moment de la plantation. Le nombre de placettes échantillonnées

[404] Consultable ici : https://foret.ign.fr/IGD/fr/indicateurs/4.2

est représentatif des surfaces forestières françaises, mais la taille de cet échantillon abouti à des intervalles de confiance élevés (entre 25 et 30 %). Ces chiffres sont donc à prendre avec précaution.

1.4 Réponses à la question de l'évolution des ventes de plants et des plantations réalisées

1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs contrastés

Les premiers chantiers de plantations ont vu le jour sous Louis XIV avec l'impulsion de Jean-Baptiste Colbert à partir de 1669. L'objectif était de **renforcer la production de bois pour la Marine** afin d'asseoir la force militaire du royaume (Perron, 2021).

Il faudra attendre 1827 pour que le Code forestier – tel que nous le connaissons aujourd'hui – voie le jour, en s'inspirant fortement des travaux de Colbert, la Révolution laissant également son héritage). Le code forestier affiche alors une ambition : la **conservation des forêts** (Perron, 2021, p. 207). Ces bases vont permettre un développement forestier important tout au long du XIXe siècle.

Au début des années 1800, un grand chantier de plantation visera à **stabiliser les dunes côtières de Gascogne** dans un but de **protection des populations** (Perron, 2021, pp. 251–252). Depuis 1862, ce sont 380 km de cordon dunaire qui ont été installés. À l'époque, le pin maritime a été choisi à la fois pour sa présence dans le secteur, son adaptation au climat marin et aux sols pauvres et sableux, ainsi que pour son intérêt économique (gemmage de la résine jusqu'au XXe siècle). C'est ainsi que le littoral atlantique compte aujourd'hui plus de 116 000 ha de forêt.

En 1860, la législation intègre une loi relative au reboisement des montagnes et une autre relative à la mise en valeur des marais et des terres incultes appartenant aux communes (Perron, 2021, p. 261).

La première loi vise à reboiser les terrains montagneux victimes du surpâturage et des coupes intensives de bois pour le chauffage provoquant, par la mise à nu du sol, de gros dégâts par érosions, inondations torrentielles, avalanches ou mouvements de terrain (Perron, 2021, tit. IV ;Arnould *et al*., 2016). L'objectif est donc principalement la **protection des populations**. Les principales zones concernées sont réparties dans le Massif central, les Alpes et les Pyrénées (Cinotti, 1996 ; Arnould *et al*., 2016). Les reboisements sont accompagnés de la mise en place d'ouvrages permettant la régulation du régime des eaux (Arnould *et al*., 2016). Il faudra attendre le XXIe siècle pour atteindre les 300 000 ha envisagés (de Galbert *et al*., 2015). Les plantations de **restauration de terrains de montagne** (RTM) se sont basées sur les essences (surtout résineuses) déjà présentes avant déboisement, principalement le pin sylvestre, le pin cembro, le mélèze, le pin à crochets, et dans une moindre mesure, le sapin et l'épicéa. Dès cette époque, les opportunités d'approvisionnement en graines vont également dicter certains choix, comme par exemple l'introduction du cèdre de l'Atlas issue d'échanges avec l'Algérie. C'est également à cette époque qu'apparaît le pin noir d'Autriche dans les plantations. Cette essence très rustique a été très utilisée pour créer une ambiance forestière qui pourra aider l'implantation des feuillus par la suite (Legay *et* Le Bouler, 2014).

La deuxième loi vise à **valoriser les terres incultes** : *« seront desséchés, assainis, rendus propres à la culture ou plantés de bois, les marais et les terres incultes appartenant aux communes ou sections de communes dont la mise en valeur aura été reconnue utile »* (article 1er de la loi de 1857 ; Perron, 2021, p. 262). Cela engendrera notamment le boisement de 1 Mha de pin maritime dans **les Landes de Gascogne** et de 100 000 ha de pins maritime et sylvestre en **Sologne** (Cinotti, 1996). Les espèces ont été choisies pour leur présence historique et leur adaptation locale.

Au début du XXe siècle, après la première guerre mondiale, l'état légifère pour reconstruire les forêts suite aux dégâts engendrés par les combats (Perron, 2021, tit. IV). Ce sont 20 000 ha qui seront plantés sur les **zones de combat de l'Est de la France**, principalement en résineux à croissance rapide (pins noirs d'Autriche et épicéas) pour faciliter l'implantation d'une ambiance forestière et pour des raisons économiques.

Pendant la seconde guerre mondiale, au-delà des dommages dus aux combats, on observe une exploitation intensive des forêts instaurée par les occupants et l'État français du régime de Vichy (Perron, 2021, p. 369). Dans le cadre de la reconstruction du pays après-guerre, l'État met en place le **fonds forestier national** (FFN) en 1946 (Loi n°46-2172 du 30 septembre 1946 ; Perron, 2021, p. 370). Le FFN vise à subventionner les plantations forestières, notamment à des **fins économiques**, encourageant la production de résineux pour **s'affranchir des importations** coûteuses pour le sciage et la papeterie (Legay *et* Le Bouler, 2014 ; Perron, 2021, p. 370 ; Guitton *et* Riou-Nivert, 1987). Avec une ambition initiale de 3 à 4 Mha, il permettra finalement la plantation de plus de 2 Mha en France métropolitaine, dont 60 % entre 1946 et 1966 (Gadant, 1996 ; de Rochebouet, 1987). Il a ainsi participé à l'augmentation d'un tiers de la surface boisée entre 1946 et 1999. Dans un premier temps, la plupart des essences concernées sont des résineux (plus de 90 % des surfaces plantées entre 1946 et 1974), notamment le douglas, les épicéas et les pins, pour des objectifs de production de pâte à papier et de bois de construction (de Rochebouet, 1987). Quelques feuillus sont également concernés comme le noyer et le peuplier. Les aides s'ouvriront progressivement aux autres feuillus (chêne pédonculé, chêne sessile, hêtre commun, érable sycomore, frêne, merisier, chêne rouge d'Amérique) à partir de 1974 et 1978 (Steinmetz, 1987). Parmi les départements les plus aidés par le FFN, on distingue trois zones principales : le Bassin aquitain, le Massif central et la Bourgogne-Franche-Comté (de Galbert *et al.*, 2015 ; Figure 1.1-1). Ce dispositif, bien que jugé par la filière efficace et substantiel (Dedinger *et* Bénézit, 2020), a pris fin le 1er janvier 2000 (Perron, 2021, p. 402). En effet, alimenté par une taxe fiscale, le FFN échappait à l'annualité budgétaire et a été jugé inadapté sous cette forme dans le cadre communautaire.

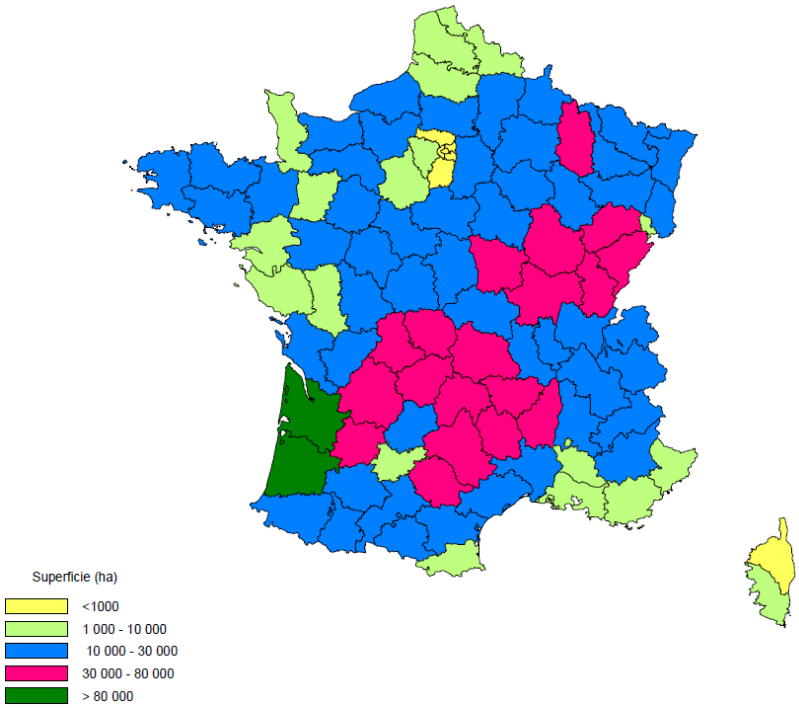


Figure 1.1-1 : Carte des interventions FFN entre 1949 et 1999 (de Galbert et al., 2015)

Par ailleurs, à la suite des traités de Rome en 1957, l'Union européenne institue le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA) en 1962 (Le Chatelier, 1967 ; Règlement n° 25 991/62 relatif au financement de la politique agricole commune). L'Union européenne met alors en place des aides financières pour le **boisement des terres agricoles abandonnées** ou ayant subi des **catastrophes naturelles**. Ces aides, venant en complément du FFN et incluses dans la section Orientation du FEOGA, visaient prioritairement certaines régions (Bretagne, Massif central et Rhône-Alpes) (Le Chatelier, 1967).

Le XXIe siècle voit un **paysage de plus en plus complexe des enjeux**, des sources de financements possibles et de la fiscalité forestière encourageant la plantation : financements publics mis en œuvre directement par l'État, financements liés aux programmes européens, financement conjoints État/Régions, financements régionaux, financements privés, etc. (Barthod, 2001 ; Lavarde *et al*., 2013 ; Dedinger *et* Bénézit, 2020). Par ailleurs, la politique forestière subit de **profonds bouleversements** avec la **multiplication des enjeux**. On pourra citer : la mondialisation des cours du bois, la hausse des coûts de gestion et de main d'œuvre, la gestion multifonctionnelle des forêts, le développement d'une stratégie bas-carbone, le changement climatique accentuant les risques d'événements météorologiques extrêmes, les modifications des équilibres écologiques (dont l'augmentation des populations des grands gibiers) et les dépérissements de nombreux peuplements forestiers (Croisel, 2007 ; Dedinger *et* Bénézit, 2020 ; Moreau *et* Piveteau, 2022).

À titre d'exemple, et surtout sans chercher l'exhaustivité, on pourra citer quelques éléments majeurs :

- le **plan Chablis** annoncé le 12 janvier 2000 par le Gouvernement, suite aux tempêtes **Lothar et Martin** de décembre 1999, qui a mobilisé des fonds de l'État, des Régions et de l'Union européenne (Croisel, 2007). Ces deux tempêtes consécutives ont principalement touché l'Aquitaine et la Lorraine (Figure 1.1-2 ; IFN, 2003 ; IGN, 2017). Sur la totalité du territoire métropolitain, ce sont plus de 430 000 ha qui ont subi des dégâts à plus de 50 % (IGN, 2017). Les aides visaient, entre autres, à la récolte et la valorisation des bois chablis, et à la **reconstitution des forêts sinistrées** (Croisel, 2007). Les aides à la reconstitution ont duré de 2000 à 2007. La reconstitution a été mise en œuvre par voie naturelle et par voie artificielle (plantation). À titre d'exemple, dans le département des Vosges, 44 % des surfaces reconstituées l'ont été par plantation (Croisel, 2007) ;
- le **plan Chablis** suite à la tempête **Klaus** qui touchait le 29 janvier 2009 le massif des Landes de Gascogne avec plus de 223 000 ha sinistrés à plus de 40 % (Figure 1.1-3 ; (IGN, n.d.[405]). D'après l'observatoire de la reconstitution de la forêt suite à la tempête Klaus, 204 000 ha ont bénéficié d'aides à la **reconstitution des forêts sinistrées** ;
- le **Dispositif d'Encouragement Fiscal à l'Investissement en forêt** (DEFI), mesure instaurée par la loi n° 2001-602 du 9 juillet 2001 d'orientation sur la forêt[406] et réglementée par le code général des impôts[407]. Ce dispositif favorise l'investissement et la gestion durable des forêts privées en permettant, sous certaines conditions, de bénéficier d'un crédit ou de réduction d'impôt sur le revenu notamment pour les travaux forestiers de renouvellement (plantation et régénération) ;

[405] https://gipatgeri.fr/blog/gestion-de-crise/klaus-10-ans-de-mobilisation-de-la-filiere-pour-reconstituer-le-massif/
[406] Loi n°2001-602 du 9 juillet 2001 d'orientation sur la forêt, Titre II, Chapitre Ier, Article 9 https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000223691
[407] Code général des impôts, Livre permier, Première Partie, Titre premier, Chapitre Ier, Section V, II, 34°, Article 200 quindecies : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000046861038

- la **gestion durable des forêts** imposée par le code forestier depuis 2012. Le propriétaire forestier doit assurer la **reconstitution de l'état boisé après une coupe** selon certaines conditions (art. L. 124-6[408]) ;
- la **compensation du défrichement**, imposée par le code forestier depuis 2014 (à quelques exceptions près) (art. L. 341-6[409]). Cette compensation peut être faite soit par reboisement ou boisement, par travaux sylvicoles d'amélioration, par travaux de génie civil ou biologique, par travaux de réduction des risques, ou par indemnités financières versées au fonds stratégique de la forêt et du bois. Les objectifs des compensations sont principalement de **reconstituer la multifonctionnalité des peuplements forestiers** détruits par le défrichement (Auricoste *et al*., 2021). Entre 2014 et 2017, environ 2 500 ha défrichés ont conduit à des compensations. La majorité des compensations ont été réalisées sous forme d'indemnités financières (64 %) et seulement 9 % sous forme de boisements ou reboisements (Auricoste *et al*., 2021) ;
- le **Label Bas-Carbone**, lancé en avril 2019 par le ministère de la Transition écologique, vise à « réduire les émissions anthropiques de gaz à effet de serre, y compris par **séquestration** »[410]. Sur le principe de la **compensation d'émissions**, il permet aux entreprises, établissements publics, collectivités et particuliers de financer entre autres des projets de boisement ou de reconstitution de forêts dégradées ;
- le **plan France Relance**, lancé en 2020 par le Gouvernement français, comprend un dispositif en faveur du **renouvellement forestier** dans un contexte de **changement climatique**[411]. En cohérence avec la feuille de route pour l'adaptation des forêts à ce changement, le plan propose de financer des projets pour la reconstitution des forêts dépérissantes (notamment dans les Régions Grand-Est, Bourgogne-Franche-Comté et Auvergne-Rhône-Alpes), le renouvellement de forêts vulnérables au changement climatique et la conversion de peuplements pauvres pour améliorer leur contribution à l'atténuation dudit changement. Les conditions d'éligibilité intègrent une obligation de **diversification des essences** (20 % à partir de 10 ha ; Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020, chap. 3). Un bilan au 31 décembre 2021 affiche des dossiers déposés pour 24 400 ha dont plus de 50 % concernent des peuplements sinistrés (dépérissants), essentiellement dans l'Est de la France (communication personnelle MASA, 2022). Les trois principales essences visées dans les dossiers sont le douglas, le chêne sessile et le pin maritime.
- le **plan d'investissement France 2030** annoncé par le Gouvernement en octobre 2021, en complément du plan France Relance, vise à **garantir la durabilité, la résilience et la capacité de production de la forêt française**[412].
- suite aux récents **incendies de l'été 2022**, des annonces du Gouvernement laissent penser que l'État français va subventionner la **reconstitution** des surfaces sinistrées, notamment en Gironde[413].

[408] Code forestier, Partie législative,Livre Ier, Titre II, Chapitre IV, section 3 : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245853

[409] Code forestier, Partie législative, Livre III, Titre IV, Chapitre Ier : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGIARTI000033745928/2016-12-30/

[410] Décret n° 2018-1043 du 28 novembre 2018 créant un label « Bas-Carbone ». NOR : TRER1818757D. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000037657959/

[411] Voir ici : https://agriculture.gouv.fr/francerelance-le-renouvellement-forestier-est-lance

[412] Voir ici : https://agriculture.gouv.fr/le-plan-dinvestissement-france-2030-au-service-de-la-filiere-foret-bois

[413] Voir ici : https://www.elysee.fr/emmanuel-macron/2022/07/20/en-gironde-le-president-aux-cotes-de-nos-sapeurs-pompiers-et-de-tous-les-heros-mobilises-face-aux-incendies

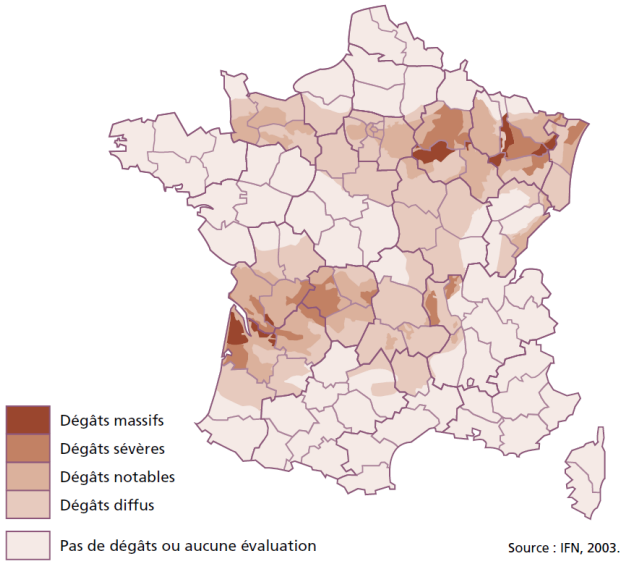


Figure 1.1-2 : Représentation de la sévérité des dégâts par généralisation des cartes départementales suite aux tempêtes Lothar et Martin de décembre 1999 (IFN, 2003)

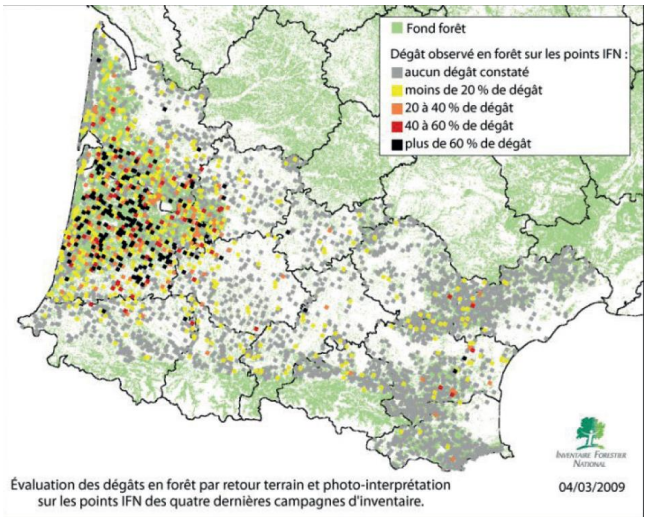


Figure 1.1-3 : Évaluation des dégâts de forêt par retour terrain et photo-interprétation sur les points IFN des quatre dernières campagnes d'inventaire, suite à la tempête Klaus en janvier 2009 (IFN, 2009)

En conclusion, depuis plus de 350 ans, les politiques forestières qui se sont succédées en France ont eu des ambitions et des objectifs parfois différents et ont fortement influencé la dynamique des plantations : maintien de la force militaire, restauration et mise en valeur des peuplements endommagés par des activités humaines, protection des populations, production de bois d'œuvre et d'industrie et indépendance économique, restauration des peuplements endommagés par des catastrophes naturelles, des ravageurs ou des incendies et adaptation des peuplements au changement climatique. Ces différents objectifs ont conduit à des choix de méthodes et des exigences disparates qui peuvent en partie expliquer l'aspect et la composition de nos forêts françaises contemporaines. Ces choix ne se sont pas toujours révélés les plus judicieux sur le long terme (un exemple parmi d'autres : les plantations d'épicéas en plaine qui souffrent aujourd'hui de dépérissements massifs sous l'effet du changement climatique et des attaques de parasites (Escande-Vilbois and Dedinger, 2021). Les politiques des dernières années poussent à la diversification (des

essences et des modes de sylviculture) et encouragent aux réflexions autour de la résilience des forêts considérées sur le long terme afin d'éviter ces écueils à l'avenir.

1.4.2 Ventes de plants et estimation de la surface plantée : des chiffres corrélés sous influences multiples

1.4.2.1 Un marché des plants forestiers fluctuant

Toutes les données utilisées dans cette partie proviennent des enquêtes sur la production et la vente en France de plants forestiers (voir « 1.3.2 Analyse des ventes de plants forestiers »).

1.4.2.1.1 Matériels et essences concernés

Les plants forestiers produits et vendus en France sont issus à 97 % de matériel forestier de reproduction (MFR) d'essences réglementées (moyenne sur les cinq dernières années). Les 3 % restants proviennent d'essences non réglementées mais utilisées à des fins forestières.

Un point important à prendre en compte dans la suite de notre analyse concerne la liste des essences forestières prises en compte dans l'enquête nationale au cours du temps. En effet, l'évaluation du marché porte, depuis 2015, sur 84 essences résineuses et feuillues dont 67 sont inscrites au code forestier et produites en MFR (voir Annexe 1.1-1). Or, en 1992, l'enquête ne concernait que 24 espèces, dont 16 essences résineuses et huit essences feuillues (voir Annexe 1.1-2). L'évolution du nombre d'essences prises en compte est illustrée par l'histogramme de la Figure 1.1-4.

1.4.2.1.2 La production des plants : des pépinières de moins en moins nombreuses

Les plants forestiers utilisés pour le reboisement en France sont produits par les pépiniéristes forestiers français ou importés. Dans la suite du texte, pour simplifier la lecture, le terme « pépinière » fait référence aux entreprises ayant effectivement produit des plants forestiers durant l'année considérée.

Au cours des 30 dernières années, le paysage des pépinières a été modifié : près des trois quarts ont disparu pendant cette période. Roman-Amat (1983) montre qu'en 1974, 1 197 pépinières étaient productives. Lors de la campagne 2020, (du 1er juillet 2020 au 30 juin 2021), l'enquête sur la production et la vente en France de plants forestiers en dénombre 126 actives au cours de la période, soit un dixième par rapport à 1974. En moyenne sur ces dernières années, 15 % des pépinières produisent 87 % des plants. Pour la campagne 2020, les 126 pépinières ont produit 56 millions de plants forestiers.

La très grande majorité de ces plants sont commercialisés aux reboiseurs français (plus de 95 %), les autres étant exportés.

Les importations de plants issus de pépinières étrangères restent faibles ; elles comptabilisent généralement autour d'un million de plants.

1.4.2.1.3 Un marché des plants forestiers en diversification mais fortement influencé par les reconstitutions post-tempête et le pin maritime

Cette partie concerne exclusivement les plants vendus en France, qu'ils soient produits par des pépiniéristes français ou importés de l'étranger (voir Annexe 1.1-3).

Le FFN a engendré des ventes de plants inédites en France, s'élevant certaines années à plus de 120 millions de plants par an (quantité vendue en 1975, le maximum de surfaces plantées a été enregistré en 1963) (Roman-Amat, 1983 ; de Rochebouet, 1987). La modification des règles et des modalités d'aides du FFN à partir de 1969, ainsi que la raréfaction des terrains à boiser ou reboiser et la diminution des densités de plantation préconisées, ont provoqué une chute des ventes de plants

dès les années 1970 (Roman-Amat, 1983 ; Delion, 1986 ; de Rochebouet, 1987). Au début des années 1990, le nombre de plants vendus annuellement en France n'était plus que d'environ 75 millions de plants (Figure 1.1-4). L'arrêt total des aides liées au FFN, le 1er janvier 2000 (Perron, 2021, p. 402), conduit à un niveau des ventes le plus bas enregistré depuis le début de l'enquête nationale en 1999 et en 2000 (environ 35 millions de plants). Cependant, les deux tempêtes consécutives Lothar et Martin de décembre 1999 ont fortement endommagé plus de 430 000 ha (IFN, 2003 ; IGN, 2017), ce qui va relancer la production et les ventes de plants les années suivantes pour reconstruire les massifs sinistrés. L'année 2008 voit la fin du plan Chablis des tempêtes de 1999, mais les massifs aquitains subissent de nouveau une tempête ravageuse en 2009. Klaus endommagera en effet plus de 230 000 ha et l'État mettra de nouveau en place des aides pour reconstruire les massifs, ce qui relancera le marché jusqu'en 2018.

Ces événements sont importants à prendre en compte dans l'analyse du marché. En effet, au cours des 20 dernières années, la moyenne des ventes se situe autour des 60 millions de plants, ce qui est toutefois un résultat en trompe-l'œil car sans le pin maritime, principale essence de reboisement utilisée pour la reconstitution du massif landais suite aux deux tempêtes majeures de 1999 et 2009, la vente de plants en France métropolitaine se situerait aujourd'hui autour des 30 millions de plants contre 63 millions au début de la décennie 1990.

Les différentes données montrent une baisse générale des ventes (hors pin maritime) et par conséquent une probable diminution des surfaces plantées. En dépit d'une augmentation du nombre d'essences enquêtées, le marché repose essentiellement sur quelques essences : trois essences depuis le milieu des années 2000 (pin maritime, douglas et chêne sessile) contre six en 1992 (épicéa commun, douglas, pin maritime, chêne sessile, hêtre commun et pin laricio de Corse).

Finalement, au cours de ces 30 dernières années, différents évènements ont ponctué l'évolution des plantations en France, dont : (i) la fin des aides du FFN en 1999 ; (ii) la reconstitution de la forêt française suite aux tempêtes Lothar et Martin en décembre 1999 ; (iii) la reconstitution du massif landais suite à la tempête Klaus de janvier 2009 ; (iv) et plus récemment la prise de conscience du changement climatique et de ses conséquences. Il faut ajouter à ces aléas de très grande ampleur des tendances lourdes comme l'arrêt de l'utilisation des semis de pin maritime dans le massif landais et, l'évolution de la demande de la filière, notamment en matière de ressources RGF se traduisant par un souhait de diversification des essences ou des provenances pour une meilleure adaptation aux évolutions climatiques.

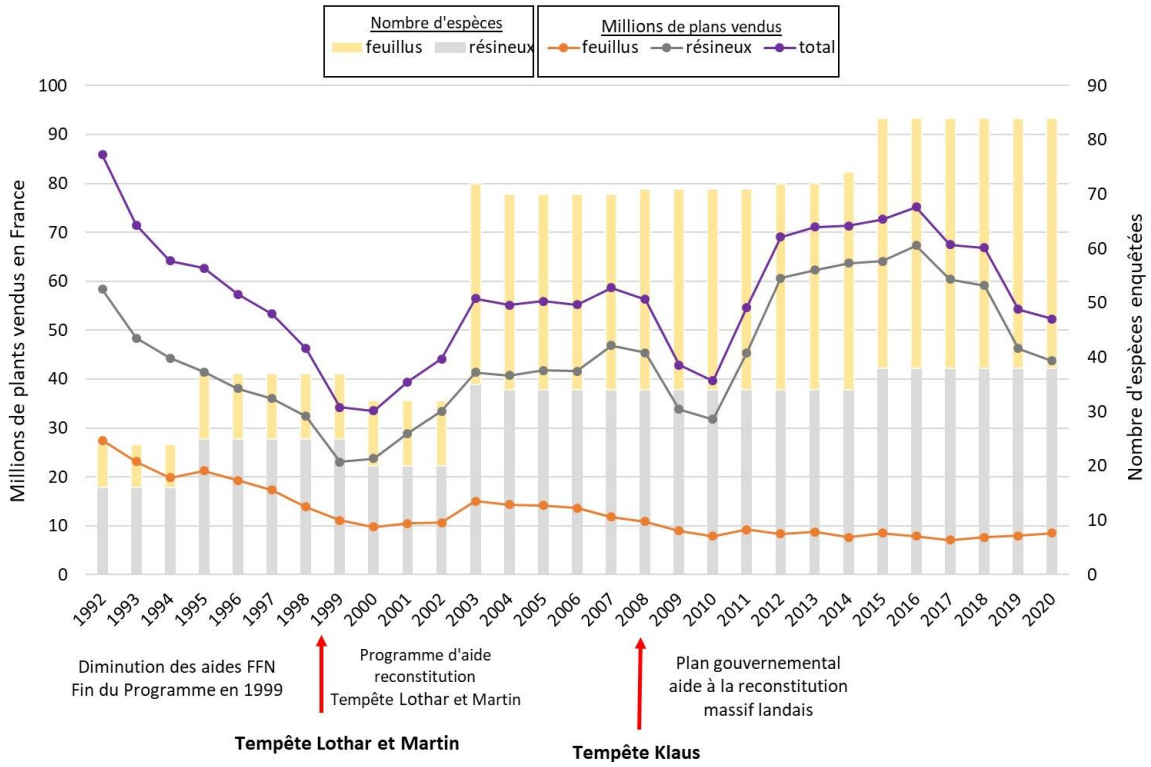


Figure 1.1-4 : Évolution de la commercialisation de plants en France de 1992 à 2020

1.4.2.1.4 Zoom sur les résineux

On peut distinguer plusieurs tendances sur le marché des plants résineux :

- **l'influence du FFN** : Le FFN a très largement favorisé la plantation d'essences résineuses (75 à 91 % des surfaces plantées entre 1969 et 1985 ; de Rochebouet, 1987) avant d'ouvrir les possibilités d'utiliser les feuillus en 1974 (voir « 1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs contrastés »). On observe très nettement la baisse des ventes de résineux sur les dernières années du FFN et ce jusqu'à l'arrêt des aides en 2000 (voir Figure 1.1-4 et Figure 1.1-5). Cette tendance était déjà observable dès la campagne 1975 (Roman-Amat, 1983). Entre 1992 et 2000, on a constaté des chutes notables des ventes des essences principales d'alors : - 76 % pour l'épicéa commun ; - 75 % pour le pin laricio ; - 55 % pour le douglas ;
- la **dominance du marché par le pin maritime depuis le début des années 2000** : sur la période 1974-1981, les ventes de plants de pin maritime étaient très minoritaires et assimilées aux « autres résineux ». Cependant, la place du pin maritime dans les ventes de plants avant 1994 doit être relativisée car alors les boisements et reboisements se faisaient essentiellement par semis direct (Roman-Amat, 1983). Le pin maritime occupait la deuxième ou troisième place parmi le trio de tête des essences utilisées pour les surfaces reboisées entre 1969 et 1985 (de Rochebouet, 1987). À partir des années 1990, les semis directs se sont progressivement raréfiés, notamment au profit des plantations à partir des plants en motte d'un an et l'usage de variétés forestières améliorées issues des vergers à graines qui ont alors fait leur apparition. Le pin maritime domine ensuite très rapidement le marché des plants forestiers dès le début des années 2000, particulièrement suite aux plans Chablis après les tempêtes de 1999 et 2009 (Figure 1.1-5). Au plus fort de la reconstitution du massif landais en 2016, le pin maritime représentait les trois quarts des ventes de résineux. Après la fin du plan Chablis Klaus en 2018 (voir « 1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs

contrastés »), les ventes de pin maritime diminuent fortement (- 40 % par rapport à 2018), mais représentent toujours la moitié des ventes de résineux.

- une **évolution de l'importance de certaines essences** sur le marché s'est produite au cours du temps. Entre 1974 et 1981, le douglas et l'épicéa étaient largement en tête des ventes (Roman-Amat, 1983), ainsi qu'entre 1992 et 1995 Figure 1.1-5) (absence de données directement utilisables entre ces deux périodes). Jusqu'au début des années 2000, plus de 75 % des plants vendus en France appartenaient à l'une des quatre essences suivantes : l'épicéa commun, le douglas, le pin maritime ou le pin laricio de Corse Figure 1.1-5). Depuis 2014, la vente des plants de résineux hors pin maritime est relativement stable – 21 millions de plants en moyenne entre 2015 et 2020 Figure 1.1-5). Cela s'explique notamment par la place du douglas qui est la deuxième essence de reboisement en France depuis 1995. Par ailleurs, l'intérêt de certaines essences, comme l'épicéa commun ou le pin laricio de Corse, a pu être remis en question, notamment suite à des problèmes sanitaires sur les peuplements (voir « 1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs contrastés »). Par contre, le pin à l'encens (pin taeda) a pris une place significative dans les statistiques de plants vendus, sans doute en alternative au pin maritime dans le massif landais.

A

B

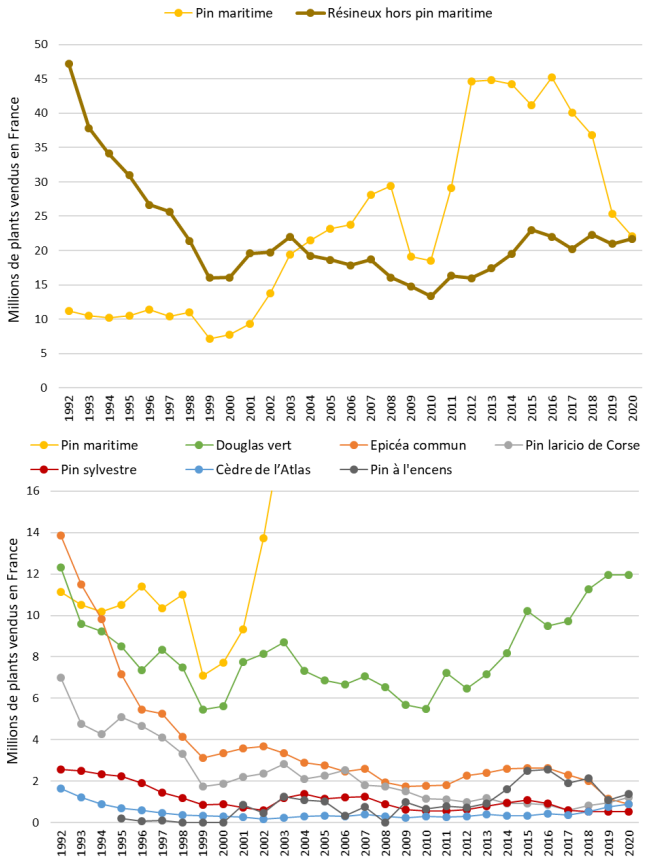


Figure 1.1-5 : Évolution de la commercialisation des principales essences résineuses. (A) pin maritime ; (B) autres essences résineuses.

1.4.2.1.5 Zoom sur les feuillus

On peut distinguer plusieurs tendances sur le marché des plants feuillus : (i) l'influence du FFN ; (ii) l'influence de la reconstruction post-tempêtes de 1999 ; (iii) la dominance du marché par le chêne sessile et l'évolution de l'importance de certaines essences. Pour rappel, le peuplier n'est pas intégré dans la présente analyse.

La commercialisation des plants feuillus est également en baisse depuis la fin du programme d'aides du FFN en 2000 (voir Figure 1.1-4 : Évolution de la commercialisation de plants en France de 1992 à 2020) : entre les campagnes 1974 et 1983, les ventes de plants feuillus avaient plus que doublé sous l'influence de l'ouverture des aides FFN aux quelques espèces feuillus (voir « 1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs contrastés »). Les ventes de plants feuillus (importations incluses et exportations exclues) atteindront plus de 25 millions de plants en 1983 (Delion, 1986). Puis, entre 1992 et 2000, les ventes de plants feuillus chutent de façon importante (- 64 %) pour atteindre les 10 millions de plants pour l'année 2000 (voir Figure 1.1-4).

Une légère reprise des ventes au début des années 2000 (+ 35 %) est liée à la reconstitution des peuplements sinistrés à la tempête Lothar (Figure 1.1-6). Les ventes principalement soutenues par le chêne sessile et le hêtre, atteindront environ 15 millions de plants en 2003 (Figure 1.1-4 et Figure 1.1-6). Cette évolution s'est rapidement atténuée pour descendre progressivement en dessous des 10 millions de plants à partir de 2009 (Figure 1.1-4). Entre 2009 et 2020, les ventes de feuillus sont restées relativement stables, autour de 8 millions de plants en moyenne. Après avoir atteint en 2017 le niveau le plus bas jamais enregistré (7,1 millions de plants), les ventes sont en légère hausse (+ 21 %) entre 2018 et 2020. L'encouragement par les politiques publiques à la diversification n'est sans doute pas étranger à cette tendance. On pourra citer par exemple le Programme national de la forêt et du bois 2016-2026[414] et plus récemment la Feuille de route Adaptation des forêts au changement climatique 2020[415].

Le chêne sessile est désormais la première essence feuillue de reboisement par plantation en France. Elle représentait 30 % des plants feuillus commercialisés au début des années 1990 et près de 50 % en 2020 (Figure 1.1-6). Le hêtre a longtemps été parmi le duo de tête des essences feuillus (Delion, 1986 ; Figure 1.1-6) cependant il connaît une importante baisse depuis 2005. Entre les campagnes 1992 et 2000, le chêne pédonculé et le chêne rouge tenaient les troisième et quatrième places des ventes de feuillus tout en diminuant progressivement. D'autres espèces ont été progressivement intégrées à l'enquête nationale comme le châtaignier (en 1995) et le robinier faux-acacia (en 2003).

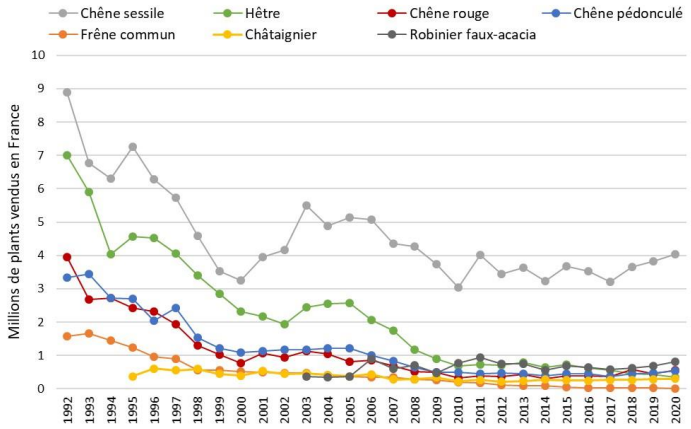


Figure 1.1-6 : Évolution de la commercialisation des principales essences feuillues

[414] https://agriculture.gouv.fr/le-programme-national-de-la-foret-et-du-bois-2016-2026

[415] https://www.adaptation-changement-climatique.gouv.fr/centre-ressources/feuille-route-pour-ladaptation-des-forets-au-changement-climatique

1.4.2.2 Estimation des surfaces plantées : des disparités géographiques et temporelles

Les sources des données utilisées dans cette partie ont été décrites dans la partie « 1.3.3 Comment estimer les surfaces plantées ? ». Pour rappel, ces données prennent en compte les peupleraies (non prises en compte dans l'analyse des ventes de plants). Une forêt à « caractère semi naturel » (opposé à « caractère planté ») ne signifie pas qu'elle ne soit pas à l'origine issue de plantation. En effet, cela peut être la conséquence d'un renouvellement par régénération naturelle d'un peuplement issu de plantation, ou un peuplement pour lequel la trame de plantation n'est plus visible suite aux éclaircies (Piton, 2021). Par ailleurs, seules les plantations réussies (densité > à 500 tiges par ha) sont prises en compte lors des relevés de l'inventaire forestier. Les chiffres annoncés de surfaces plantées sont donc sous-estimés (Du Puy *et al.*, 2017). Les modifications de protocoles de l'inventaire forestier national ne permettent pas, dans l'immédiat, d'obtenir des séries historiques antérieures à 2005. Cela serait possible pour les plantations de moins de 40 ans, mais l'étude n'a pas été menée pour le moment afin de vérifier s'il y a bien une continuité de la série temporelle ou une rupture importante. Nous proposons donc ici de n'étudier que les données postérieures à 2005.

1.4.2.2.1 Des disparités géographiques

En 2017, les forêts ayant un caractère de plantation (ou caractère planté) représentaient **13 % de la surface forestière métropolitaine** (2,1 Mha sur un total de 16,7 Mha) (Du Puy *et al.*, 2017). Si l'on exclut le peuplier, les forêts à caractère planté reposent essentiellement sur **six essences principales**, dont quatre sont des essences résineuses (pin maritime, douglas, épicéa commun, pins noirs, chênes sessile ou pédonculé) (Piton, 2021). Plus de **80 % des forêts à caractère planté sont résineuses** (1,7 Mha) (Du Puy *et al.*, 2017). Les forêts à caractère planté en mélange représentaient 330 000 ha en 2017 (Du Puy *et al.*, 2017), soit 16 % des surfaces plantées. Les mélanges les plus communs concernent des essences résineuses (sapin pectiné – épicéa commun ; douglas – épicéa commun ; sapin pectiné – douglas). Les mélanges de feuillus sont plus rares et ne représentent que 4 % (Du Puy *et al.*, 2017) des forêts à caractère planté en mélange (soit 13 200 ha).

Des **disparités** existent sur le territoire national métropolitain concernant la **répartition géographique** de ces plantations. La Figure 1.1-7 montre que les surfaces de forêts à caractère planté sont en proportions importantes dans le Massif central, le Bassin aquitain et le Nord-Ouest de la France (Piton, 2021). Cette répartition géographique s'explique à la fois par le type d'essence présentes (Piton, 2021) et par la dynamique des campagnes de plantations sur la période 2000-2018 ciblées dans certaines régions (voir « 1.4.1 Les plantations en France depuis le XVIIe siècle : une histoire politique aux objectifs contrastés ») :

- les forêts résineuses à caractère planté se concentrent à 60 % dans le Massif central et le Sud-Ouest océanique (Figure 1.1-1), ce qui s'explique par l'importance des surfaces à caractère planté en pin maritime (> 500 000 ha), en douglas (≈ 400 000 ha), en épicéa commun (≈ 300 000 ha) et en pin laricio (> 180 000 ha) (Piton, 2021). En effet, le pin maritime est très présent (en volume de bois sur pied par hectare) dans le Sud-Ouest, tandis que le douglas et l'épicéa commun le sont plus dans le Massif central et l'Est de la France (IGN, 2021) ;
- les forêts feuillues à caractère planté représentent environ 400 000 ha (Du Puy et al., 2017 ; Piton, 2021). Elles se localisent principalement dans la moitié nord de la France (Figure 1.1-8), à une altitude inférieure à 800 m (Du Puy et al., 2017). Après le peuplier cultivé, principale essence feuillue plantée (> 150 000 ha), la seconde essence feuillue est le chêne sessile (< 50 000 ha) (Du Puy et al., 2017).

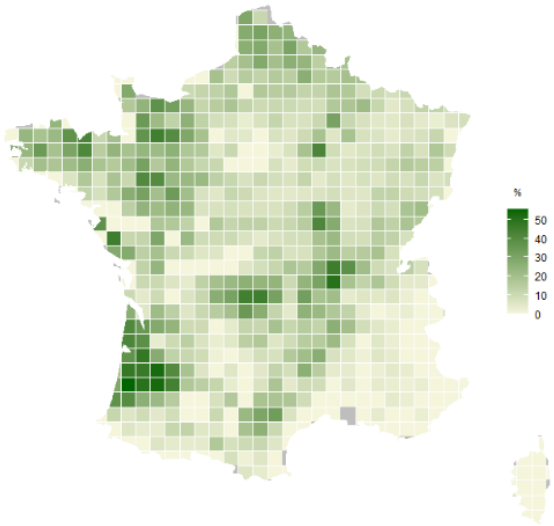


Figure 1.1-7 : Carte par maille de la proportion de forêts présentant un caractère planté : dans chaque maille de 35km de côté, la surface de forêt présentant un caractère planté est rapportée à la surface totale de forêt de production, données 2007-2018 (source : Piton, 2021)

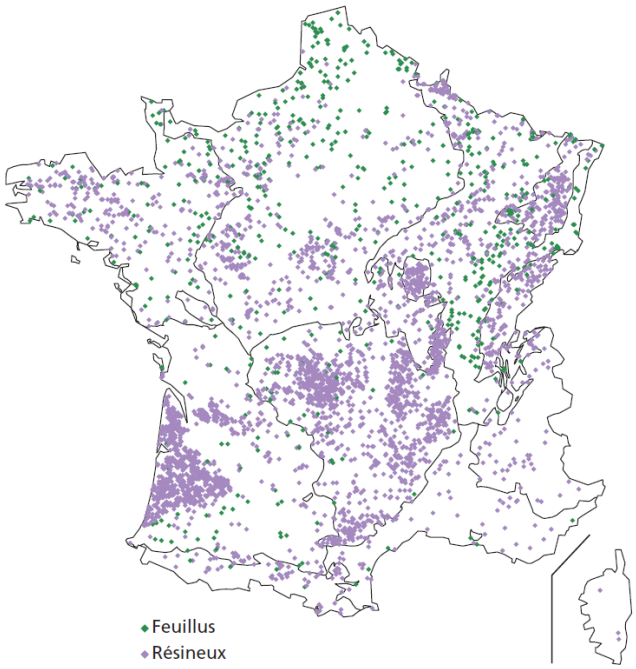


Figure 1.1-8 : Localisation des forêts à caractère planté par groupe d'essence (source : Du Puy *et al*., 2017)

1.4.2.2.2 Des disparités temporelles

Sur la période du FFN (1946-1999) des données sur les surfaces plantées annuellement sont disponibles. Toutefois, les surfaces plantées sont en réalité supérieures car une partie s'est fait sans recours aux aides publiques.

Les surfaces mises en boisement par le FFN concernent les extensions forestières (boisement de landes ou de terres abandonnées par l'agriculture). Les surfaces de reboisement aidées par le FFN concernent certaines plantations forestières (de renouvellement artificiel ou de transformation) ainsi que la reconstitution forestière. Le reboisement représentait environ 60 % des plantations (de Rochebouet, 1987 ; Legay *et* Le Bouler, 2014 ; Du Puy *et al*., 2017). Sur la période du FFN, on observe une fluctuation sur les surfaces aidées annuellement par le FFN (Figure 1.1-9) :

- une **moyenne de 55 000 ha/an entre 1949 et 1967** avec un pic de près de **70 000 ha/an en 1949** ;
- une **décroissance continue entre 1967 et 1999** pour finir en dessous de **20 000 ha/an en 1999**, dernière année du FFN.

La diminution progressive des surfaces plantées dans le cadre des aides du FFN peut s'expliquer par plusieurs crises qui ont frappé la France (événements de mai 1968 qui déstabilisent l'État ; crise de la filière bois en 1983 ; crise économique de 1993 affectant la filière bois), la raréfaction des surfaces à boiser, et enfin la modification des modalités d'aides du FFN et du budget de l'État à partir 1970 (Legay *et* Le Bouler, 2014 ; Du Puy *et al*., 2017).

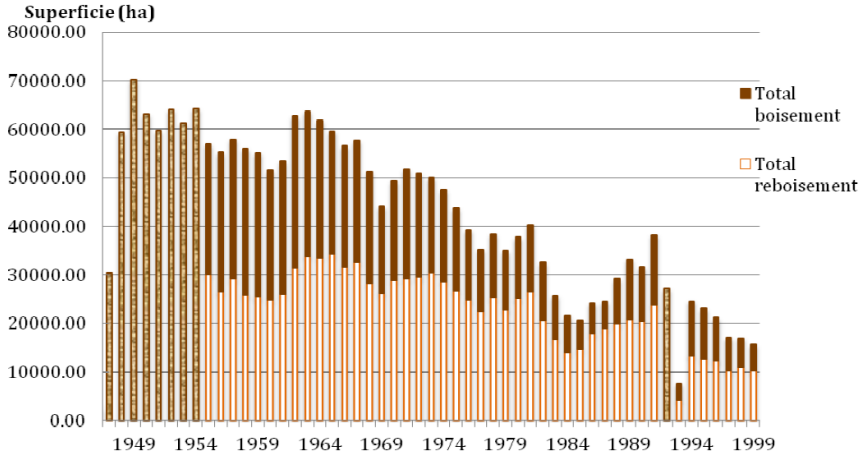


Figure 1.1-9 : Superficies de plantation aidées par le FFN entre 1947 et 1999 (source : Legay et Le Bouler, 2014). Le détail des années 1947 à 1954 est manquant car les rapports annuels ne mentionnent pas de distinctions entre le boisement et le reboisement.

Si l'on s'intéresse à présent aux surfaces plantées pour la période 2000-2020 nous n'avons pas trouvé de données complètes à ce sujet dans la bibliographie. Toutefois, les relevés de l'inventaire forestier permettent d'estimer des surfaces plantées annuellement pour la période 2008-2020 (Figure 1.1-10). Les surfaces mentionnées ci-dessous sont à prendre avec précaution car il y a un intervalle de confiance compris entre 25 % et 31 % selon les années. Malgré les incertitudes, ces données permettent d'avoir une idée des surfaces plantées annuellement. En moyenne sur la période 2008-2020, ce sont 40 000 ha/an à caractère planté de moins de 5 ans qui sont recensés par l'inventaire forestier. On remarque par ailleurs que l'évolution des surfaces semble suivre l'évolution des ventes de plants avec environ deux ans de « retard ». Étant donné le protocole d'échantillonnage de données, cela semble cohérent et ce laps de temps correspond au délai moyen entre l'année de plantation réelle et la campagne de l'inventaire forestier dans laquelle elle sera recensée. Si elles ne sont pas au même niveau que pendant l'âge d'or du FFN (> 60 000 ha/an), elles sont malgré tout reparties à la hausse suite aux tempêtes de 1999 et 2009. Ainsi, la moyenne de la dernière décennie correspond au double des surfaces plantées à la fin des années 1990 dans le cadre du FFN.

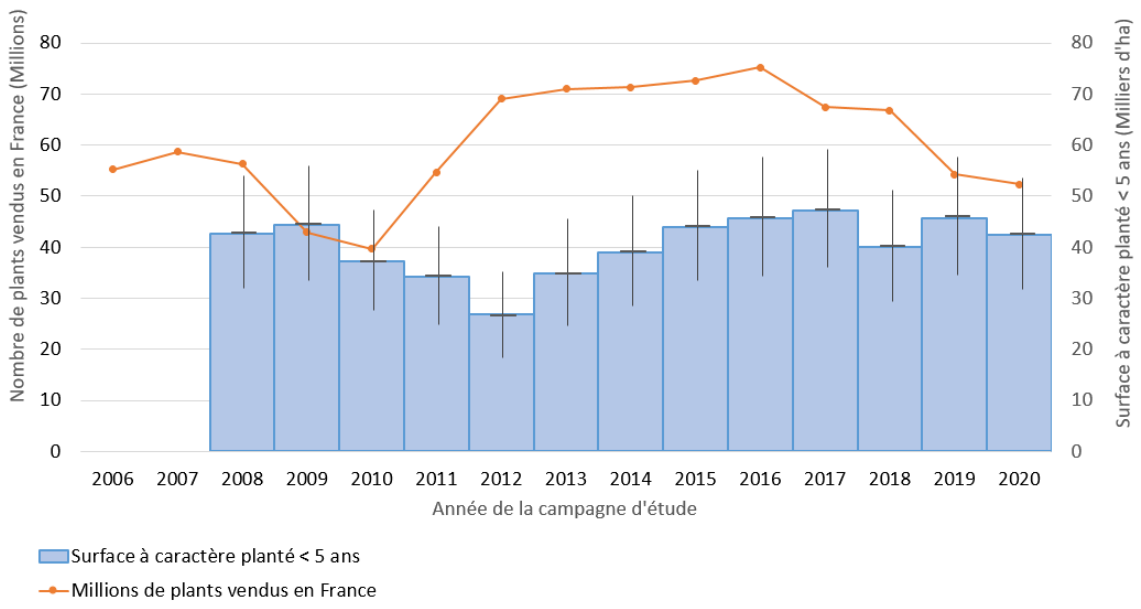


Figure 1.1-10 : Évolution de la commercialisation des plants et de l'estimation des surfaces plantées entre 2006 et 2020

1.4.2.3 Corrélation entre les aides à la plantation, les surfaces à caractère planté et les ventes de plants

En résumé, nous remarquons que les données entre les aides publiques à la plantation, les ventes de plants et les surfaces de plantation sont cohérentes. Il existe cependant un léger décalage dans le temps entre les ventes de plants et l'estimation de la surface par l'IGN. Ce décalage est lié à la méthode d'inventaire des surfaces qui engendre un délai entre la plantation et son recensement effectif dans l'inventaire (passage tous les 5 ans). Pour pallier ce délai, il faut comparer les surfaces de plantations pour une année N avec le nombre de plants vendus deux ans auparavant.

La diminution des surfaces plantées de 2008 à 2012 (de 43 à 27 000 ha) coïncident avec la fin du plan Chablis suite aux tempêtes de 1999. Cela est cohérent avec la diminution des ventes de plants entre 2006 et 2010 (passées de 55 à 40 millions).

À partir de 2013 les surfaces estimées par l'IGN sont en augmentation continue jusqu'en 2017, passant ainsi de 35 000 à 47 000 ha/an, soit 34 % d'augmentation. Cette augmentation est liée aux dégâts de la tempête Klaus de 2009 et la mise en place du plan Chablis pour aider à la reconstitution des forêts sinistrées du sud-ouest. Sur cette même période, les ventes de plants (2011-2015), augmentent également de 33 % (55 à 73 millions de plants). L'augmentation des surfaces ou des ventes de plants intervient quelques années après la tempête et le début du plan Chablis, car avant d'entamer la replantation les aides ont été utilisées pour nettoyer les parcelles sinistrées et construire des pistes forestières.

Actuellement, pour les années 2019 et 2020, nous avons le nombre de plants vendus, mais pas encore les surfaces de plantation estimées par l'IGN en 2021 et 2022. Néanmoins, à l'image du nombre de plants vendus sur ces deux années, les surfaces de plantation devraient diminuer de l'ordre de 15 à 20 %, cette baisse s'expliquant par la fin des aides à la reconstitution du massif landais suite à la tempête Klaus.

1.4.3 Analyse de la nature des essences utilisées pour les plantations forestières

Au cours de cette période tricennale 1990-2020, une évolution des essences utilisées est constatée. Cette évolution est liée, entre autres, à la fin de certaines aides directes de l'État, l'incertitude induite par le changement climatique et les accidents sanitaires rencontrés, sans que l'on puisse toutefois faire précisément la part des choses. Néanmoins, les essences peuvent être regroupées en trois grandes catégories :

- les essences actuellement moins attrayantes pour les plantations ;
- les essences stables ou en légère augmentation ;
- les « nouvelles » essences qui prennent une part de plus en plus importante dans les projets de reboisement.

Dans cette partie, un lien est fait avec les fiches conseils d'utilisation des MFR, qui constituent un état de l'art des connaissances sur les essences réglementées par le code forestier (Pierangelo *et al*., 2017). Dans le cadre du plan national d'adaptation au changement climatique 2011-2015, le ministère a confié à INRAE la mise en place d'un programme de révision continue des fiches conseils d'utilisations des MFR. Ces fiches existantes depuis 2003 ou les fiches créées pour de nouvelles essences, visent à prendre en compte les risques climatiques pesant sur les prochains cycles sylvicoles. Réalisées par espèce, ces fiches prennent en compte chaque zone d'utilisation, de manière à éviter la création ou le renouvellement à l'identique de peuplements incapables de se maintenir jusqu'au terme de la révolution. Elles permettent également d'engager préventivement l'utilisation des MFR susceptibles d'apporter une meilleure adaptation en contexte d'environnement changeant. Elles ont pour but de mettre à disposition des sylviculteurs et des reboiseurs les connaissances les plus actuelles issues de la recherche française et les recommandations qui en découlent. Ces conseils sont par ailleurs le support d'orientation des aides de l'État à l'investissement forestier pour le boisement et le reboisement (Pierangelo *et al*., 2017).

1.4.3.1 Des essences en difficultés face aux aléas aujourd'hui

Un certain nombre d'essences, comme le hêtre, l'épicéa commun, le sapin pectiné et le frêne ont été marquées par une diminution progressive des ventes de plants. Les besoins de reconstitution suite aux tempêtes de 1999, ont permis de stopper pendants quelques années cette baisse continue du nombre de plants vendus, initiée dès les années 1960. Malgré cela, ces essences rencontrant des difficultés d'adaptation face au changement climatique et/ou des problèmes sanitaires d'envergure, leurs ventes de plants continuent de régresser.

Le **hêtre** est la deuxième essence feuillue de reboisement en 1992 avec plus de sept millions de plants vendus. Elle est rétrogradée au cinquième rang en 2020. Sur la dernière décennie, la baisse progressive des ventes de plants est attribuable à plusieurs facteurs (ONF, 2007 ; Du Puy *et al.*, 2017) dont :

- la diminution des densités à la plantation à l'image de l'ensemble des feuillus (4 000 tiges/ha dans les années 1980 contre 1 500 tiges/ha à partir de 2010) ;
- les défauts de forme fréquents et nombreux en plantation ;
- la facilité des régénérations naturelles ;
- la sensibilité aux sécheresses et à la chaleur dans un contexte de changement climatique.

Concernant ce dernier point, un des principaux utilisateurs de plants de hêtre, à savoir l'ONF, a mis en garde contre ces risques dès 2007 (ONF, 2007). L'IGN estime à moins de 50 000 ha la surface de hêtre à caractère plantée sur le territoire national (Du Puy *et al.*, 2017).

L'**épicéa commun** était la première essence de reboisement en France en 1992, elle est la huitième essence en 2020 en nombre de plants vendus. Concernant les surfaces de plantations, elle est la troisième essence avec une surface estimée autour de 300 000 ha (Du Puy *et al.*, 2017). La première baisse notable, des ventes de plants, est liée à l'arrêt du FFN. Après des ventes annuelles de deux à quatre millions de plants entre 2000 et 2018, ses ventes chutent depuis 2019. Sa sensibilité à la sécheresse et à la canicule provoque des mortalités, des pertes de croissance et des arbres plus vulnérables aux aléas biotiques. Les attaques de scolytes, notamment le typographe (*Ips typographus*) constitue la problématique majeure de ces dernières années pour l'épicea : sur des arbres affaiblis par des stress hydriques, les scolytes accélèrent le phénomène de dépérissement. L'évolution du changement climatique et les exigences écologiques de l'épicéa poussent à déconseiller les plantations en zones de plaine (Gillette *et al*., 2020). Les zones pour lesquelles des plantations d'épicéa commun peuvent être recommandées sont aujourd'hui réduites aux zones montagnardes (> 1000 m d'altitude) et sous conditions entre 600 et 1000 m d'altitude. Après coupe, l'épicéa commun est désormais très fréquemment remplacé par une autre essence (notamment le douglas), le besoin en plants a par conséquent fortement diminué.

Le **sapin pectiné** était la 12e essence plantée en 1992 et il est en-deçà de la 20e place aujourd'hui. Cette espèce enregistre une baisse de 90 % du nombre de plants vendus entre 1992 et 2020. La surface à caractère plantée de cette essence en France est estimée à 80 000 ha par l'IGN (Du Puy *et al.*, 2017). Comme pour l'épicéa commun cette essence apparaît peu tolérante aux sécheresses et canicules estivales (Fady *et al*., 2022). Les épisodes de sécheresse subis depuis 2003 ont provoqué des dépérissements importants. Les zones en dessous de 600 m d'altitude sont aujourd'hui déconseillées à la plantation de sapin pectiné et une attention particulière est portée sur l'adéquation de la parcelle de plantation avec les besoins de l'essence en hygrométrie de l'air et du sol. De fait, sa zone d'utilisation potentielle et par conséquent le besoin en plants sont réduits.

Le **frêne commun** était la cinquième essence feuillue en 1992 avec 1,5 millions de plants vendus ; les ventes sont aujourd'hui quasiment nulles (≈ 10 000 plants en 2020). En 2017, l'IGN estimait les surfaces plantées en frêne à environ 30 000 ha (Du Puy *et al.*, 2017). L'émergence de la maladie de la chalarose du frêne, a provoqué en France depuis 2008 des dépérissements importants pouvant conduire à la mort des arbres (Delport *et al*., 2018). Devant l'ampleur de son expansion à travers l'Europe, puis la France, la filière s'est organisée autour d'un projet commun : CHALFRAX[416.] Les plantations de frêne commun sont fortement déconseillées sur la totalité du territoire métropolitain (Dowkiw *et al*., 2017), cela explique la chute drastique des ventes de plants depuis 2008.

1.4.3.2 Des essences qui se maintiennent

Pour de nombreuses essences, le nombre de plants vendus est moins important qu'en 1992, mais il reste à un niveau relativement constant ou croissant depuis les années 2000. Nous proposons de traiter ci-dessous quelques exemples d'essences offrant un débouché important pour la filière bois et représentant une part importante des reboisements en France.

Le **pin maritime**, le **douglas** et le **chêne sessile** sont fortement présents dans les plantations au début des années 1990, le sont toujours aujourd'hui et dominent le marché des plants forestiers. Ces dernières années, plus de 70 % des plants vendus en France concernent l'une de ces trois essences. Le pin maritime a vu son nombre de plants vendus augmenter suite aux modifications de techniques de reboisement (semis direct vers plantation) et aux nécessités de reconstitution après tempête. Le douglas retrouve en 2020 son niveau de production de plants des années 1990 (≈ 12 millions de plants)

[416] Voir ici : https://chalfrax.cnpf.fr/n/chalarose-comment-faire/n:2628

avec un creux en 2010 puis une demande en augmentation régulière. Le chêne sessile oscille entre 3 et 4 millions de plants depuis 2008.

Pour le pin à l'encens et l'épicéa de Sitka, sur la période 1992-2020 peu de ventes de plants sont enregistrées jusqu'en 2010, puis une augmentation significative des ventes s'est produite à partir de cette date. Ces deux essences, avec plus d'un million de plants vendus chacune en 2020 représentent 5 % des ventes en France :

- le **pin à l'encens** (pin taeda) est utilisé en reboisement dans le massif des Landes de Gascogne depuis les années 1980, offrant ainsi une alternative au pin maritime dans le massif landais (Alazard *et al*., 2020). Son utilisation a été stimulée une première fois suite à la tempête de décembre 1999 où il a démontré une bonne résistance au vent et une seconde fois de façon plus importante avec le programme d'aide à la reconstitution du massif landais suite à la tempête Klaus (2009). En 2020, elle est considérée comme la quatrième essence de reboisement pour le nombre de plants vendus ;
- l'**épicéa de Sitka** a été planté massivement en Bretagne dans les années 1960-1970 sous l'impulsion du FFN pour répondre à un besoin en bois important (Bastien *et al.*, 2017). À partir des années 2021, il profite d'une reprise des ventes de plants : la vente des bois matures à un prix intéressant a motivé les propriétaires à replanter après coupe rase, malgré quelques alertes concernant des problèmes sanitaires et un encouragement de la filière à une diversification.

Le **cèdre de l'Atlas** était déjà bien présent dans le paysage des plantations avant 1992 car soutenu par différents programmes de subvention dans les années 1970 et 1980, notamment par le FFN et dans le cadre de la restauration des terrains de montagne et en région méditerranéenne. Les ventes de plants pour cette essence représentaient en 1992 plus de 1,6 million de plants ; puis entre 1997 et 2017, les ventes étaient annuellement inférieures à 500 000 plants. Considéré comme ayant une bonne résistance à la sécheresse, il est identifié depuis quelques années pour les reboisements y compris hors région méditerranéenne dans le cadre de l'adaptation au changement climatique (Lefèvre *et al*., 2016). Les plantations repartent donc à la hausse avec plus de 870 000 plants vendus en 2020, soit 2 % des ventes.

Le **pin laricio de Corse** a été introduit massivement dans plusieurs régions de France (Sologne, Pays de la Loire, Normandie, etc.) (Fady *et al*., 2020a). Les peuplements de pin laricio sont impactés à partir des années 2010 (et surtout en 2015) par la maladie des bandes rouges. Cette maladie a d'abord fortement inquiété les reboiseurs puis les résultats du projet de recherche Dolar ont permis de quantifier les impacts du pathogène sur la mortalité et la baisse de croissance ; le pin laricio (de Corse et de Calabre) reste une essence de reboisement d'intérêt (Perret *et* Chartier, 2021). Ainsi, après une baisse des ventes entre 2013 et 2016, elles sont reparties à la hausse pour atteindre plus de 1,2 millions de plants vendus en 2020.

D'autres essences représentent moins de plants vendus (inférieures à 70 000 plants/an/essence) mais sont tout de même importantes à prendre en considération car elles permettent d'apporter de la diversification aux plantations. Il s'agit par exemple des chênes méditerranéens et des tilleuls.

1.4.3.3 Des essences qui ont le vent en poupe

De nouvelles essences, jusqu'ici pas ou très peu représentées dans les plantations ont fait leurs apparitions ces dernières années. Le plus souvent, ces essences sont étudiées et expérimentées à travers des projets de recherche visant à mieux connaître leur comportement et leur intérêt face au changement climatique. Elles se substituent généralement à des essences rencontrant des problèmes de dépérissement. Les essences ayant un attrait récent pour la plantation sont principalement : le

chêne pubescent, les pins de Salzmann et brutia et les sapins méditerranéens (Bornmuller et Céphalonie).

Le **chêne pubescent** connaît un certain engouement au cours de ces dernières années. Cette évolution a été stimulée par le projet CONQueth[417] qui a évalué le potentiel adaptatif de cette essence en remplacement des chênes pédonculé et sessile dans le Nord de la France dans le cadre du changement climatique (Girard *et al*., 2021, 2022). Si le nombre de plants a plus que doublé depuis 2003, il reste cependant encore modeste (170 000 plants vendus en 2020), soit en 21ème position des essences les plus vendues. Portée par le plan France Relance, l'augmentation des ventes de plants de chêne pubescent va se poursuivre. Ces trois dernières années, les récoltes de graines pour la production de plants ont été multipliées par dix.

Le **sapin de Bornmüller** est une essence qui présente plusieurs atouts majeurs face au changement climatique, notamment par sa résistance aux sécheresse et aux fortes chaleurs estivales (Fady *et al*., 2021). Il est considéré comme une sous espèce du sapin de Nordmann et doit être utilisé préférentiellement au sapin de Nordmann. Il est également le sapin méditerranéen le moins sensible aux gelées tardives. Les ventes de plants sont passées pour la première fois au-dessus des 100 000 plants en 2020 après une augmentation constante depuis le début des années 2000. Cependant des restrictions dans les conseils d'utilisation – liées au risque d'hybridation avec les sapins pectinés autochtones – pourraient limiter son expansion (Fady *et al*., 2021).

Le **pin de Salzmann** est une essence méditerranéenne considérée comme rustique et résistante à la sécheresse (Fady et al., 2020b). Jusqu'à présent, aucun dépérissement imputable aux conditions climatiques n'ayant été observé, ce pin pourrait constituer une essence de reboisement intéressante en alternative aux autres pins noirs malgré des qualités de forme et de branchaison inférieures. Concernant les ventes de plants, elles sont passées de moins de 10 000 plants par an avant 2017, à plus de 20 000 ces trois dernières années.

Le **pin brutia** est un pin méditerranéen résistant à la sécheresse et au froid (Fady *et al*., 2019). Il pourrait remplacer les pins noirs et le pin sylvestre, notamment dans les stations méditerranéennes de moyenne altitude. Avec des ventes de plants quasiment inexistantes avant 2019, il atteint 17 000 plants vendus en 2020 mais il est encore trop tôt pour savoir si ces ventes vont se confirmer. Elles resteront probablement limitées du fait de l'utilisation du pin brutia cantonnée à la région méditerranéenne (conseils d'utilisations).

Pour le moment, les ventes de plants de ces essences émergentes sont encore anecdotiques face au marché des plants de pin maritime, de douglas ou de chêne sessile, mais une tendance commence à se dessiner. En 2020, les quatre essences décrites ci-dessus représentaient près de 1 % des ventes de plants en France, contre 0,3 % en 2019 et moins de 0,1 % les années antérieures.

1.5 Besoins de recherche et pistes de recommandations

La plantation forestière en France est aujourd'hui en transition. Elle contribue à adapter les forêts face à des défis émergents multiples, afin d'assurer durablement sa multifonctionnalité. La dynamique des plantations est sous forte influence des décisions politiques européennes et françaises, notamment par les aides publiques à la plantation. Il y a fort à parier que le plan France Relance 2020, puis le plan France 2030 vont induire une hausse des plantations dans les prochaines années. Les premiers chiffres, non publiés, de la campagne de ventes de plants 2021 montrent déjà une très nette augmentation. En effet, avec le plan France Relance fin 2020, l'État a annoncé dédier 150 M€ pour engager le

[417] Capacité d'Occupation du Nord par les Quercus Thermophiles : https://www.cnpf.fr/nos-actions-nos-outils/focus-sur-quelques-projets/chene-pubescent-projet-conqueth

renouvellement forestier, l'objectif de ce plan étant d'adapter, régénérer ou reconstituer 45 000 ha de forêts, soit la plantation d'environ 50 millions d'arbres d'ici 2024. Cet effort est prolongé à horizon 2030 suite aux Assises de la forêt et du bois et aux incendies subis lors de l'été 2022, Emmanuel Macron a annoncé, le 28 octobre 2022, la plantation d'un milliard d'arbres d'ici 2030. Si les chiffres annoncés restent relativement modestes par rapport aux efforts du FFN, cela constitue le plus gros effort d'appui à la plantation depuis lors.

Au cours des prochaines décennies, les plantations forestières devront prendre en compte, de façon croissante, l'enjeu majeur que représente l'adaptation des forêts au changement climatique avec l'objectif de réduire les principaux risques forestiers, malgré les conflits sociétaux autour de cette pratique. Il conviendra notamment de considérer les conditions de réussite des reboisements, ainsi que de leur impact sur la biodiversité et sur le territoire (Leroy *et al*., 2021). Un point clé de l'adaptation des forêts plantées est la diversification des essences et des provenances pour favoriser leur résilience.

La revue de littérature effectuée ici montre que nous manquons d'études sur la connaissance des plantations : leur répartition, leur composition, leur succès, l'évolution des écosystèmes associés, etc.

Le temps imparti pour l'étude n'a pas permis d'aller plus loin ; cependant, les **archives liées aux aides de l'État pour le reboisement, ainsi que les archives de l'ONF et des pépiniéristes et reboiseurs pourraient être mobilisées pour approfondir les estimations de surfaces plantées, ainsi que leur composition et leur localisation**. Il y a un réel intérêt à **pouvoir suivre les plantations réalisées dans le cadre des plans France Relance et France 2030** dans leurs objectifs.

Par ailleurs, nous n'avons aujourd'hui aucune visibilité sur les plantations hors aides, les statistiques annuelles de ventes de plants. La traçabilité des plants s'arrête au fournisseur de ceux-ci et il pourrait être très intéressant d'avoir une **traçabilité jusqu'au lieu de plantation**. Cette thématique de la traçabilité fait actuellement débat à l'échelle de la Commission européenne dans le cadre la révision du Règlement européen sur les semences et plants[418]. Cela pourrait permettre d'avoir une **meilleure visibilité des plantations avec aide de l'État et hors aides de l'État** et de pouvoir analyser plus finement les **surfaces réellement plantées** ainsi que la **destination géographique des plants**. La chose est cependant complexe à mettre en œuvre.

Plusieurs programmes vont financer des actions de recherche et développement sur et pour la filière graines et plants dans les années à venir, dont :

- le programme issu de la fiche 2.9 des assises de la forêt et du bois « Produire des matériels forestiers de reproduction adaptés au climat futur » qui va notamment financer l'installation de nouveaux vergers à graines, l'optimisation du processus de classement des peuplements sélectionnés et le renforcement de la R&D sur et pour les MFR ;
- le Programme Prioritaire de Recherche « Forêts » de 50 M€ annoncé en novembre 2022 par le gouvernement. Il doit venir en soutien à la filière graines et plants forestiers et sera piloté par INRAE en lien avec le CNRS, le CIRAD et le GIP Ecofor.

1.6 Références bibliographiques

Alazard, P., Fraysse, J.-Y., Bailly, A., Ricodeau, N., Collin, E., 2020. Fiche conseil d'utilisation du pin à l'encens (Pinus taeda L.).

Arnould, B., Demolis, C., Douard, P., Meignien, X., 2016. La restauration des terrains en montagne (RTM) : Mise en œuvre de la politique de prévention des risques par les services RTM (No. CGEDD

[418] Voir ici : https://food.ec.europa.eu/plants/plant-reproductive-material/legislation/future-eu-rules-plant-and-forest-reproductive-material_en

n°010240-01 ; CGAER n°15061). Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie ; Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt.

Auricoste, I., de Comarmond, H., de Menthière, C., 2021. Compensations environnementale, forestière et collective agricole : évaluation et mise en cohérence (No. CGEDD n°013246, CGAAER n°20013). CGEDD, CGAAER.

Barthod, C., 2001. La réforme des financements publics aux investissements forestiers. Revus forestière française 53, 9–28. https://doi.org/10.4267/2042/5800

Bastien, J.-C., Ricodeau, N., Collin, E., 2017. Fiche conseil d'utilisation de l'épicéa de Sitka (Picea sitchensis Carr.).

Cinotti, B., 1996. Évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle. Revue Forestière Française 48, 547–562. https://doi.org/10.4267/2042/26776

Croisel, J., 2007. L'évaluation des politiques forestières : le cas du Plan Chablis dans le département des Vosges (Sciences humaines et sociales). ENGREF (AgroParisTech), Nancy.

de Galbert, M., Magrum, M., Morin, G.-A., 2015. Valorisation agricole et forestière de l'espace (No. CGAAER n° 14064). CGAAER.

de Rochebouet, H., 1987. Le Fonds forestier national a 40 ans : Le reboisement. RFF numéro spécial 1987, 10–18.

Dedinger, P., Bénézit, J.-J., 2020. Mesures fiscales DEFI forêt. Évaluation et propositions d'évolution (No. CGAAER N°19100). CGAAER.

Delion, D., 1986. A propos de la production des plants d'essences feuillues dans les pépinières forestières de 1974-75 à 1983-84. Revue forestières française XXXVIII, 517–529.

Delport, F., Druilhe, M., Husson, C., Marçais, B., Goudet, M., Bélouard, T., Saintonge, F.-X., Dowkiw, A., Bartela, C., Negrignat, C., Baumeister, M., et al, 2018. Dossier : Chalfrax, programme de gestion nationale des frênaies face à la chalarose. Forêt entreprise 243, 16–60.

Dowkiw, A., Husson, C., Cano, B., Ricodeau, N., Pierangelo, A., 2017. Fiche conseil d'utilisation du frêne commun (Fraxinus excelsior L.).

Du Puy, S., Derrière, N., Wurpillot, S., 2017. La forêt plantée en France : état des lieux. L'IF, La feuille de l'inventaire forestier IGN 40, 1–16.

Escande-Vilbois, S., Dedinger, P., 2021. Impact des scolytes sur le budget des communes forestières dans l'Est de la France et adaptation de la gestion des forêts communales au changement climatique (No. IGA n°21010-R et CGAAER n°21023). Inspection générale de l'administration et Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux.

Fady, B., Martin, N., Pichot, C., Ricodeau, N., 2019. Fiche conseil d'utilisation du pin brutia (Pinus brutia Ten.).

Fady, B., Perret, S., Ricodeau, N., Pierangelo, A., 2020a. Fiche conseil d'utilisation de pin laricio (Pinus nigra var. corsicana (Loudon) Hyl. et Pinus nigra var. calabrica (Loudon) C.K.Schneid.).

Fady, B., Perret, S., Ricodeau, N., Pierangelo, A., 2020b. Fiche conseil d'utilisation du pin de Salzmann (Pinus nigra subsp. Salzmannii (Dunal) Franco.

Fady, B., Scotti-Saintagne, C., Fornes, N., 2022. Fiche conseil d'utilisation du Sapin pectiné (Abies alba Mill.).

Fady, B., Scotti-Saintagne, C., Fornes, N., Pierangelo, A., Ricodeau, N., 2021. Fiche conseil d'utilisation du sapin de Bornmüller (Abies bornmuelleriana Mattf.).

FAO, Commission on genetic ressources for food and agriculture, 2014. State of the World's Forest Genetic Resources. Rome.

Gadant, J., 1996. Quand l'écologie devient nuisance. Revue Forestière Française XLVIII, 403–415.

Gadant, J., 1987. Le Fonds forestier national a 40 ans : Quarante ans au service de la forêt française. RFF numéro spécial 1987, 10–18.

Gillette, M., Saintonge, F.-X., Ricodeau, N., Pierangelo, A., 2020. Fiche conseil d'utilisation de l'épicéa commun (Picea abies (L.) Karst).

Ginisty, C., Ruchaud, F., Baud, S., Guinaudeau, F., 1998. Enquête sur la réussite des boisements, reboisements et améliorations réalisés avec l'aide du Fonds forestier national et du Budget de l'État (période 1973-1988)- Synthèse nationale. AFOCEL et Cemagref.

Girard, S., Weben, C., Brusten, T., Ducousso, A., Fornes, N., Pierangelo, A., 2022. Fiche conseil d'utilisation du chêne pubescent (Quercus pubescens Willd.).

Girard, S., Weben, C., et al, 2021. Dossier : Le chêne pubescent à la CONQueTh du Nord. Forêt entreprise 261, 18–49.

Guitton, J.-L., Riou-Nivert, P., 1987. Le Fonds forestier national a 40 ans : Reboisement et sylviculture des résineux. RFF numéro spécial 1987, 56–67.

IGN, 2021. Etat et évolution des forêts françaises métropolitaines. Indicateurs de gestion durable 2020 (Rapport 307 p. https://foret.ign.fr/IGD/).

IGN, 2017. La forêt plantée en France : Etats des lieux. L'IF, La feuille de l'Inventaire Forestier National IGN 40.

IGN, n.d. Évaluation des dégâts de la tempête Klaus.

Inventaire forestier national, 2003. Les tempêtes de décembre 1999 - Bilan national et enseignements. L'IF 2, 1–8.

Lavarde, P., Attali, C., Fradin, G., de Menthière, C., Dereix, C., 2013. Vers un filière intégrée de la forêt et du bois (No. CGAAER n°12163). Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie ; Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt ; Ministère du redressement productif.

Le Chatelier, X., 1967. Le financement du bois par le F.E.O.G.A. RFF 680–687. https://doi.org/10.4267/2042/24858

Lefèvre, F., Courbet, F., Ripert, C., Ricodeau, N., Pierangelo, A., 2016. Fiche conseil d'utilisation du cèdre de l'Atlas (Cedrus atlantica Manetti).

Legay, M., Le Bouler, H., 2014. Projet NOMADES - Fascicule 1 : Éléments d'histoire et de répartition géographique des essences forestières introduites en France métropolitaine. ONF et CNBF.

Leroy, M., Bontemps, J.-D., Brahic, E., Dupouey, J.-L., Forget, P.-M., Garcia, S.S., Gond, V., Lengefeld, A.N.K. von, Landmann, G., Morin, X., Pélissier, R., Picard, N., Marty, P., 2021. Quels besoins de connaissances pour le futur des forêts en France ? Au-delà du plan de relance. Revue forestière française 73, 7. https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.4992

Métro, A., 1975. Dictionnaire forestier multilingue : Terminologie forestière (Sciences forestières, technologie, pratiques et produits forestiers) - Version française, N°2. ed, Collection de terminologie forestière multilingue. Association Française des eaux et forêts Conseil international de la langue française.

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020. Plan de Relance - Appel à manifestation d'intérêt - Aider la forêt à s'adapter au changement climatique pour mieux l'atténuer. Volet "Renouvellement forestier".

Moreau, F., Piveteau, V., 2022. Le développement de la contractualisation dans la filière forêt-bois (No. CGAAER n°21081-P). Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation - CGAAER.

Office national des forêts Direction technique, 2007. Gestion des hêtraies dans les forêts publiques françaises, Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-serie n°2. ed.

Perret, S., Chartier, M., 2021. Dossier : Le pin laricio, toujours d'actualité : résultats du programme Dolar. Forêt entreprise 259.

Perron, D., 2021. La forêt française Une histoire politique, l'aube. ed.

Pierangelo, A., Bouillon, P., Brando, J., Chauvin, J., Girard, S., Guibert, M., Desprez-Loustau, M.-L., Porquet, I., Ricodeau, N., Riou-Nivert, P., Roman-Amat, B., 2017. Ressources génétiques forestières : Conseils d'utilisation des matériels forestiers de reproduction - Document d'accompagnement des fiches espèces.

Piton, B., 2021. 4.2. Caractère naturel des forêts, in: État et Évolution Des Forêts Françaises Métropolitaines - Indicateurs de Gestion Durable 2020. pp. 178–182.

Piton, B., Benest, F., Caroulle, F., Cuny, H., Gosselin, M., Montagné-Huck, C., Nicolas, M., Rocquencourt, A., 2021. État et évolution des forêts françaises métropolitaines - Synthèse des indicateurs de gestion durable 2020, IGN Institut national de l'information géographique et forestière. ed.

Roman-Amat, B., 1983. A propos de la production dep lants résineux dans les pépinières françaises entre 1974 et 1982. Bulletin d'information du CEMAGREF 307–308, 47–56.

Steinmetz, G., 1987. Le Fonds forestier national a 40 ans : Les reboisements feuillus, évolution au cours de la dernière décennie. RFF numéro spécial 1987, 10–18.

Thivolle Cazat, A., Ginisty, C., 2001. Enquête sur les travaux de boisement, reboisement et d'amélioration forestière aidés par l'Etat en région méditerranéenne (période 1980 - 1995). Rapport final. AFOCEL et Cemagref.

1.7 Annexes

Annexe 1.1-1 : Liste des essences enquêtées en 2020

Résineux	
Réglementés	
Nom commun	**Nom botanique**
Cèdre de l'Atlas	Cedrus atlantica
Cèdre du Liban	Cedrus Libani
Douglas vert	Pseudotsuga menziesii
Epicéa commun	Picea abies
Epicéa de Sitka	Picea sitchensis
Mélèze d'Europe	Larix decidua
Mélèze de Sibérie	Larix sibrica
Mélèze du Japon	Larix kaempferi
Mélèze hybride	Larix x eurolepis
Pin à encens	Pinus taeda
Pin brutia	Pinus brutia
Pin cembro	Pinus cembra
Pin d'Alep	Pinus halepensis
Pin de Bosnie	Pinus leucodermis
Pin de Monterey	Pinus radiata
Pin de Salzmann	Pinus nigra Arn. ssp salzmannii
Pin des Canaries	Pinus canariensis
Pin laricio de Calabre	Pinus nigra var. calabrica
Pin laricio de Corse	Pinus nigra var. corsicana
Pin maritime	Pinus pinaster
Pin noir d'Autriche	Pinus nigra Arn. ssp nigra
Pin pignon	Pinus pinea
Pin sylvestre	Pinus sylvestris
Pin tordu	Pinus contorta
Sapin de Bornmuller	Abies bornmuelleriana
Sapin de Céphalonie	Abies cephalonica
Sapin de Vancouver	Abies grandis
Sapin pectiné	Abies alba
Sapin pinsapo	Abies pinsapo
Hors réglementation	
Cryptomère du Japon	Cryptomeria japonica
Cyprès commun	Cupressus sempervirens
Pin à crochets	Pinus uncinata
Pin Weymouth	Pinus strobus
Sapin de Nordmann	Abies nordmanniana
Sapin noble	Abies procera
Séquoia toujours vert	Sequoia sempervirens
Thuya géant	Thuya plicata
Tsuga de Californie	Tsuga heterophylla

Feuillus	
Réglementés	
Nom commun	**Nom botanique**
Alisier torminal	Sorbus torminalis
Aulne à feuilles en cœur	Alnus cordata
Aulne blanc	Alnus incana
Aulne glutineux	Alnus glutinosa
Bouleau pubescent	Betula pubescens
Bouleau verruqueux	Betula pendula
Charme	Carpinus betulus
Châtaignier	Castanea sativa
Chêne chevelu	Quercus cerris
Chêne liège	Quercus suber
Chêne pédonculé	Quercus robur
Chêne pubescent	Quercus pubescens
Chêne rouge	Quercus rubra
Chêne sessile	Quercus petraea
Chêne vert	Quercus ilex
Cormier	Sorbus domestica
Encalyptus Gundal	Eucalyptus gunnii x dalrympleana
Erable champêtre	Acer campestre
Erable plane	Acer platanoides
Erable sycomore	Acer pseudoplatanus
Frêne commun	Fraxinus excelsior
Frêne oxyphylle	Fraxinus angustifolia
Gommier à cidre	Eucalyptus gunnii
Gommier bleu	Eucalyptus globulus
Hêtre	Fagus sylvatica
Merisier	Prunus avium
Noyer hybride	Juglans major x regia
Noyer hybride	Juglans nigra x regia
Noyer noir d'Amérique	Juglans nigra
Noyer royal	Juglans regia
Peuplier noir	Populus nigra
Pommier sauvage	Malus sylvestris
Robinier faux-acacia	Robinia pseudoacacia
Tilleul à grandes feuilles	Tilia platyphyllos
Tilleul à petites feuilles	Tilia cordata
Tremble	Populus tremula
Hors réglementation	
Aliser de Fontainebeau	Sorbus latifolia
Alisier blanc	Sorbus aria
Bourdaine	Rhamnus frangula
Néflier	Mespilus germanica
Orme	Ulmus sp.
Poirier sauvage	Pyrus pyraster
Saule blanc	Salix alba
Saule fragile	Salix fragilis
Sorbier des oiseleurs	Sorbus aucuparia
Tulipier de Virginie	Liriodendron tulipifera

Annexe 1.1-2 : Liste des essences enquêtées en 1992

Résineux	
Nom commun	**Nom botanique**
Cèdre de l'Atlas	Cedrus atlantica
Cyprès commun	Cupressus sempervirens
Douglas vert	Pseudotsuga menziesii
Epicéa commun	Picea abies
Epicéa de Sitka	Picea sitchensis
Mélèze d'Europe	Larix decidua
Mélèze du Japon	Larix kaempferi
Pin d'Alep	Pinus halepensis
Pin laricio de Calabre	Pinus nigra var. calabrica
Pin laricio de Corse	Pinus nigra var. corsicana
Pin maritime	Pinus pinaster
Pin noir d'Autriche	Pinus nigra Arn. ssp nigra
Pin sylvestre	Pinus sylvestris
Sapin de Nordmann	Abies nordmanniana
Sapin de Vancouver	Abies grandis
Sapin pectiné	Abies alba
FEUILLUS	
Chêne pédonculé	Quercus robur
Chêne rouge	Quercus rubra
Chêne sessile	Quercus petraea
Erable sycomore	Acer pseudoplatanus
Frêne commun	Fraxinus excelsior
Hêtre	Fagus sylvatica
Merisier	Prunus avium
Noyer hybride	Juglans sp.

Annexe 1.1-3 : Tableau des moyennes des ventes de plants pour les principales essences

essence	1992/1995 (4 ans)	1996/2000 (5 ans)	2001/2005 (5 ans)	2006/2010 (5 ans)	2011/2015 (5 ans)	2016/2020 (5 ans)
alisier blanc	nc	nc	nc	18 464	11 318	12 760
alisier torminal	nc	nc	nc	114 300	96 257	85 034
aulne à feuilles en cœur	nc	nc	nc	67 206	57 194	18 098
aulne glutineux	nc	282 560	302 932	206 869	203 493	165 221
bouleau verruqueux	nc	nc	nc	103 378	121 343	130 997
bourdaine	nc	nc	nc	nc	nc	37 502
cèdre de l'Atlas	1 104 975	403 840	259 923	305 291	319 722	593 613
charme	nc	nc	nc	457 330	521 169	345 019
châtaignier	nc	521 520	445 675	316 238	253 413	275 282
chêne chevelu	nc	nc	16 386	18 964	11 720	8 960
chêne liège	nc	nc	nc	9 924	8 894	6 360
chêne pédonculé	3 048 600	1 658 260	1 184 288	695 944	444 601	457 329
chêne pubescent	nc	nc	nc	39 442	38 412	70 813
chêne rouge	2 939 100	1 470 380	997 497	575 725	376 497	469 977
chêne sessile	7 306 000	4 681 240	4 724 736	4 092 729	3 599 647	3 651 338
chêne vert	nc	nc	nc	37 497	19 850	17 078
cormier	nc	nc	37 727	39 483	47 589	41 688
douglas vert	9 915 975	6 849 280	7 749 635	6 289 918	7 849 883	10 872 854
épicéa commun	10 586 350	4 270 840	3 251 420	2 098 116	2 338 980	1 792 747
épicéa de Sitka	518 050	336 860	279 874	363 690	836 565	1 085 737
érable champêtre	nc	nc	236 773	225 896	199 973	88 977
érable plane	nc	nc	85 270	70 053	46 519	52 173
érable sycomore	1 200 075	794 440	581 701	400 233	228 142	182 555
frêne commun	1 483 275	697 540	449 475	289 566	107 304	20 111
gommier à cidre	nc	nc	nc	nc	nc	16 447
hêtre	5 377 700	3 431 280	2 334 604	1 315 164	725 940	481 568
mélèze d'Europe	1 388 350	831 740	1 194 589	1 031 380	918 494	878 742
mélèze du Japon	136 075	102 900	134 977	101 909	133 953	54 805
mélèze hybride	nc	108 340	193 401	166 762	512 218	858 848
merisier	1 225 575	549 320	468 912	359 365	229 990	137 896
néflier	nc	nc	nc	nc	nc	17 724
noyer hybride	nc	nc	nc	nc	40 711	27 622
noyer noir d'Amérique	nc	39 220	13 939	13 170	8 021	10 940
noyer royal	nc	87 360	55 603	106 103	35 366	18 312
pin à crochets	nc	318 750	39 390	30 960	19 841	18 696
pin à encens	nc	40 280	930 814	545 225	1 316 920	1 812 401
pin brutia	nc	nc	nc	95	224	4 176
pin d'Alep	148 450	65 680	32 114	15 574	4 443	7 095
pin de Salzmann	nc	nc	nc	2 132	8 132	17 558
pin laricio de Calabre	744 175	529 600	200 850	183 923	97 460	222 789
pin laricio de Corse	5 270 825	3 137 580	2 356 352	1 737 455	1 018 439	883 755
pin maritime	10 585 875	9 517 660	17 420 614	23 779 421	40 798 829	33 915 428
pin noir d'Autriche	1 572 600	568 000	304 018	168 965	90 738	107 006
pin pignon	nc	124 640	52 783	27 871	5 578	7 757
pin sylvestre	2 414 700	1 253 320	1 010 025	909 621	800 392	620 707
poirier sauvage	nc	nc	29 045	51 611	46 172	35 316
pommier sauvage	nc	nc	nc	56 858	39 601	7 416
robinier faux-acacia	nc	nc	nc	694 541	741 116	675 681
sapin de Bornmuller	nc	nc	nc	7 340	15 204	54 715
sapin de Nordmann	1 532 925	1 176 100	1 031 209	1 556 173	1 604 098	1 137 868
sapin de Vancouver	572 200	423 980	282 251	178 243	174 678	104 843
sapin noble	nc	nc	34 740	81 738	77 298	44 631
sapin pectiné	1 250 125	583 100	501 911	304 345	227 094	166 915
saule blanc	nc	nc	nc	nc	nc	14 523
Séquoia toujours vert	nc	nc	nc	nc	nc	43 274
sorbier des oiseleurs	nc	nc	22 878	40 823	33 027	36 106
thuya géant	nc	nc	nc	nc	nc	33 791
tilleul à petites feuilles	nc	nc	48 733	33 553	35 839	45 870

Essence hors code forestier
nc = non connu

Volet 2 | Thème 1. Approvisionnement en graines et plants forestiers

Question 2. Quels sont les freins pour disposer du matériel de reproduction nécessaire à la réalisation des futures plantations ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 584
2.2 Définitions 586
2.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées 586
2.4 Réponses à la question posée 586
2.4.1 Le besoin en matériels forestiers de reproduction évolue selon de nouveaux paradigmes 586
2.4.2 La France dispose de ressource de matériels forestiers de reproduction variées mais actuellement assez peu valorisées dans leur diversité 588
2.4.2.1 Le potentiel de production de MFR peut se révéler insuffisant en raison d'un déficit de surface de peuplements classés ou de vergers à graines (mélèze d'Europe, douglas, etc.) 589
2.4.2.2 Des problèmes phytosanitaires survenus récemment affectent significativement le potentiel de fructification des arbres : exemple de la punaise américaine sur le pin maritime 590
2.4.2.3 Les aléas de floraison peuvent induire des déficits conjoncturels d'approvisionnement en MFR, surtout pour les essences dont les semences ne se conservent pas durablement (chênes, cèdre de l'Atlas, etc.) 590
2.4.2.4 Il faut aussi prendre en compte les évolutions spontanées et non anticipées de la demande : exemple du chêne pubescent et de nombreuses autres espèces envisagées en accroissement dans le cadre du plan France Relance 591
2.4.3 Les opérateurs de la filière MFR sont-ils en capacité de faire face aux évolutions de la production ? 591
2.5 Conclusion et perspectives 593
2.6 Références bibliographiques 593
2.7 Annexes 593

Rédacteurs

Joël **Conche**, Office national des forêts, Direction des forêts et des risques naturels, Supt (39), France

Contributeur

Jean-Charles **Bastien**, INRAE, Orléans (45), France

2.1 Contexte et problématique

L'effort de boisement réalisé depuis la période de l'après-guerre jusqu'à la fin des années 1980 a été conséquent, puisqu'il se **vendait** alors en France – hors pin maritime, entre 100 et 120 millions de plants par an (voir « Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ? »). Ce niveau a brutalement chuté dans les années 1990 et a stagné à un seuil moyen proche de 30 millions de plants annuels sur les 20 dernières années.

Depuis 2020, dans le cas des parcelles sinistrées du fait des sécheresses à répétition et des attaques de scolytes, le renouvellement par plantation – en plein ou par enrichissement, doit souvent être envisagé comme une alternative à la régénération naturelle. De surcroît, il convient maintenant de prendre en compte les impacts du changement climatique, ce qui implique parfois, par endroits et après un diagnostic fin réalisé sur le terrain, de substituer par d'autres les espèces/provenances inadaptées aux futures conditions climatiques, voire déjà affectées par des problèmes phytosanitaires aigus (frêne, châtaignier, épicéa, hêtre, etc.)

Dans ce contexte, on peut légitimement penser que les besoins en plants, et donc en semences, vont s'accroître, mais à un rythme conditionné par les opportunités de financement. À très court terme, ils ont déjà augmenté suite à l'annonce, en septembre 2021, du lancement du volet forestier du plan France Relance, doté de fonds dédiés à la plantation **additionnelle** de 45 000 ha. Cette surface correspond à environ 50 millions de jeunes arbres, soit quasiment autant que l'utilisation de plants forestiers en France sur la saison 2019-2020. Pour répondre à ces enjeux de reboisement, les opérateurs de la filière des **matériels forestiers de reproduction (MFR)** (voir Figure 1.2-1) doivent parvenir à anticiper la demande exprimée concernant la quantité et la nature des espèces et des provenances et son évolution possible, et à organiser la fourniture des reboiseurs en MFR en conséquence (disponibilité des MFR en France et à l'étranger, temps de production, stockage, besoins en main d'œuvre, etc.)

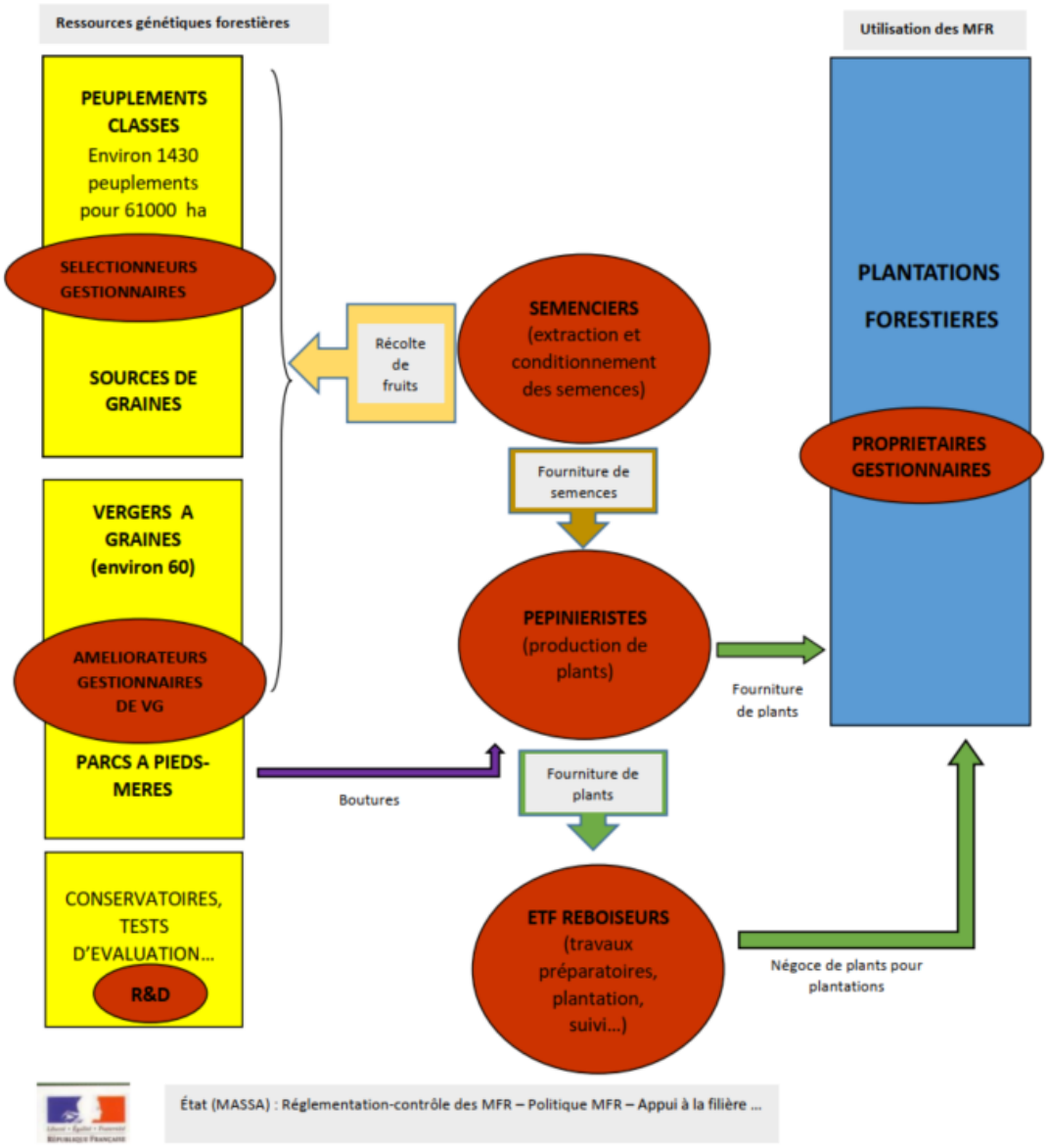


Figure 1.2-1 : Les opérateurs de la filière des Matériels forestiers de reproduction (MFR)

2.2 Définitions

Matériels forestiers de reproduction (MFR) : selon la Directive 1999/105/CE du Conseil de l'Union Européenne du 22 décembre 1999[419], *« par matériel de reproduction, on entend selon le cas :*

- *la semence (les cônes, infrutescences, fruits et graines destinés à la production de plants) ;*
- *les parties de plantes (les boutures de tiges, de feuilles et de racines, explants ou embryons destinés à la micropropagation, bourgeons, marcottes, racines, greffons, plançons et toute partie de plante destinés à la production d'un plant) ;*
- *les plants (les plantes élevées au moyen de semences, de parties de plantes ou les plantes provenant de semis naturels). »*

Verger à graines : cette même directive[420] définit le verger à graines comme *« une plantation de clones ou de familles sélectionnés, isolée ou gérée de manière à prévenir ou à réduire les pollinisations extérieures, et gérée de manière à produire des cultures de semences fréquentes, abondantes et aisément récoltées. »*

Enrichissement par plantation : les plantations d'enrichissement visent à garantir ou améliorer la production de bois d'œuvre de qualité, dans des parcelles jusqu'alors insuffisamment pourvues en espèces forestières d'avenir, comme les peuplements clairs, des régénérations incomplètes, des taillis dégradés, des peuplements spontanés ne comportant pas d'essences de valeur. Elles consistent à introduire, dans les endroits dégagés de la parcelle, des plants d'essences objectifs, généralement à croissance rapide. Les plantations d'enrichissement ont ainsi pour double objectif d'améliorer la valeur du peuplement et d'y restaurer ou maintenir la biodiversité.

2.3 Matériel et méthodes, moyens mobilisés, types d'analyse pratiquées

La filière française des MFR dispose de données statistiques sur les flux passés de semences ou de plants. Les producteurs (semenciers, pépiniéristes) sont enquêtés mais, en revanche, les plantations françaises ne sont pas recensées exhaustivement. En conséquence, cette filière ne dispose que de très peu d'indicateurs prospectifs et, lorsque ceux-ci existent, ils sont souvent très incomplets et difficilement exploitables.

Par ailleurs, la prise en compte des évolutions climatiques dans les projets de reconstitution forestière est récente et constamment évolutive. Aussi, l'analyse des problématiques de l'approvisionnement en semences et plants relève davantage de l'expertise que de l'analyse bibliographique. Pour autant, avec son nombre d'opérateurs très restreint, la filière MFR constitue le goulot d'étranglement pour l'approvisionnement en plants forestiers. En conséquence, les informations qu'elle détient sont assez aisément synthétisables pour établir une cartographie des préoccupations nationales.

2.4 Réponses à la question posée

2.4.1 Le besoin en matériels forestiers de reproduction évolue selon de nouveaux paradigmes

La qualité des MFR doit combiner la performance par la sélection dans un objectif d'amélioration de la qualité des arbres (vigueur, forme, etc.), ainsi que la diversité par l'emploi de toute la gamme des variétés ou des provenances disponibles pour chaque espèce, dans un souci d'adaptation aux contextes environnementaux variés des sites à planter, actuels et futurs.

[419] Consultable ici : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31999L0105
[420] *Ibid.*

Dans le contexte très évolutif des deux dernières saisons de plantation (2020-2021 et 2021-2022), lié en grande partie à l'annonce du volet forestier du plan France Relance, les producteurs de MFR, pépiniéristes ou semenciers, tentent tant bien que mal d'anticiper en amont l'évolution des besoins de plants exprimés par les gestionnaires et propriétaires forestiers. Pour y parvenir, ils disposent d'assez peu d'indicateurs qu'il faut rechercher auprès des grands donneurs d'ordre (ONF par exemple) ou *via* les éléments synthétisés par le ministère en charge de la forêt, concernant notamment les projets de boisement retenus dans le cadre de France relance.

Ces indicateurs seront peut-être consolidés pour la saison de plantation 2022-2023. Pour autant, les productions de MFR auront été initiées 2 à 3 ans plus tôt sur la base de tendances de fond, en grande partie influencées par l'analyse du comportement des essences vis-à-vis des changements climatiques.

Ces tendances se traduisent par un accroissement, une stabilité ou une réduction des commandes de plants par essence ou provenance enregistrées par les pépiniéristes. Par ailleurs, dans le cas de l'ONF, les récoltes de semences tiennent compte des besoins exprimés en amont dans l'objectif de la passation de contrats d'éducation de plants avec fourniture des semences aux pépiniéristes retenus.

Les évolutions des besoins en MFR par essence, évaluées à travers les commandes de plants ou de semences depuis 2020-2021 sont résumées dans le Tableau 1.2-1.

Tableau 1.2-1 : Evolution des besoins en MFR, évaluées à travers les commandes de plants ou de semences depuis 2020/2021

Evolution récente des besoins en MFR	Essences	Raison(s) identifiée(s)
En extinction	frêne commun	chalarose
En très forte baisse	épicéa commun	scolytes
En réduction sensible	sapin pectiné	dépérissements
	hêtre	
Stables	pin sylvestre	pas de progression identifiée voire probable régression à l'avenir (changements climatiques)
	mélèzes (Europe, hybride)	
	pin à l'encens	
	pin d'Alep, pin parasol	
	pin noir d'Autriche	
	érable sycomore	
	châtaignier	
	chêne pédonculé	
En augmentation	douglas	besoins de renouvellement forestier
	pin laricio (Corse et Calabre)	conjoncturel (peu plantés les années précédentes)
	pin maritime	impact des incendies de l'été 2022
	chênes méditerranéens (vert, liège, chevelu)	diversification
	chêne sessile	« valeur sûre »
	chêne rouge	conjoncturel
	érable plane	diversification, comportement vis-à-vis des changements climatiques
	fruitiers (alisier torminal, cormier, merisier, etc.)	

	tilleuls (petites feuilles et grandes feuilles)	
En très forte augmentation	cèdre de l'Atlas	adaptation changement climatique
	pin de Brutie	
	pin de Salzmann	
	sapins méditerranéens (Bornmueller, Céphalonie)	
	chêne pubescent	

Par ailleurs, les gestionnaires forestiers s'intéressent de plus en plus à la migration assistée *via* l'introduction de MFR issus de provenances déjà adaptées aux contextes pédoclimatiques plus méridionaux, voire parfois en limite d'aire naturelle. Ainsi, les demandes pour certains MFR de provenances plus méridionales (par exemple, QPE 362 - chêne sessile Gascogne) sont en très forte augmentation et ne peuvent être satisfaites compte-tenu des possibilités limitées par les faibles surfaces de peuplements sélectionnés adaptées aux besoins historiques.

Les tests de nouvelles essences exotiques (par exemple, calocèdre, liquidambar, etc.) réalisés dans un cadre d'un suivi expérimental sur de petites surfaces, se développent et nécessitent un approvisionnement préalable de semences auprès des opérateurs étrangers. Il doit tenir compte de l'aire de répartition géographique des essences.

Il faudra attendre la publication des statistiques d'utilisation des plants 2021-2022 pour quantifier précisément ces évolutions car elles reflèteront les tendances de la première saison de production *post* plan France Relance. Elles ont cependant déjà été prises en compte par les opérateurs semenciers dès l'annonce du volet forestier du plan France Relance. A titre d'exemple, les volumes de fruits récoltés en chêne pubescent ont été multipliés par neuf et ceux de cèdre par six par rapport à la période précédente.

2.4.2 La France dispose de ressource de matériels forestiers de reproduction variées mais actuellement assez peu valorisées dans leur diversité

Au total, 128 espèces d'arbres sont répertoriées à l'inventaire national métropolitain des ressources génétiques forestières[421]. Parmi celles-ci, 80 sont régulièrement produites dans les pépinières forestières françaises et inventoriées annuellement dans le cadre de l'enquête statistique. Pour autant, les flux de production par espèce ou par provenance sont évolutifs d'année en année, ce qui n'exclut pas les pénuries ou excédents pour tel ou tel MFR.

En outre, la réglementation sur les MFR concerne 67 essences[422], qui se déclinent en quatre catégories principales :

- « Testée » (vergers à graines le plus souvent mais aussi clones voire quelques peuplements) : la supériorité de certains caractères améliorés (vigueur, résistance, débourrement, etc.) a été démontrée par les tests d'évaluation ;
- « Qualifiée » (vergers à graines) : la supériorité de certains caractères améliorés (vigueur, résistance, débourrement, etc.) est supposée mais n'est pas démontrée par les tests d'évaluation ;
- « Sélectionnée » (peuplements) : la supériorité est supposée compte tenu de la qualité phénotypique des peuplements récoltés ;

[421] À consulter ici : https://agriculture.gouv.fr/linventaire-national-des-ressources-genetiques-forestieres

[422] La liste des espèces réglementées, provenance et matériels de base forestiers est consultable ici : https://agriculture.gouv.fr/fournisseurs-especes-reglementees-provenances-et-materiels-de-base-forestiers

- « Identifiée » (sources de graines) : l'information est limitée à l'origine géographique.

Les pépiniéristes forestiers proposent également des plants concernant des essences qui ne relèvent pas de la règlementation sur les MFR (par exemple, sapin de Nordmann, pin à crochets, poirier sauvage, etc.)

L'Annexe 1.2-1 donne plus de précisions sur la situation actuelle des ressources de MFR en France.

D'après les statistiques 2020-2021 publiées par le ministère en charge de la forêt, 62 % des plants forestiers produits en France sont des douglas et des pins maritimes issus de variétés forestières améliorées, constituées d'une quinzaine de vergers à graines. Les deux principaux chênes blancs représentent 8,6 % de la production de plants. Le reste des plants produits, soit seulement environ 29 % du total, se répartit entre 76 espèces, elles-mêmes déclinées en plus de 250 régions de provenance ou vergers à graines.

Fort de ce constat, il est crucial de rappeler que les pépinières forestières n'ont pas la capacité de proposer la gamme complète des MFR en toutes circonstances. De fait, on constate que certains approvisionnements en MFR sont déjà aujourd'hui en tension. Il convient cependant de mettre en perspective ces difficultés, dont on peut identifier plusieurs causes.

2.4.2.1 Le potentiel de production de MFR peut se révéler insuffisant en raison d'un déficit de surface de peuplements classés ou de vergers à graines (mélèze d'Europe, douglas, etc.)

Cette difficulté peut être liée aux limites pour sélectionner de nouvelles ressources répondant aux critères prédéfinis (pin de Salzmann par exemple), ou à des causes phénologiques (par exemple, le gel des fleurs, récurent sur le verger à graines de mélèze d'Europe du Theil) ou tout simplement en raison du vieillissement du parc de vergers à graines français.

La Section « Arbres Forestiers » du Comité Technique Permanent de la Sélection (CTPS) est une instance consultative pour le ministère en charge de la forêt. Elle a été mandatée pour rédiger une feuille de route de la production de MFR pour l'adaptation et le renouvellement des peuplements forestiers. Dans le cadre de ce travail, chaque essence a été passée au crible afin de définir les priorités en matière de sélection de peuplements ou de programmation de nouveaux vergers à graines, en tenant compte de la prévision d'évolution des besoins, de la capacité de production actuelle et future des vergers à graines et des peuplements sélectionnés, des contraintes de production (dont la récolte des fruits) inhérentes à chaque espèce, des opportunités de nouvelles sélections selon les paradigmes actuels ou évolutifs.

Figure également parmi les leviers identifiés par cette Section du CTPS pour répondre à une demande en MFR croissante en quantité et en diversité, la **transformation de dispositifs expérimentaux en sources de graines**. La conversion d'un dispositif expérimental en source de production de MFR peut constituer en effet une valorisation d'un travail de long terme réalisé par les instituts de R&D en devenant le point d'aboutissement d'une expérimentation souvent unique en son genre par la nature de l'espèce (souvent « secondaire »), la nature du *pool* génétique (parfois d'acquisition difficile) ou la nature du site (éventuellement atypique) dans lequel cette expérimentation a été mise en place. Cette conversion présente plusieurs avantages, dont les principaux sont les suivants :

- la conversion d'un dispositif expérimental en source de production de MFR permet, sans investissement excessif, de mettre rapidement sur le marché des semences pour des essences « secondaires », pour lesquelles il n'existe pas (ou pas encore) de structure « conventionnelle » de production de graines. Cela peut concerner également des espèces « primaires » pour diversifier les sources de graines actuellement disponibles ;

- dans certains cas, notamment lorsque le dispositif est situé en station atypique – voire extrême pour l'espèce (par exemple, station d'altitude, en climat chaud et sec, en zone infectée), il est possible de mettre à profit la sélection naturelle pour produire de la semence d'une population localement mieux « adaptée » (*land race*) ;
- dans le cas de dispositifs multi-provenances, il est possible de tirer profit de la juxtaposition de populations qui naturellement peuvent être distantes géographiquement ou génétiquement afin de produire les semences d'une population synthétique, dotée d'une grande diversité génétique.

Dans le cadre d'un projet cofinancé par le ministère de l'Agriculture et de la Souveraineté alimentaire (MASA) et l'interprofession nationale France Bois Forêt, ce « levier » est actuellement exploré conjointement par quatre organismes de R&D (FCBA, INRAE, ONF et IDF) pour une vingtaine d'espèces forestières de diversification dans le contexte du changement climatique.

Parallèlement, INRAE (via l'unité EFNO de Nogent-sur-Vernisson) constate, selon la compilation des données statistiques annuelles, que 66 % des peuplements sélectionnés n'ont jamais fait l'objet de récolte au cours des dix dernières années. En conséquence, ce même organisme a entrepris un travail d'analyse commandé par le ministère en charge de la forêt et qui vise à appréhender les raisons de cet état de fait. Les conclusions de cette étude sont attendus prochainement et n'ont pas pu être traités dans le cadre de cette expertise.

Sans préjuger des restitutions définitives de l'ensemble des analyses prospectives précédemment citées, les premières tendances mettent en exergue le besoin de renouvellement du parc de vergers à graines français. Cette constatation n'est pas nouvelle et pour cette raison, des programmes de plantations de nouveaux vergers sont déjà activés (voir Annexe 1.2-1) et d'autres devraient les compléter à brève échéance selon un rythme guidé par les opportunités de leurs financements.

En parallèle, les révisions de classement de peuplements sélectionnés s'inscrivent déjà dans la continuité et sont guidées par l'évolution des besoins. Il est probable cependant que de nouveaux paradigmes de sélection, davantage basés sur l'adaptation et la résilience des arbres vis-à-vis des changements climatiques, soient à l'avenir davantage pris en compte mais cela suppose de nouveaux apports de la R&D.

2.4.2.2 Des problèmes phytosanitaires survenus récemment affectent significativement le potentiel de fructification des arbres : exemple de la punaise américaine sur le pin maritime

Lors de la dernière décennie, les volumes de cônes de pin récoltés par arbre, ainsi que les rendements d'extraction en semences constatés en sécherie, ont chuté vertigineusement (réduction de l'ordre de 50 %). Cet état de fait impacte bien sûr davantage le pin maritime, concerné par des flux de production de MFR particulièrement importants et stratégiques (première essence de boisement en France). Pour tenter de comprendre les phénomènes qui sont à l'origine de ces problèmes, une étude financée par France Bois Forêt, a été confiée à FCBA.

2.4.2.3 Les aléas de floraison peuvent induire des déficits conjoncturels d'approvisionnement en MFR, surtout pour les essences dont les semences ne se conservent pas durablement (chênes, cèdre de l'Atlas, etc.)

Compte-tenu des irrégularités naturelles des fructifications et du caractère périssable des productions de MFR, l'anticipation des besoins en plants de la filière est primordiale car elle guide le dimensionnement des récoltes de graines et des semis en pépinière. Selon les essences, les fructifications de qualité suffisante sont couramment espacées entre elles de 2 à 5 ans et, lorsqu'une

opportunité de récolte de graines se présente, il faut ensuite ajouter entre une et quatre années d'éducation en pépinière.
Certaines semences ne peuvent pas techniquement se conserver durablement. Par exemple, les glands perdent 30 % de capacité germinative après le second hiver de conservation et cela constitue le seuil ultime de durée de stockage. Par ailleurs, les pépinières spécialisées dans la production de plants en conteneurs ne peuvent pas se permettre, pour des raisons techniques, logistiques et économiques, de semer des lots de semences en deçà d'un certain seuil de taux de germination. Cela milite pour un renouvellement en continu des stocks de semences.

2.4.2.4 Il faut aussi prendre en compte les évolutions spontanées et non anticipées de la demande : exemple du chêne pubescent et de nombreuses autres espèces envisagées en accroissement dans le cadre du plan France Relance

Aussi, la mise à disposition d'une ressource nouvelle, sous forme de récolte en France ou par la voie de l'importation, demande un minimum d'anticipation. L'Annexe 1.2-2 : Contraintes d'approvisionnement en matériels forestiers de reproductions (MFR) décrit les contraintes inhérentes à chaque type de MFR et propose des recommandations pour l'utilisateur de MFR ainsi qu'un plan d'action de filière.

Dans l'objectif de reconstitution forestière, chaque segment de la filière (semencier, pépiniériste, reboiseur, gestionnaire-propriétaire, etc.) a ses propres préoccupations. Des espaces d'échanges sont donc nécessaires pour mutualiser des informations et prendre en considération les contraintes de chaque opérateur. Cette communication est naturellement assez fluide dans le cercle des grands opérateurs (comme l'ONF, certaines coopératives, etc.) qui intègrent en leur sein plusieurs de ces segments (récolte et traitement de semences, production de plants, R&D, utilisation de MFR, etc.), mais elle est plus complexe dans les autres situations. Les instances de réflexions autour des MFR (CTPS), les réunions conjointes entre syndicats professionnels et donneurs d'ordres, les groupes de travail au sein de France Fois Forêt, les enquêtes et analyses de filières (ministère en charge de la forêt), les publications diverses etc. ont pour but de fédérer les objectifs nationaux de renouvellement forestier et de rechercher les voies qui permettent de les atteindre dans les meilleures conditions.

De nombreux travaux de R&D, le plus souvent collaboratifs, sont engagés actuellement sur la recherche et/ou l'évaluation d'espèces ou de populations alternatives aux espèces et populations actuellement disponibles.

2.4.3 Les opérateurs de la filière MFR sont-ils en capacité de faire face aux évolutions de la production ?

Les marchands semenciers sont directement impliqués dans l'exploitation des vergers à graines (GIE SFA *et* SNPF, 2013). Ils gèrent les récoltes de fruits et graines, conditionnent et commercialisent les semences.

Sur un plan strictement quantitatif, leurs outils de production (équipements de tri, de conditionnement, de conservation, laboratoire, etc.) leur permettent de faire face dans l'ensemble à l'expansion de la demande.

Cependant, des pistes de progrès sont à rechercher dans la modernisation des équipements, en raison notamment des exigences plus fortes d'optimisation de la qualité avec la montée en puissance des productions de plants en godets, mais aussi pour prendre en compte toute la diversité des espèces, envisager des durées de conservation plus longues et gagner en réactivité afin de faire face à des opportunités de récolte exceptionnelles ou à des demandes ponctuelles et urgentes entre autres.

En revanche, la création de nouveaux vergers à graines est le fruit d'une réflexion collective qui intègre pleinement tous les acteurs de R&D compte tenu de l'importance des enjeux et des moyens importants qu'elle met en œuvre. Elle s'accompagne par ailleurs d'une prise de risques car les vergers sont eux aussi soumis aux risques climatiques, qui peuvent se traduire par la perte du capital de production (en cas de tempête par exemple) ou par des difficultés chroniques de l'arrivée à terme de la fructification (il y a des exemples de vergers très peu productifs). L'entrée en production des vergers à graines ne commence qu'autour de 10-15 ans, du moins pour les espèces connues. Elle reste hypothétique et exploratoire dans les autres situations.

Il faut en outre intégrer le fait qu'une variété puisse devenir obsolète, notamment dans le cas où les résultats issus des tests d'évaluation ne seraient pas à la hauteur de ce qui était espéré.
Les pépinières forestières françaises sont de toutes tailles et proposent, pour une même espèce, des conditionnements, tailles et âges très différents. Pour exemple, le douglas est cultivé en mottes de différents volumes (200 ou 400 cm^3), ou en racines nues (plants de 2 ou 3 ans et hauteur variant de 15 à 80 cm). Par ailleurs, chaque pépinière est unique par sa situation géographique, l'altitude de ses cultures, son sol et son climat. Ainsi, l'offre nationale de MFR est riche de toute cette complémentarité de productions réparties sur l'ensemble du territoire. En fonction de sa clientèle et de sa position, chaque pépiniériste adapte sa production afin de fournir les origines et les types de plants qui répondent aux besoins du client. Cette diversité de production est essentielle compte tenu de la variété des itinéraires de reboisement qui nécessitent des plants forestiers adaptés aux caractéristiques des stations (sol, climat, concurrence végétale, etc.) et compatibles aux contraintes de logistique, de mise en œuvre et d'entretien inhérentes aux parcelles. Le calibrage des infrastructures et du matériel permet aux pépinières forestières d'accroître significativement leur capacité de production.
Cependant, elles ne peuvent pas l'envisager sans un minimum de lisibilité sur les débouchés, afin de former durablement des personnels spécialisés et pour éviter les destructions pour cause d'invendus. Dans ce sens, la passation de contrats de culture constitue une garantie pour les pépiniéristes. Pour autant, leur développement à plus grande échelle se heurte parfois aux craintes de prise de risques anticipées dans les cas suivants :

- incertitudes sur les disponibilités budgétaires lors de l'année « N » alors que les semis sont anticipés lors des années -1, N-2 ou N-3 ;
- retards de décisions attributives de subvention ;
- aléas liés à la préparation des terrains à planter (exploitation des bois non réalisée, conditions climatiques non propices, retard en relation avec la disponibilité des entreprises, etc.)

Des réflexions sont à l'étude pour mutualiser ces risques dans le cadre de groupements d'achats lorsque cela est envisageable (collectivités par exemple). En cas d'impossibilité de réalisation d'un chantier dans les délais prévus, des solutions alternatives peuvent être recherchées avec les autres opérateurs du groupement.

Les entreprises de reboisement sont à l'interface entre le pépiniériste et le propriétaire, soit directement, soit *via* un maître d'œuvre, pour la mise en place des plants. Ces entreprises ont également la charge de tous les travaux amont et aval liés aux plantations (préparation du sol, pose de clôtures ou de protections individuelles, entretiens, etc.) Ces entités de taille variable animent un réseau d'entreprises rurales qui se fournissent auprès de leurs pépiniéristes locaux ou nationaux. Elles sont confrontées aujourd'hui à un afflux de nouvelles sollicitations qu'elles n'ont plus la capacité de satisfaire à court terme, à défaut de disposer de main d'œuvre complémentaire, qu'il faudrait par ailleurs former et pérenniser. À l'instar des pépinières forestières, ces entreprises ont besoin de lisibilité sur les marchés à moyen terme de façon à adapter leur stratégie de développement en conséquence.

2.5 Conclusion et perspectives

La France a la chance de disposer d'une filière forestière organisée et structurée avec des producteurs de MFR établis depuis plusieurs décennies. Elle bénéficie par ailleurs de l'héritage d'un long travail de sélection variétale et du fonctionnement éprouvé d'instances de réflexion, d'analyse et de conseil (Comité technique de coordination des vergers à graines de l'État – CTPS) dans le domaine ayant trait aux MFR et aux ressources génétiques forestières en général.

Parmi toutes les pistes envisagées pour améliorer quantitativement et qualitativement les capacités d'approvisionnement de la filière en MFR, l'installation de **nouveaux vergers à graines** est une proposition ambitieuse mais nécessaire. La gouvernance et la gestion technique des vergers à graines sont maintenant solidement rodées et des structures dédiées sont en mesure de faire face à une demande en expansion, que ce soit pour la création variétale, la multiplication et la production des composants des vergers, l'installation puis la gestion des vergers sous des formats plus ou moins innovants.

Pour autant, un minimum de visibilité à moyen terme (15-20 ans) est nécessaire pour donner corps à des programmes d'amélioration débouchant sur la constitution de nouvelles ressources de MFR diversifiées qui intégreront les acquis de la recherche (performances et résilience des variétés, mais aussi technologie florifère, lutte contre le parasitisme des fleurs et des fruits, etc.) Ainsi, en 2001, le GIS « variétés forestières améliorées » (sous coordination INRAE) avait publié un recueil de réflexions concernant les variétés forestières du futur à l'horizon 2020-2030 (Teissier du Cros, 2021). Ces travaux avaient permis de synthétiser les enjeux d'amélioration par espèce et de prioriser les efforts de création variétale.

Indépendamment des efforts destinés à accroître les ressources de MFR, il est primordial d'anticiper au mieux l'expression des besoins afin de générer les productions de plants, tout en intégrant les durées nécessaires pour récolter les semences et gérer les cultures. À défaut, certains MFR ne seront jamais disponibles et ceci, quelles que soient les surfaces de peuplements sélectionnés ou de vergers à graines. C'est bien l'expression du besoin en amont qui enclenche le mécanisme de production de MFR et non l'inverse. Cela signifie que les producteurs ne peuvent pas assumer les risques d'invendus au-delà d'un certain seuil.

2.6 Références bibliographiques

GIE Semences Forestières Améliorées, SNPF Pépiniéristes Forestiers Français, 2013. Variétés forestières améliorées : pour une forêt d'avenir. France Bois Forêt, Paris.

Teissier du Cros E., 2021. Variétés forestières du futur – réflexions à l'horizon 2020-2030 - GIS "variétés forestières améliorées." INRA Avignon.

2.7 Annexes

Annexe 1.2-1 : Situation actuelle des ressources de MFR en France

Espèces	Catégories des matériels de base disponibles en France	Situation du registre national des MFR fin 2021			
		Nombre de peuplements sélectionnés et testés	Surface de peuplements sélectionnés et testés	Nombre de vergers	Surface de vergers
Alisier torminal	Identifiée				
Aulne à feuilles en cœur	Identifiée				
Aulne blanc	Identifiée				
Aulne glutineux	Identifiée				

Bouleau pubescent	Identifiée				
Bouleau verruqueux	Identifiée				
Calocèdre	Non réglementé MFR				
Cèdre de l'Atlas	Sélectionnée, Testée	45	813 ha		
Cèdre du Liban	-				
Charme	Identifiée				
Châtaignier	Identifiée (Provenance CSA 800 « Corse »), Sélectionnée	54	522 ha		
Chêne chevelu	Identifiée				
Chêne liège	Identifiée, Sélectionnée	19	139 ha		
Chêne pédonculé	Sélectionnée	97	2 509 ha		
Chêne pubescent	Identifiée				
Chêne rouge	Sélectionnée	77	415 ha		
Chêne sessile	Sélectionnée	175	10 400 ha		
Chêne vert	Identifiée				
Cormier	Identifiée, Qualifiée			1	1,4 ha
Cultivars hybrides du genre peuplier	Testée				
Douglas vert	Sélectionnée, Qualifiée, Testée	51	308 ha	8	89,5 ha
Épicéa commun	Sélectionnée, Qualifiée	76	6 683 ha	3	16,31 ha
Épicéa de Sitka	Sélectionnée	12	106 ha		
Érable champêtre	Identifiée				
Érable plane	Identifiée				
Érable sycomore	Identifiée (Provenance APS 400 « Massif central »), Sélectionnée	35	548 ha		
Eucalyptus Gundal	Testée				
Frêne commun	Identifiée (Provenance FEX 400 « Massif central »), Sélectionnée, Qualifiée	51	1 025 ha	1	0,97 ha
Frêne oxyphylle	Identifiée				
Gommier à cidre	Identifiée				
Gommier bleu	Identifiée				
Hêtre	Sélectionnée	123	4 515 ha		
Mélèze d'Europe	Sélectionnée, Qualifiée	37	871 ha	1	13,41 ha
Mélèze de Sibérie					
Mélèze du Japon					
Mélèze hybride	Qualifiée, Testée			2	6,64 ha
Merisier	Identifiée, Sélectionnée, Qualifiée, Testée	54	553 ha	2	1,28 ha
Noyer hybride	Identifiée, Qualifiée			7	5,46 ha
Noyer noir d'Amérique	Identifiée				
Noyer royal	Identifiée				
Peuplier noir	Qualifiée (mélanges clonaux)				
Pin à crochets	Non réglementé MFR				
Pin à encens	Sélectionnée	25	214 ha	1	4,73 ha

Pin brutia	-				
Pin cembro	Identifiée				
Pin d'Alep	Sélectionnée	19	200 ha		
Pin de Bosnie	-				
Pin de Monterey	Identifiée	3	32 ha		
Pin de Salzmann	Sélectionnée	3	91 ha		
Pin des Canaries	-				
Pin laricio de Calabre	Qualifiée			1	5 ha
Pin lariocio de Corse	Sélectionnée, Qualifiée, Testée	44	3 051 ha	2	54,96 ha
Pin maritime	Sélectionnée, Qualifiée	124	13 392 ha	14	385,64 ha
Pin noir d'Autriche	Sélectionnée	32	694 ha		
Pin pignon, Pin parasol	Identifiée, Sélectionnée	32	216 ha		
Pin sylvestre	Sélectionnée, Qualifiée	122	4 996 ha	3	17,36 ha
Pin tordu	-				
Pommier sauvage	Identifiée				
Robinier faux-acacia	Identifiée				
Sapin de Bornmuller	Qualifiée			1	4,5 ha
Sapin de Céphalonie	Identifiée			1	4 ha
Sapin de Nordmann	Non réglementée MFR				
Sapin de Vancouver	Identifiée				
Sapin pectiné	Sélectionnée	131	8 620 ha		
Sapin pinsapo	Identifiée				
Tilleul à grandes feuilles	Identifiée				
Tilleurs à petites feuilles	Identifiée				
Tremble	Identifiée				

Annexe 1.2-2 : Contraintes d'approvisionnement en matériels forestiers de reproductions (MFR)

Lieu d'approvisionnement des MFR	Statut réglementation MFR	Exemples	Contraintes réglementaires	Contraintes pour la filière semencière	Contraintes pour la filière pépinière	Recommandations pour l'utilisateur	Plan d'action de filière
MFR français	essences réglementées MFR au niveau UE	Vergers et provenances régulièrement récoltés et avec flux commerciaux importants (par exemple, *Pseudotsuga* , *Quercus petraea, etc.*)	Réglementation sur le commerce des MFR	. Irrégularité des fructifications . Limite de durée de stockage pour certaines semences (par exemple, genres *quercus, castanea, juglans, etc.*)	. Approvisionnement en semences . Irrégularité de la demande . Météo, aléas de culture	Anticiper les commandes 1 an à l'avance	. Installer de nouveaux vergers . Sélectionner de nouveaux peuplements en anticipant les besoins en migration assistée et en intégrant des critères d'adaptation/résilience
		Vergers et provenances conjoncturellement récoltés et avec flux commerciaux faibles (par exemple, *Fagus silvatica* des Pyrénées, *Pinus nigra salzmannii, etc.*)		MFR généralement récoltés sur demande ou selon opportunités - Stock rare	Contrat de culture uniquement	Prévoir souvent une récolte spécifique - anticiper le fait que la récolte ne sera peut-être posible que sur l'année n+1 ou n+2 voire au-delà si absence de fructification	
		Récoltes à titre expérimental (par exemple, hêtraies sèches, *etc* .)	Dérogation de récolte à titre expérimental (DRAAF)	MFR obligatoirement récoltés sur demande			R&D sur l'adaptation des MFR
	essences non réglementées MFR au niveau UE	essences fréquemment récoltées (par exemple, *Abies nordmanniana* , *Pinus uncinata, etc.*)	*non*	Sauf demande formulée à l'avance, les informations sur ces MFR ne sont pas forcément tracées		Il est toujours préférable de commander dès connaissance des besoins	Réglementer de nouvelles espèces
		essences (plutôt exotiques) conjoncturellement récoltées sur peuplements atypiques (par exemple, *Cupressus arizonica* , *Pinus rigida, etc.*)		MFR généralement récoltés sur demande ou selon opportunités - Stock rare	Contrat de culture uniquement	Prévoir souvent une récolte spécifique - anticiper le fait que la récolte ne sera peut-être posible que sur l'année n+1 ou n+2 voire au-delà si absence de fructification	Inventorier les ressources et rendre accessible les informations
MFR issus d'autres pays de l'UE	essences réglementées MFR au niveau UE	Vergers et provenances régulièrement récoltés et avec flux commerciaux importants (par exemple, *Larix decidua sudetica,* Robinia pseudoacacia, *etc* .)	Réglementation sur le commerce des MFR	Dans beaucoup de pays, la filière graines & plants est mal structurée et les MFR ne sont récoltés que sur demande	. Approvisionnement en semences . Irrégularité de la demande . Météo, aléas de culture	Approvisionnement complexe => centraliser les commandes	Donner davantage de lisibilité sur la qualité de ces ressources (*via* Climessence par ex.)
		Vergers et provenances rarement récoltés et avec flux commerciaux d'opportunité (par exemple, *Alnus cordata* Italie, *etc* .)			disponibilités selon opportunités ou contrat de culture		
	essences non réglementées MFR au niveau UE	avec diffusion rare (par exemple, *Quercus canariensis* Espagne, *etc* .)	*non*	Accompagnement d'un service forestier local souvent indispensable	Contrat de culture uniquement	id ci-dessus et prendre en + l'attache de services forestiers locaux pour appuyer la demande	Envisager des vergers conservatoires en collaboration entre nations (*via* R&D)
MFR hors UE	essence réglementées MFR au niveau UE	essences régulièrement importées (par exemple, *Picea sitkensis* , *Cedrus libanii, etc.*)	Déclaration d'importation obligatoire (MAA) - attention à la gestion des équivalences OCDE autorisées - Passeport phyto. pour genres *pinus* et *pseudotsuga*	Filières souvent mal structurées (récoltes sur demande, pas de stockage, faible traçabilité) - contraintes logistiques (paiement d'avance, formalités en douane, durée du transport...)	. Approvisionnement en semences . Irrégularité de la demande . Météo, aléas de culture	Approvisionnement complexe => centraliser les commandes - prévoir des solutions alternatives	
	essences non réglementées MFR au niveau UE	essences régulièrement importées mais davantage pour usage ornemental (par exemple, *Liquidambar styraciflua* , *Liriodendron tulipifera, etc.*)	Passeport phytosanitaire pour genres *pinus* et *pseudotsuga*	Il s'agit souvent de filières pour diffusion "grand public" ou "jardinerie" donc sans traçabilité garantie - prix et logistique "détail"	disponibilités selon opportunités ou contrat de culture		
		essences rarement importées, rares ou protégées dans leur aire d'origine (par exemple, *Quercus afares* , *Abies numidica, etc.*)		Approvisionnement quasiment impossible ou réglementairement interdit	Contrat de culture uniquement	Essayer de se faire accompagner par un service forestier local mais approvisionnement toujours très incertain	Constituer une banque de semences (stockage de sécurité lorsque des opportunités se présentent)

Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

Le renouvellement, qu'il soit assuré par régénération naturelle ou par plantation, est une phase fragile du cycle forestier, caractérisée par une forte mortalité des jeunes arbres (semis ou plants). Elle est en effet soumise à de nombreux aléas biotiques et abiotiques. Assurer le bon déroulement de cette phase impose des travaux parfois coûteux, pour favoriser l'installation et la survie des jeunes arbres quelles que soient les conditions rencontrées. Les sécheresses et les fortes températures printanières et estivales constituent tout particulièrement des contraintes importantes pour les jeunes arbres. Aussi, il convient de s'interroger sur l'avenir du renouvellement des forêts dans un futur proche marqué par les changements climatiques, et sur le rôle que nous pouvons jouer pour assurer sa réussite.

Pour examiner cette question, le Thème 2 s'attache à estimer les niveaux de réussite actuels des renouvellements, à analyser les impacts attendus d'une augmentation des sécheresses et des canicules, et à identifier les leviers techniques possibles pour assurer le succès des renouvellements. Il examine les régénérations naturelles et les plantations à travers quatre contributions : une enquête en ligne sur le niveau de satisfaction des gestionnaires vis-à-vis des régénérations naturelles, (2) une enquête de terrain sur la réussite des plantations en première année, (3) et (4) deux études bibliographiques (synthèses narratives non exhaustives) qui traitent des impacts attendus du changement climatique sur la réussite des régénérations naturelles et sur la réussite des plantations en première année, et des leviers sylvicoles à activer pour y contribuer.

Les recommandations sylvicoles actuellement disponibles proposent des itinéraires techniques de renouvellement propres à chaque système sylvicole et à chaque région forestière. Elles ont été élaborées à partir des connaissances scientifiques et techniques acquises au cours de décennies passées, qui intégraient moins d'années sèches et chaudes. Le Thème 2 vise à pointer des leviers techniques qui pourraient permettre de faire évoluer ces recommandations et d'adapter les itinéraires aux conditions climatiques à venir.

Volet 2| Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

Question 1. Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 598
1.2 Description de l'enquête 599
1.2.1 Questions posées 599
1.2.2 Diffusion du questionnaire 600
1.2.3 Caractéristiques de l'échantillon 600
1.2.4 Recodage et analyse des réponses 602
1.3 Résultats 603
1.3.1 Ensemble des réponses reçues 603
1.3.2 Analyse par contexte 604
1.4 Discussion-perspectives 606
1.5 Références bibliographiques 607

Rédacteurs

Chloé **Agro**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Jonathan **Pitaud**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Champenoux (54), France
Vincent **Boulanger**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
Catherine **Collet,** Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France

1.1 Contexte et problématique

La régénération naturelle est le mode principal de renouvellement des forêts en France et la majorité des peuplements feuillus de plaine et des peuplements résineux ou mélangés de montagne est actuellement régénérée par voie naturelle. La régénération des peuplements forestiers, première phase du cycle de la dynamique forestière, constitue une étape clé de la gestion durable puisqu'elle conditionne le maintien de l'état boisé et des capacités de production en bois. Nous **ne disposons pas de données quantitatives sur le succès des régénérations à l'échelle de la France, néanmoins des difficultés dans l'acquisition des régénérations sont signalées depuis plusieurs années, et semblent gagner en fréquence et en intensité** (E.Silva *et al.*, 2012 ; Fuhr *et al.*, 2015 ; Maugard *et* Magnin, 2020). Ces difficultés s'expriment par l'obtention, à l'issue de la phase de régénération, d'un nombre de tiges recrutées, d'une composition spécifique inadéquate, ou d'un couvert forestier jugés insuffisants au regard des objectifs de gestion assignés à la parcelle (Unkule *et al.*, 2022). À l'échelle des massifs forestiers, ces limitations induisent des déficits de renouvellement et vont mener, sur le long terme, à un déséquilibre majeur des classes d'âges dans les essences objectifs du peuplement principal, voire remettre en question la pérennité de l'état boisé dans les massifs les plus touchés. Ces déséquilibres menacent directement la durabilité de la gestion forestière puisqu'il n'est alors plus possible d'assurer la pérennité de la ressource, les peuplements récoltés en entrée de phase de régénération n'étant pas – ou mal – renouvelés.

Les causes de ces difficultés sont multiples : changements climatiques, pression croissante des grands ongulés et de certains ravageurs endémiques ou exotiques, ou encore évolution des pratiques de gestion. L'importance relative de ces différents facteurs, la variabilité de leurs effets sur la régénération selon les conditions pédoclimatiques et le contexte de gestion, ainsi que leur évolution attendue dans les décennies à venir sont autant de questions auxquelles peu de réponses sont pour l'instant

apportées (voir « Question 2. Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ? »).

L'estimation des difficultés de régénération achoppe sur plusieurs obstacles : (i) l'absence de **définition** canonique du « succès » de la régénération qui va dépendre des objectifs de gestion assignés à la parcelle considérée, (ii) l'absence d'**indicateurs** robustes et généralisés pour mesurer ce que pourrait être le succès d'une régénération estimé au niveau d'une parcelle et enfin (iii) l'absence d'un **système d'information** renseigné à grande échelle sur les surfaces renouvelées, leur dynamique de développement quantitatif et qualitatif, qui permettrait de fournir ces indicateurs aux échelles régionales et nationale. En raison de ces limites, il n'est actuellement pas possible de quantifier de façon robuste les difficultés de régénération, en matière de surfaces concernées ou bien d'enjeux associés, ni d'estimer quelles régions et quels contextes forestiers sont plus particulièrement touchés.

Pour apporter des premiers éléments de réponse, nous avons mené en 2021 une **enquête auprès des gestionnaires forestiers**, avec **l'objectif d'identifier les grands contextes dans lesquels des difficultés pour réussir les régénérations naturelles sont rencontrées**. Cette enquête a estimé le niveau de satisfaction des gestionnaires par rapport aux régénérations naturelles qu'ils ont menées, dans différents contextes forestiers (définis par le type de peuplement, la composition spécifique, le mode de régénération et la région forestière). L'enquête ne permet pas de caractériser l'état des régénérations dans les différents contextes, mais permet d'estimer dans quelle mesure, à l'issue de la phase de régénération, les gestionnaires estiment que la régénération obtenue leur permettra d'atteindre leurs objectifs de gestion. Cette enquête constitue une première évaluation en France du succès des régénérations à travers différents contextes sylvicoles à l'échelle nationale.

1.2 Description de l'enquête

Nous avons mené une enquête quantitative à l'échelle nationale. Le questionnaire a été conçu et publié sur le web. Nous avons ensuite retenu un sous-ensemble de questions prioritaires pour l'analyse des données. Seules ces questions sont présentées ici. Le questionnaire complet et les réponses obtenues sont disponibles à : https://doi.org/10.57745/R7JEB1.

Nous avons analysé l'enquête par contexte sylvicole, entité définie comme l'ensemble des peuplements de même composition spécifique, menés selon un même traitement sylvicole et localisés dans une même GRECO. Le répondant était invité à renseigner une réponse par contexte, et à fournir autant de réponses qu'il gérait de contextes sylvicoles différents.

1.2.1 Questions posées

Le questionnaire comprenait 10 questions regroupées en trois sections :

A : Caractérisation du répondant

A1 : Quels types de forêts gérez-vous ? (Liste proposée : (1) forêts domaniales ; (2) forêts communales ; (3) forêts privées. Plusieurs réponses étaient possibles)

B : Caractérisation du contexte sylvicole

B1 : Dans quelle grande région écologique (GRECO) est situé votre contexte sylvicole ? (Liste des GRECO définies par l'inventaire forestier national fournie, accompagnée d'une carte)

B2 : Quel est le traitement sylvicole majoritaire appliqué dans votre contexte sylvicole ? (Liste proposée : (1) Futaie régulière avec coupes de régénération progressives ; (2) Futaie régulière avec coupe de régénération à blanc ; (3) Futaie irrégulière jardinée ; (4) Futaie irrégulière par bouquets ou par parquets ; (5) Ancien taillis sous futaie converti)

B3 : Quelles sont la ou les principales essences présentes dans l'étage dominant ? (Liste de 26 essences, parmi lesquelles le répondant devait choisir trois essences maximum)

B4 : Quelles sont la ou les principales essences présentes dans le sous-étage ? (Liste de 26 essences, parmi lesquelles le répondant devait choisir trois essences maximum)

B5 : Approximativement, quelle est la surface forestière totale (ha) que vous gérez, associée à votre contexte sylvicole ? (La réponse possible a été bornée à 5000 ha maximum)

C : Satisfaction vis-à-vis de la régénération obtenue, dans le contexte sylvicole

C1 : Combien de temps mettez-vous en moyenne, pour régénérer vos peuplements ? (Liste proposée : (1) Moins de 5 ans ; (2) De 5 à 10 ans ; (3) ; De 10 à 15 ans ; (4) Plus de 15 ans). Aucune précision n'était fournie quant à la définition et l'estimation de la durée de régénération.

C2 : Etes-vous satisfait de la régénération obtenue en termes de densité de tiges ? (Liste proposée : (1) Très satisfait ; (2) Plutôt satisfait ; (3) Plutôt insatisfait ; (4) Très insatisfait).

C3 : Êtes-vous satisfait de la régénération obtenue en termes de couvert ligneux et d'ambiance forestière ? (Liste proposée : (1) Très satisfait ; (2) Plutôt satisfait ; (3) Plutôt insatisfait ; (4) Très insatisfait).

C4 : Êtes-vous satisfait de la régénération obtenue en termes de composition et de diversité spécifique ? (Liste proposée : (1) Très satisfait ; (2) Plutôt satisfait ; (3) Plutôt insatisfait ; (4) Très insatisfait). Aucune précision n'était fournie quant à la définition et l'estimation de la durée de régénération ou du niveau de satisfaction de chacun des trois critères.

1.2.2 Diffusion du questionnaire

L'enquête ciblait les gestionnaires des forêts publiques et privées en France métropolitaine. Nous avons ciblé les responsables du premier niveau territorial (triage à l'ONF, petite unité de gestion en forêt privée) pour favoriser l'homogénéité des contextes renseignés au sein de chaque réponse.

Le questionnaire a été diffusé par courrier électronique à des personnes relais au sein de l'ONF, de la SFCDC, du CNPF, du GCF et des experts forestiers (par l'intermédiaire du CNPF). Ces personnes ont ensuite transmis le questionnaire aux gestionnaires forestiers concernés, au sein de leur organisme. La soumission d'une réponse par les personnes cibles était libre.

Le questionnaire était ouvert d'octobre à novembre 2021.

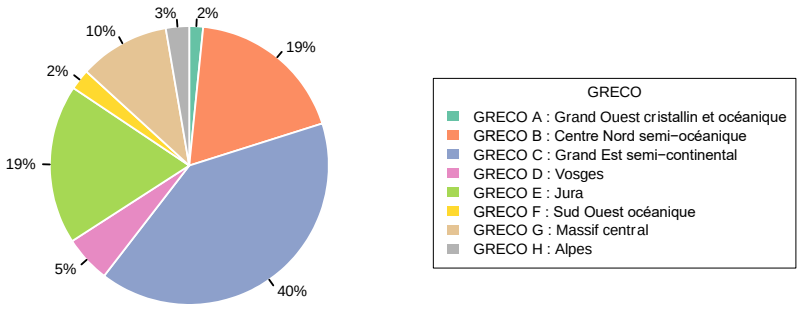
1.2.3 Caractéristiques de l'échantillon

Au total, 372 réponses complètes ont été reçues, pour 281 à 284 répondants (certaines réponses étant anonymes, le nombre n'est pas estimable précisément). Bien que non représentatif de la forêt française en raison de ses modalités de construction, l'échantillon obtenu était de nature variée (voir Figure 2.1-1) :

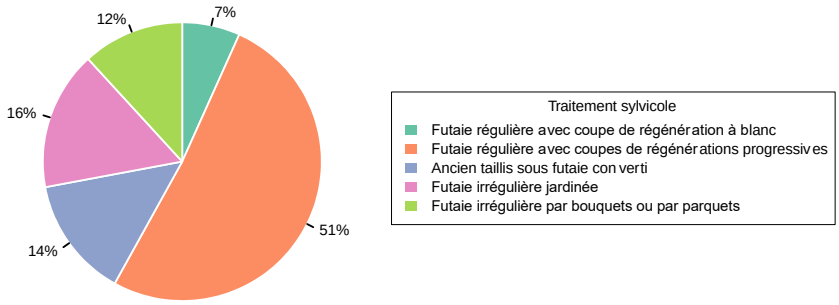
- environ 84 % des réponses concernaient uniquement les forêts publiques, 13 % uniquement les forêts privées et 3 % les deux types de forêts ;
- les principales GRECO renseignées étaient les GRECO C (Grand Est semi-continental : 40 % des réponses), B (Nord semi-océanique : 19 %), et E (Jura : 19 %) ;
- dans 72 % des réponses, les peuplements étaient traités en futaie régulière (futaie régulière avec coupes de régénération progressives ou coupe à blanc ou ancien taillis sous futaie converti). Dans 28 % des réponses, les peuplements étaient traités en futaie irrégulière (jardinée ou par bouquets ou parquets) ;
- le hêtre a été mentionné dans plus de 80 % des réponses, que ce soit dans l'étage principal ou dans le sous-étage. Le chêne sessile, le chêne pédonculé, le charme et l'érable sycomore ont chacun été mentionnés dans plus de 40 % des réponses. Pour les essences résineuses, le sapin a été mentionné dans environ 30 % des réponses et l'épicéa dans 26 % des réponses. Environ

54 % des réponses comportaient uniquement des essences feuillues, 43 % un mélange d'essences feuillues et résineuses et 3 % uniquement des résineux.

(A) GRECO



(B) Traitement sylvicole



(C) Essence présente

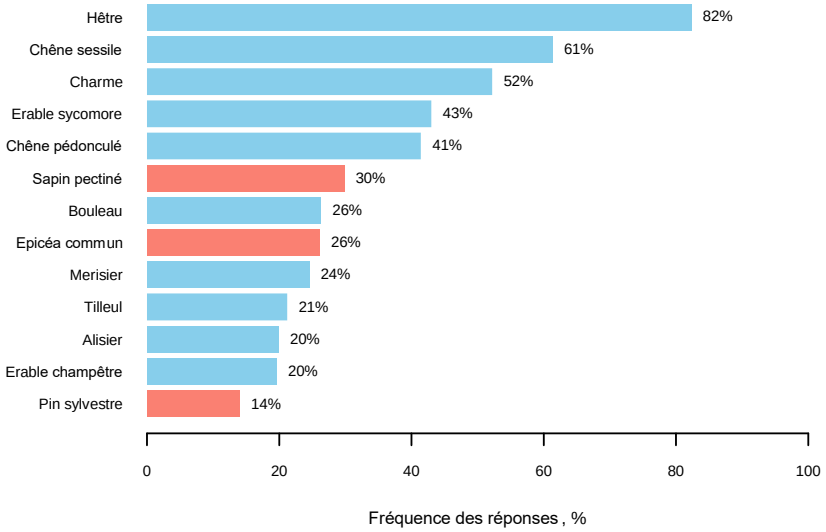


Figure 2.1-1 : Caractérisation des réponses reçues reparties selon : (A) GRECO ; (B) Traitement sylvicole ; (C) Essences présentes (plusieurs essences peuvent être présentes dans une réponse). Les valeurs sont exprimées en pourcentage du nombre de réponses (n = 372)

1.2.4 Recodage et analyse des réponses

Dans une première étape, nous avons analysé l'ensemble des réponses sans distinguer les contextes sylvicoles afin d'obtenir une vue d'ensemble des réponses reçues. Néanmoins, cette approche regroupe des contextes très divers qui peuvent différer dans leurs réponses. De plus, elle ne permet pas de démêler les éventuels effets de différents facteurs de variation qui peuvent se trouver corrélés dans l'échantillon (notamment la composition spécifique du peuplement, la structure du peuplement et la GRECO).

Dans une deuxième étape, nous avons analysé les contextes sylvicoles séparément, en recherchant les contextes pour lesquels nous avions au moins 30 réponses. Pour obtenir un nombre suffisant de réponses, nous avons regroupé certains contextes, en fusionnant des GRECO, des traitements sylvicoles et/ou des compositions spécifiques. Pour chaque réponse, la composition spécifique a été obtenue en regroupant les essences listées dans l'étage principal et dans le sous-étage. Le chêne sessile et le chêne pédonculé ont également été regroupés. Nous avons cherché à séparer autant que possible les différents traitements, les différentes compositions spécifiques, et les différentes GRECO, en respectant le seuil minimum de 30 réponses par contexte. Nous avons ainsi pu définir cinq contextes (voir Tableau 2.1-1) :

1. Hêtraie-chênaie sans résineux en futaie régulière (avec coupes de régénération progressives ou coupe à blanc ou ancien taillis sous futaie converti) dans la GRECO B (Centre-Nord semiocéanique) ;
2. Hêtraie-chênaie sans résineux en futaie régulière avec coupes de régénération progressives dans la GRECO C (Grand Est semi-continental) ;
3. Hêtraie-chênaie sans résineux en futaie régulière en ancien taillis sous futaie converti dans la GRECO C (Grand Est semi-continental) ;
4. Hêtraie avec résineux en futaie régulière (avec coupes de régénération progressives ou coupe à blanc ou ancien taillis sous futaie converti) en montagne dans les GRECO D (Vosges), E (Jura), G (Massif Central) et H (Alpes) ;
5. Hêtraie avec résineux en futaie irrégulière (jardinée ou par bouquets ou parquets) en montagne dans les GRECO D (Vosges), E (Jura), G (Massif Central) et H (Alpes).

Pour l'ensemble des réponses et pour chacun des cinq contextes, nous avons estimé la surface totale représentée par les réponses reçues, en sommant les surfaces renseignées pour chaque réponse.

Tableau 2.1-1 : Caractérisation des cinq contextes analysés individuellement

<table>
<tr><th rowspan="2">Composition</th><th rowspan="2">Localisation</th><th colspan="2">Traitement sylvicole</th><th colspan="6">GRECO</th></tr>
<tr><th>Structure</th><th>Mode de renouvellement</th><th>B</th><th>C</th><th>D</th><th>E</th><th>G</th><th>H</th></tr>
<tr><td rowspan="3">Hêtraie-chênaie sans résineux</td><td rowspan="3">Plaine</td><td rowspan="3">Futaie régulière</td><td>avec coupes de régénération progressives</td><td rowspan="3">1</td><td>2</td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>avec coupe à blanc</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>ancien taillis sous futaie converti</td><td>3</td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr>
<tr><td rowspan="3">Hêtraie avec résineux</td><td rowspan="3">Montagne</td><td rowspan="3">Futaie régulière</td><td>avec coupes de régénération progressives</td><td></td><td></td><td colspan="4" rowspan="3">4</td></tr>
<tr><td>avec coupe à blanc</td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>ancien taillis sous futaie converti</td><td></td><td></td></tr>
<tr><td>Hêtraie avec résineux</td><td>Montagne</td><td>Futaie irrégulière</td><td>jardinée ou par bouquets ou parquets</td><td></td><td></td><td colspan="4">5</td></tr>
</table>

L'étude se base sur l'**analyse de la perception du succès des régénérations** par les gestionnaires. Au premier abord, ce choix peut paraître inapproprié car c'est une variable éminemment subjective, dépendante de chaque personne interrogée, et le choix d'une mesure répétable (par exemple, l'estimation de la densité des semis dans les parcelles) pourrait sembler plus adéquat. Néanmoins, il faut considérer le fait que le succès est une notion qui s'exprime par rapport à un objectif de gestion

et qu'une caractérisation de la régénération dans les parcelles, aussi précise et robuste soit-elle, ne peut rendre compte à elle seule de l'atteinte – ou non – de l'objectif fixé. Pour cela, la comparaison à des normes établies pour différents objectifs de gestion indiquant le niveau d'atteinte des objectifs serait nécessaire. De telles normes ne sont actuellement pas disponibles. **Ainsi une estimation de la perception par le gestionnaire, qui connaît les objectifs assignés aux parcelles évaluées, constitue probablement un indicateur de succès ou d'échec plus efficace que des grandeurs absolues caractérisant le développement de la régénération**.

Par ailleurs, les indicateurs exprimant la perception des répondants sont connus en psychologie sociale, pour montrer une forte variabilité (Salès-Wuillemin, 2006). Nous estimons que la dimension de l'échantillon de l'étude (372 observations au total, et au moins 30 observations par contexte analysé individuellement) permet de prendre en compte cette variabilité.

Une limite majeure de l'étude découle de la stratégie de **diffusion du questionnaire** et de récolte des réponses, qui ne permet pas de disposer d'un échantillon de réponses représentatif de la cible, qui est la forêt française dans son ensemble. Ce manque de représentativité est tout d'abord géographique, les différents contextes sylvicoles et les différents types de gestionnaires au sein de chaque contexte étant représentés de façon très inégale dans notre échantillon. Nous avons partiellement pallié ce premier défaut en analysant les résultats par grands contextes (pour les cinq contextes avec un nombre suffisant de réponses). Le manque de représentativité s'exprime ensuite dans le profil des répondants, pouvant présenter un biais qui peut être tant négatif (s'exprimeraient prioritairement les personnes ayant un avis négatif et reportant des échecs) que positif (situation inverse). L'existence de tels biais est probable mais leurs signes (positifs ou négatifs) et leurs magnitudes sont difficiles à estimer *a priori*.

Malgré ces limites, cette enquête est la première étude à offrir une approche nationale du niveau de satisfaction des gestionnaires quant à l'obtention des régénérations naturelles dans les grands contextes sylvicoles français. A ce titre, elle constitue une première pierre pour apprécier l'existence de difficultés rencontrées dans la conduite des régénérations.

1.3 Résultats

1.3.1 Ensemble des réponses reçues

Globalement, 58 % des réponses s'avèrent positives (« Très satisfait » ou « Satisfait ») vis-à-vis du critère de composition et diversité spécifique des régénérations et 42 % négatives (« Insatisfait » ou « Très insatisfait ») (Figure 2.1-2). Pour le critère de couvert ligneux et d'ambiance forestière, les réponses sont plus tranchées, avec 76 % de réponses positives et 24 % de réponses négatives. Pour la densité des tiges, les réponses sont positives à 71 % et négatives à 29 %. Ainsi, les répondants sont majoritairement satisfaits des caractéristiques de la régénération naturelle qu'ils obtiennent, dans l'ensemble de l'échantillon.

Les critères sont partiellement corrélés : 45 % des réponses sont positives (« Très satisfait » ou « Satisfait ») pour les trois critères simultanément. Autrement dit, 55 % des réponses présentent au moins un critère négatif. La corrélation entre critères porte à 13 % les réponses négatives (« Insatisfait » ou « Très insatisfait ») pour les trois critères simultanément. Seules 28 % des réponses ont deux critères positifs, et 14 % un seul critère positif.

Les durées de régénération sont variables avec 9 % des réponses pour la classe « 1 à 5 ans » et environ 30 % des réponses pour chacune des trois classes, « 5 à 10 ans », « 10 à 15 ans » et « plus de 15 ans ». Une corrélation a été observée entre la durée de renouvellement et le niveau de satisfaction exprimé, avec des régénérations globalement plus satisfaisantes quand elles sont courtes (1 à 5 ans). Cette corrélation est moins marquée pour le critère de composition et diversité spécifique que pour les deux autres critères.

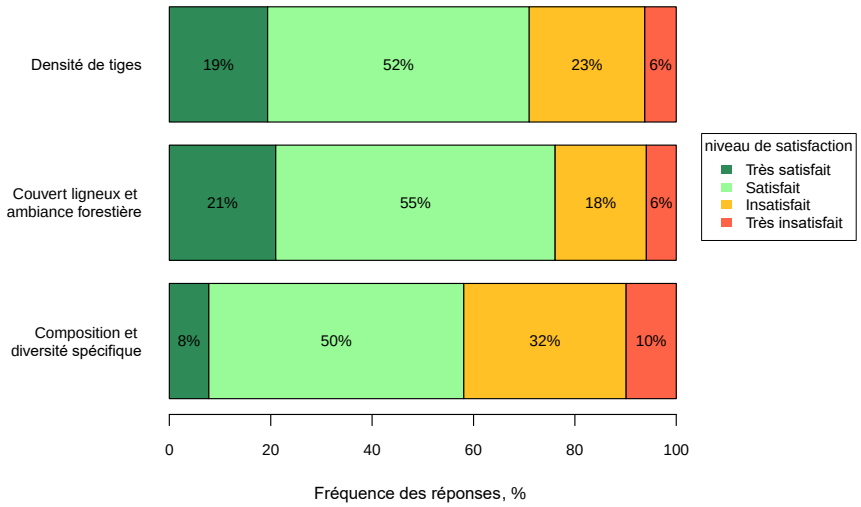
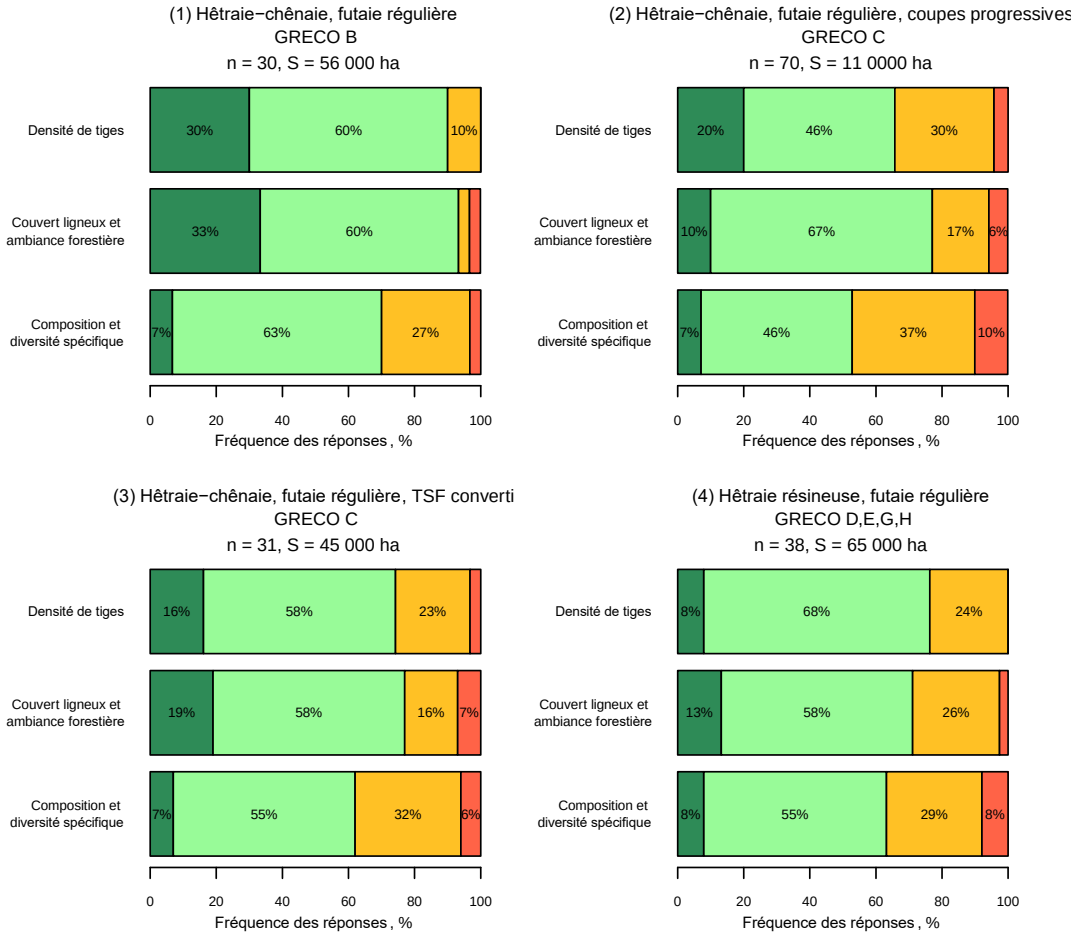


Figure 2.1-2 : Satisfaction concernant la régénération naturelle selon trois critères, exprimée en pourcentage du nombre de réponses (n = 372)

1.3.2 Analyse par contexte

Hormis le contexte 1, les réponses obtenues pour chacun les contextes analysés séparément sont proches de celles de l'échantillon complet (Figure 2.1-3 et Figure 2.1-4).



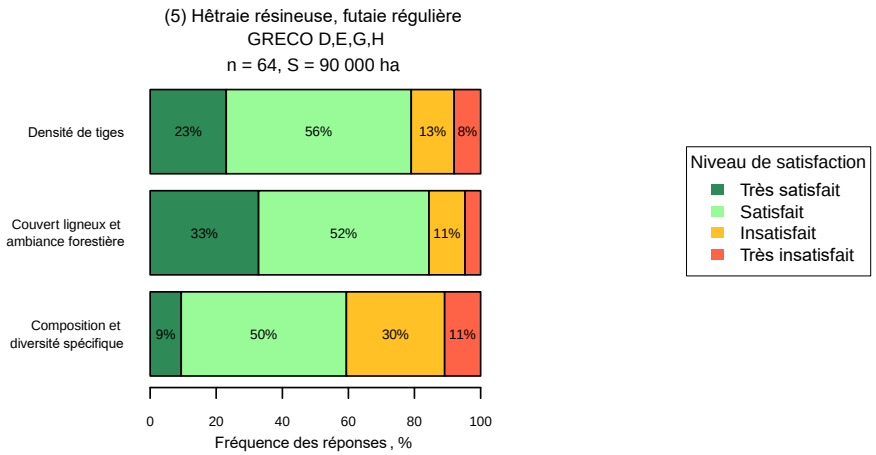


Figure 2.1-3 : Satisfaction concernant la régénération naturelle selon trois critères, exprimée en pourcentage du nombre de réponses pour chacun des cinq contextes sylvicoles étudiés. Pour chaque contexte, le nombre de réponses obtenues et la surface gérée par les répondants dans le contexte sont indiqués.

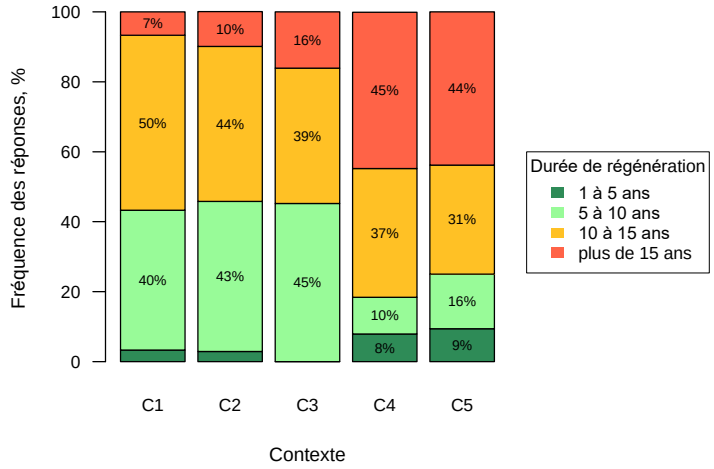


Figure 2.1-4 : Durée de régénération, exprimée en pourcentage du nombre de réponses pour chacun des cinq contextes sylvicoles étudiés (C1 : hêtraie-chênaie en futaie régulière, Centre-Nord semi-océanique ; C2 : hêtraie-chênaie en futaie régulière avec coupes de régénérations progressives, Grand Est semi-continental ; C3 : hêtraie-chênaie en futaie régulière ou en TSF converti, Grand Est semi-continental ; C4 : hêtraie avec résineux en futaie régulière de montagne ; C5 : hêtraie avec résineux en futaie irrégulière en montagne).

Dans le **contexte 1** (Hêtraie-chênaie sans résineux en futaie régulière, Centre-Nord semi-océanique), hormis vis-à-vis du critère « composition et diversité spécifique » pour lequel seuls 70 % des gestionnaires sont satisfaits ou très satisfaits, le niveau de satisfaction est très élevé, avec au moins 90 % de satisfaits ou très satisfaits pour les deux autres critères. Des cinq contextes, c'est celui qui rencontre le meilleur niveau de satisfaction, et qui se distingue le plus des autres contextes et de l'échantillon complet. Près de la moitié des gestionnaires (43 %) reporte des durées de régénération courtes (< 10 ans).

Le **contexte 2** (Hêtraie-chênaie sans résineux en futaie régulière avec coupes de régénérations progressives, Grand Est semi-continental) est celui qui rencontre le moins bon niveau de satisfaction, et tout particulièrement par rapport à la composition et la diversité spécifique, avec 47 % d'insatisfaits ou très insatisfaits. Près de la moitié des gestionnaires (46 %) reporte des durées de régénération courtes (< 10 ans).

Le **contexte 3** (Hêtraie-chênaie sans résineux en futaie régulière en ancien taillis-sous-futaie converti, Grand Est semi-continental) présente un niveau de satisfaction proche de l'ensemble des réponses,

pour chacun des trois critères. Près de la moitié des gestionnaires (45 %) reporte des durées de régénération courtes (< 10 ans).

Le **contexte 4** (Hêtraie avec résineux en futaie régulière de montagne) présente des niveaux de satisfaction pour chacun des trois critères qui sont faibles, et tout particulièrement par rapport à la composition et la diversité spécifique, avec 37 % de (très) insatisfaits. Près de la moitié des gestionnaires (45 %) reporte des durées de régénération longues (> 15 ans).

Le **contexte 5** (Hêtraie avec résineux en futaie irrégulière en montagne), inversement, présente des niveaux de satisfaction qui sont supérieurs à la moyenne générale (+ 8 %, + 8 %, + 1 %, pour les trois critères densité, couvert ligneux, composition et diversité, respectivement). Près de la moitié des gestionnaires (44 %) reporte des durées de régénération longues (> 15 ans).

1.4 Discussion-perspectives

Dans les deux grands contextes de hêtraie-chênaie en futaie régulière du Nord-Est (contextes 2 et 3) et de hêtraie résineuse, régulière ou irrégulière, de montagne (contextes 4 et 5), environ les deux tiers des gestionnaires sont satisfaits des régénérations obtenues. Le tiers restant des gestionnaires estiment ne pas être satisfaits. En revanche, dans le contexte de la hêtraie-chênaie en futaie régulière du Centre et du Nord (contexte 1), le niveau de satisfaction est globalement plus élevé. **S'il est impropre de convertir directement ces indicateurs en taux de succès et en taux d'échec des régénérations, les niveaux d'insatisfaction observés dans ces contextes sylvicoles suggèrent néanmoins des difficultés que rencontreraient les gestionnaires pour conduire ces régénérations et atteindre les objectifs visés**. Ces résultats mènent à de fortes interrogations quant à la réussite effective des régénérations engagées.

Parmi les trois critères utilisés pour qualifier la régénération, le critère « composition et diversité ligneuse » présentaient le plus d'insatisfaction, sans qu'il ait été possible d'estimer la part relative des deux composantes « composition » et « diversité », qui peuvent correspondre à deux difficultés distinctes : (i) ne pas obtenir l'essence objectif souhaitée face à la concurrence des autres essences, ou alors, (ii) ne pas obtenir l'installation d'une diversité d'essences satisfaisante dans la régénération. L'enquête n'a pas détaillé ce point. Il n'a pas non plus été possible de pointer vers des essences particulières mais, dans les deux contextes apparus comme problématiques (hêtraie-chênaie dans le Nord-Est et hêtraie résineuse de montagne), la compétition exercée par le hêtre était probablement à l'origine de nombreuses situations où la composition et/ou la diversité spécifique attendues n'ont pas été obtenues (Collet *et al.*, 2010 ; Unkule, 2022).

Les avis émis sur le critère « couvert ligneux et ambiance forestière » étaient plus positifs. Néanmoins, avec un quart des répondants qui ont émis un avis négatif, ce critère est probablement le plus préoccupant, car il témoigne d'une perte possible de l'état boisé, au moins temporaire.

En premier lieu, **ces résultats interrogent sur la performance de la régénération naturelle dans deux grands contextes forestiers, apparus comme les plus problématiques (hêtraie-chênaie dans le quart Nord-Est et hêtraie résineuse de montagne)**. Dans ces contextes, l'obtention des régénérations naturelles se révèle insatisfaisante pour une part importante des gestionnaires et, dans de nombreux cas, ne permet manifestement pas de répondre à leurs attentes.

Un besoin qui apparaît immédiatement est de **confronter les résultats de l'enquête**, qui se basent sur la perception des gestionnaires, à des **évaluations sur le terrain de l'état des régénérations et de leur potentiel pour atteindre les objectifs de gestion à long terme**, qui doivent être estimés à grande échelle (région ou pays). Quelques études françaises font état de densité de semis naturels dans les parcelles qui semblent notablement plus faibles que ce qui est attendu par les gestionnaires (Guignabert, 2018 ; Unkule, 2022). Elles confortent les résultats de l'enquête mais, peu nombreuses et focalisées sur des contextes sylvicoles particuliers, elles ne permettent pas de dégager une vue générale de l'état des régénérations dans les grands contextes forestiers français. Au-delà de ces

études locales, des dispositifs de suivi du renouvellement forestier installés à travers différents contextes forestiers semblent incontournables pour appréhender l'évolution temporelle de l'état des régénérations à l'échelle de grandes régions forestières ou du pays. L'enquête que nous avons réalisée, en pointant une insatisfaction des gestionnaires dans un tiers des situations, met le doigt sur l'**absence de système de surveillance du renouvellement des forêts**, au-delà du suivi de la ressource en bois assuré par l'IGN. Ce défaut de système de surveillance nous empêche de jauger de la représentativité des réponses obtenues dans l'enquête, d'en envisager une interprétation générique pour les forêts françaises et d'estimer la vulnérabilité du renouvellement dans les différents contextes sylvicoles.

L'enquête ne renseigne pas sur (i) les causes qui ont conduit à des régénérations insatisfaisantes, (ii) les mécanismes associés, (iii) leur hiérarchie lorsque ces facteurs sont multiples, ou (iv) leurs interactions avec les conditions stationnelles et (v) les autres facteurs du milieu (Gaudio *et al.*, 2011 ; Guignabert *et al.*, 2020 ; Vernay *et al.*, 2019). Ceci est un autre point essentiel à approfondir, sur la base d'études ponctuelles, qui permettront d'appréhender les conditions dans lesquelles il semble nécessaire de développer et mettre en œuvre de nouveaux itinéraires de renouvellement.

La conception de nouveaux itinéraires techniques pour assurer le succès de la régénération est une autre priorité de recherche. Ce travail demande l'identification des facteurs de blocage de la régénération et des leviers sur lesquels il est possible d'agir pour lever ces blocages. Cette première étape permet ensuite de définir les interventions sylvicoles qui actionnent ces leviers et de les intégrer dans des itinéraires techniques complets, qui permettraient *in fine* d'atteindre les objectifs de gestion. Dans les contextes où aucun itinéraire de régénération naturelle satisfaisant ne se dégagera, il pourrait être nécessaire de recourir à d'autres méthodes, notamment la plantation en plein ou en enrichissement, ou de modifier les objectifs à atteindre à l'issue de la phase de renouvellement.

La mise en place d'études ponctuelles ou de dispositifs de suivi requiert préalablement (i) la définition des critères permettant de caractériser le succès d'une régénération au regard des attentes exprimées par les gestionnaires, (ii) l'élaboration d'indicateurs reflétant les différents critères retenus, et (iii) la définition de valeurs de référence qualifiant le succès ou l'échec pour chaque indicateur élaboré. Ces différentes grandeurs – critères, indicateurs, valeurs de référence – peuvent bien sûr différer selon les essences, les contextes sylvicoles et les objectifs de gestion.

Pour finir, **l'absence de perspective historique quant aux succès et échecs de régénération complique l'interprétation des résultats de l'enquête**. De nombreux peuplements actuellement en phase de régénération sont des forêts de première génération issues des programmes de reconstitution massive des XIXe et XXe siècles, dont on ne connaît pas les capacités de régénération, contrairement à des peuplements de forêts plus anciennes dont la régénération a déjà eu lieu, avérant *a priori* la capacité de renouvellement sur le site. Par ailleurs, les niveaux passés de succès des régénérations naturelles dans les peuplements constituant les forêts anciennes ne sont pas connus, et l'absence de valeurs historiques de référence auxquelles comparer les observations actuelles nous empêche de conclure fermement quant à la mise en danger de la pérennité du système actuel, les forêts anciennes ayant peut-être elles aussi présenté des taux de succès de régénération faibles. Ces points historiques mériteraient également d'être investigués.

1.5 Références bibliographiques

Collet, C., Ningre, F., Constant, T., de Boutray, A., Piboule, A., 2010. Les semis préexistants : une composante importante de la régénération dans les hêtraies mélangées. Rendez-Vous Techniques ONF 27–28, 29–35. https://hal.inrae.fr/hal-02610200

E.Silva, D., Mazzella, P.R., Legay, M., Corcket, E., Dupouey, J.L., 2012. Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress? Forest Ecology et Management 266, 263–272.

Fuhr, M., Weyant, J., Durand, N., Riond, C., 2015. Dynamique de fermeture des grandes trouées dans les forêts de montagne des Alpes du Nord. Rendez-vous techniques ONF 3–10.

Gaudio, N., Balandier, P., Dumas, Y., Ginisty, C., 2011. Régénération naturelle du pin sylvestre sous couvert : contrainte de la végétation monopoliste de sous-bois en milieu acide. Rendez-vous techniques ONF 18–24.

Guignabert, A., 2018. Etude des processus de régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques. Thèse Univ. Bordeaux.

Guignabert, A., Gonzalez, M., Delerue, F., Maugard, F., Augusto, L., 2020. La régénération du pin maritime dans les forêts dunaires d'Aquitaine : un processus complexe et multifactoriel. Rendezvous techniques ONF 52–60.

Maugard, F., Magnin, C., 2020. Améliorer la réussite de la régénération naturelle du pin maritime dans les forêts dunaires d'Aquitaine. Rendez-vous techniques ONF 46–51.

Salès-Wuillemin, E., 2006. Méthodologie de l'enquête, in: M., B. et A., Trognon (Eds.), Psychologie Sociale 1. Presses Universitaires de France, pp. 45–77.

Unkule, M., 2022. Régénération des forêts mixtes épicéa - sapin - hêtre sous la pression du climat et des ongulés. Thèse Univ.Grenoble Alpes.

Unkule, M., Piedallu, C., Balandier, P., Courbaud, B., 2022. Climate et ungulate browsing impair regeneration dynamics in spruce-fir-beech forests in the French Alps. Annals of Forest Science 79. https://doi.org/10.1186/s13595-022-01126-y

Vernay, A., Malagoli, P., Fernandez, M., Améglio, T., Balandier, P., 2019. Régénération du chêne en compétition avec la molinie : un délicat dosage des ressources en eau et en lumière. Rendez-vous Techniques ONF.

Volet 2| Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

Question 2. Quels sont les effets attendus du changement climatique sur l'obtention des régénérations naturelles ?

Sommaire

2.1 Contexte : de nouvelles contraintes écologiques et socio-économiques 609
2.2 Matériel et méthodes 611
2.3 Réponses à la question posée..... 611
2.3.1 Le processus de régénération : de la fructification au recrutement 611
2.3.2 Situation dans quelques contextes forestiers en France : des problèmes récurrents de régénération 613
2.3.3 Impacts attendus des changements climatiques sur la régénération naturelle dans quelques grands écosystèmes forestiers en France 614
2.3.3.1 Chêne sessile et chêne pédonculé en forêt de plaine 614
2.3.3.2 Mélange hêtre-épicéa-sapin en forêt de montagne 614
2.3.3.3 Pin maritime dans les forêts dunaires d'Aquitaine 615
2.3.3.4 Les chênaies en zone méditerranéenne 615
2.4 Perspectives : du monitoring à l'expérimentation 616
2.5 Pistes de recommandations 617
2.6 Références bibliographiques 618

Rédacteurs

Catherine **Collet,** Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Vincent **Boulanger**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
Josep Maria **Serra Diaz**, AgroParisTech, Nancy (54), France
Jonathan **Pitaud**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Champenoux (54), France
Bernard **Prévosto**, INRAE, UMR Recover, Champenoux (54), France

2.1 Contexte : de nouvelles contraintes écologiques et socio-économiques

La régénération naturelle par graine est un mode de renouvellement des forêts dans lequel le futur peuplement est obtenu à partir des graines produites spontanément par le peuplement en place. C'est, avec la régénération naturelle par voix végétative, le principal mode de renouvellement forestier en France, notamment dans les forêts feuillues de plaine et les forêts de montagne (selon l'IGN (2021), en 2020, 13 % des forêts françaises présentaient un caractère de plantation). Les gestionnaires font actuellement état de difficultés récurrentes dans l'obtention des régénérations naturelles par graines dans de nombreux contextes forestiers, en France (voir « Question 1. Obtention des régénérations naturelles : quel est le niveau de satisfaction des gestionnaires forestiers ? ») et à travers le monde (Dey *et al*., 2019).

Pour un gestionnaire forestier, réussir la régénération naturelle demande de créer les conditions favorables à la régénération des espèces désirées et donc de lever ou de contourner, par les actions sylvicoles, l'ensemble des barrières écologiques, économiques et sociales qui peuvent entraver le processus de régénération de ces espèces. Tout d'abord, les exigences écologiques des espèces désirées doivent être satisfaites. Connaître les exigences des espèces, identifier les conditions dans lesquelles elles se régénèrent, comprendre comment la sylviculture permet de favoriser ces conditions ont constitué les thématiques centrales de très nombreux travaux de recherche au cours du siècle dernier (Pacala *et al*., 1994 ; Vera, 2000 ; Watt, 1925). Néanmoins, depuis quelques décennies, des

évolutions majeures du milieu forestier modifient en profondeur les conditions dans lesquelles s'effectue le renouvellement forestier.

En premier lieu, les changements climatiques modifient les conditions météorologiques et peuvent dans certains cas faciliter la régénération forestière, avec notamment la levée de contraintes causées par des températures trop basses pour la régénération. À l'inverse, ils peuvent également induire de nouvelles contraintes météorologiques qui vont défavoriser la régénération (par exemple sécheresses récurrentes). Les changements climatiques peuvent également induire des perturbations (incendie, tempête, dépérissement, ravageurs, etc.) qui altèrent le couvert forestier et modifient drastiquement les conditions de la régénération (voir Volet 2, Thème 4, « Question 3.1. Quels itinéraires techniques utiliser pour reconstituer les peuplements endommagés par les tempêtes ? » et « Question 3.2. Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements après un incendie ? »). Dans de nombreuses situations, les conditions de régénération se trouvent dégradées par différents facteurs qui peuvent agir individuellement ou en conjonction : (i) nombre insuffisant de semenciers et potentialités de fructification des semenciers présents réduites qui limitent la production de graines, (ii) microclimat forestier défavorable à l'installation des semis, (iii) extension et/ou déplacements de l'aire de distribution de ravageurs qui affectent la survie des graines ou des jeunes arbres (voir Volet 2, Thème 3, « Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact » et « Question 3. Comment le mode de renouvellement des peuplements forestiers et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles méthodes préconiser pour les limiter ? »), (iv) augmentation des populations d'ongulés depuis plus de 50 ans qui consomment les graines et les jeunes arbres (voir Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

Par ailleurs, les attentes de la société vis-à-vis de la forêt ont fortement évolué, tout particulièrement en Europe et en Amérique du Nord avec, par exemple, un accent sur la libre évolution des forêts ou le réensauvagement (stratégie qui vise à la restauration de certains processus écologiques à travers des réseaux trophiques disparus ou altérés) (Barthod *et al*., 2021). De nouvelles contraintes sociales émergent et se traduisent notamment par la remise en cause de certains traitements ou pratiques sylvicoles qui fondaient les itinéraires techniques de régénération naturelle dans de nombreux pays (exemple des questionnements sur le traitement régulier des forêts feuillues en plaine qui amènent à revoir les itinéraires techniques de régénération, en France et dans les pays voisins, voir Volet 2, Thème 4, « Question 5. Quelles sont les évolutions récentes et pressenties en Europe dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique ? »).

Pour finir, la mise en œuvre de pratiques sylvicoles écologiquement efficaces et socialement acceptées peut conduire à une hausse des coûts. Ces contraintes économiques supplémentaires peuvent *in fine* réduire l'effort de régénération réalisé par le propriétaire forestier.

Chacune de ces transformations – écologiques, sociales, ou économiques – peut affecter profondément le processus de régénération. Leur conjonction remet en cause une partie des connaissances acquises dans les conditions passées, et implique alors la révision de ces connaissances. Définir les pratiques sylvicoles permettant d'assurer la régénération naturelle dans les conditions actuelles et futures suppose de comprendre l'ensemble de ces modifications, ainsi que leurs effets sur le processus de régénération et son pilotage par les gestionnaires. Cette synthèse aborde une seule facette de la question globale, à savoir les impacts des changements climatiques sur la régénération naturelle, et les leviers sylvicoles disponibles pour favoriser la régénération, dans les grands contextes forestiers français métropolitains.

2.2 Matériel et méthodes

Etant donné l'étendue de la question posée, cette synthèse prend la forme d'une revue narrative. Elle fait un bilan des connaissances à partir d'une sélection de publications, et propose de nouvelles pistes de recherche. Les publications sélectionnées concernent uniquement des forêts tempérées, avec un poids tout particulier donné aux publications qui traitent des essences des forêts françaises.

2.3 Réponses à la question posée

2.3.1 Le processus de régénération : de la fructification au recrutement

Le processus de régénération se décompose en étapes successives (Clark *et al*., 1999)**, chacune d'elles dépendant de nombreux facteurs biotiques et abiotiques et qui constituent autant de filtres pouvant enrayer le succès du renouvellement** (Manso *et al*., 2014).

Le processus débute par la floraison, la pollinisation, la formation et la maturation des fruits, qui aboutissent à la production des fruits par les arbres du peuplement mature. Pour la plupart des essences forestières, la production de fruits montre une forte variabilité interannuelle, conduisant au phénomène de masting, qui se définit par la fructification massive certaines années alternant avec des années de faible fructification, à l'échelle de la population d'arbres (Herrera *et al*., 1998 ; Kelly, 1994). La variabilité de la production annuelle de fruits, et donc l'intensité du masting, ont augmenté au cours du dernier siècle pour une très large gamme de plantes au niveau mondial, et plus particulièrement pour les taxons de chênes et de pins (Pearse *et al*., 2017). À plus long terme, les évolutions climatiques qui augmentent le masting pourraient également favoriser les prédateurs et parasites des graines et venir ainsi contrebalancer l'effet positif attendu sur le masting (Bogdziewicz *et al*., 2020). Les déterminants de ces évolutions au long terme sont encore mal identifiés (Shibata *et al*., 2020). **Le masting contraint fortement la conduite des régénérations, tout particulièrement pour les espèces qui présentent des fructifications massives très espacées dans le temps**. La production annuelle de fruits par les peuplements forestiers dépend (i) des caractéristiques des arbres matures, notamment de leurs réserves carbonées et de leur état nutritionnel, (ii) des conditions météorologiques (températures moyenne et extrêmes, vent, humidité de l'air) qui prévalent entre la mise à fleur et la chute des fruits (Pearse *et al.*, 2016 ; Walck *et al.*, 2011) et (iii) des conditions de prédation avant dispersion des graines. Si les déterminants des différentes étapes de la fructification sont connus dans leurs grandes lignes, le niveau de production de fruits et ses fluctuations annuelles restent difficiles à prédire pour la très grande majorité des espèces (Hanbury-Brown *et al.*, 2022).

Les graines produites se disséminent ensuite dans l'environnement, selon des schémas spatiaux propres à chaque espèce qui dépendent des caractéristiques de la graine et des vecteurs (vent, animaux), mais aussi de la structure des peuplements forestiers et des paysages. **La plupart des graines, même celles disséminées par le vent, sont dispersées à une distance relativement faible de l'arbre-mère** (quelques dizaines de mètres) et la densité de graines chute aussi très rapidement avec la distance à l'arbre. Des évènement de dispersion à longue distance (plusieurs kilomètres) sont rares et difficiles à prédire, mais ils ont une importance cruciale pour le processus de changement de distribution des arbres (Feurdean *et al*., 2013) et leur adaptation au changement climatique.

Une fois les graines au sol, se déroulent la germination de la graine, l'installation des semis puis le développement des jeunes arbres jusqu'à atteindre le stade de recrutement dans la canopée adulte (Manso *et al*., 2014). Chacune de ces étapes est sous la dépendance de facteurs climatiques, édaphiques et biotiques, dont les effets sur le succès de la régénération peuvent être affectés par les changements climatiques en cours. Sans être exhaustif, on peut citer (i) les températures extrêmes et les sécheresses, (ii) la prédation des graines ou des semis, (iii) l'attaque par divers pathogènes, et (iv)

les interactions avec la végétation de la strate basse ou le couvert adulte. La survie des graines, la levée de dormance pour les graines dormantes, et la germination dépendent en premier lieu des conditions de température et d'humidité du sol (Walck *et al*., 2011). Chaque espèce possède son propre régime de température et humidité (défini par des seuils minimaux et maximaux, des écarts journaliers ou saisonniers, des variations saisonnières, etc.) qui permet *in fine* à la graine de germer (Donohue *et al*., 2010). **La complexité des patrons déterminant la germination rend difficile la prédiction de l'effet du changement climatique sur le succès de la germination pour les différentes espèces**. Elle mène à de très nombreux exemples où la réponse observée des espèces semble contre-intuitive, et elle oblige à des études approfondies des effets interactifs des différents déterminants pour identifier les mécanismes mis en jeu (Parmesan *et* Hanley, 2015). Par ailleurs, les graines, tout comme les jeunes semis qui en sont issus, sont très sensibles aux pathogènes et herbivores (Barton *et* Hanley, 2013) et les changements climatiques peuvent affecter directement leur sensibilité à ces attaques mais aussi les niveaux de population de ces ravageurs. Enfin, **la végétation accompagnatrice et le couvert adulte interagissent avec les graines et les semis, à la fois par des relations de compétition pour les ressources et de protection vis-à-vis des extrêmes climatiques**, via un effet « abri » ou « plante nurse » (Balandier et al., 2005). Les relations de compétition et de protection se produisent simultanément et la résultante, positive ou négative, pour les graines et les semis varie selon les caractéristiques de chaque site. Selon la théorie du « gradient de stress » (SGH en anglais : *Stress Gradient Hypothesis*), le bilan des effets positifs et négatifs bascule vers une résultante positive lorsque le niveau de contrainte du site (par exemple sécheresse estivale) augmente (Bertness *et* Callaway, 1994). Ainsi, **en forêt tempérée de plaine peu contrainte par le climat moyen, les effets compétitifs de la végétation et du couvert adulte sur les semis sont généralement plus marqués que les effets facilitatifs liés à l'abri dispensé par les végétaux voisins, et le maintien d'une végétation ou d'un couvert adulte au-dessus des graines et des semis s'avère généralement défavorable à leur développement** (Vera, 2000). À l'inverse, **dans les zones plus arides ou en altitude, le maintien d'un couvert végétal permet souvent d'améliorer le recrutement par atténuation des extrêmes climatiques** (Calama *et al*., 2017 ; Cuesta *et al*., 2010 ; Smit *et al*., 2008). De même, en forêt tempérée, un effet bénéfique du couvert peut s'observer ponctuellement durant les années de canicule ou de sécheresse marquées.

L'ensemble des conditions nécessaires à la réalisation des étapes successives de la régénération d'une espèce définit sa **niche de régénération**, qui peut différer de celle établie sur les arbres adultes (Grubb, 1977 ; Zhu *et al*., 2014). Des travaux récents menés sur différentes espèces forestières de forêts tempérées (Ibáñez *et al*., 2017 ; Journé *et al*., 2022 ; Le Roncé *et al.*, 2021) ont montré que les premières étapes du processus de régénération, qui définissent la **fécondité** (estimée à travers le nombre de graines produites par individu ou par peuplement), dépendent principalement de la température et sont généralement favorisées par des températures plus élevées que les températures actuelles et, secondairement, sont défavorisées par des conditions plus sèches. À l'inverse, les étapes constituant le **recrutement** (estimée à travers le nombre d'arbres recrutés par graine produite) sont défavorisées par des températures plus élevées et des bilans hydriques plus faibles, en comparaison avec les conditions actuelles (Davis *et al*., 2016). Ainsi, selon Qiu *et al.* (2021), il apparaît que **dans des conditions climatiques futures plus chaudes et plus sèches, le filtre du recrutement pourrait s'avérer plus déterminant que celui de la fécondité, pour la régénération d'une majorité d'espèces d'arbres des forêts tempérées**. En zone méditerranéenne, il est connu que le passage des premières saisons sèches par les semis est une étape cruciale dans la dynamique : la jeune plantule au système racinaire peu développé est particulièrement vulnérable au manque d'eau. Ces différences dans la réponse aux facteurs de l'environnement des étapes successives de la régénération nous mènent à définir des niches distinctes pour la fécondité et le recrutement, que l'on peut mettre en regard des conditions

actuelles dans lesquelles se trouvent les peuplements à régénérer. La composition spécifique actuelle des peuplements est la résultante des succès de régénérations passées, après filtrage des étapes de fécondité et de recrutement dans les conditions biotiques et abiotiques courant au moment où se sont déroulés les processus, et après filtrage de la phase de croissance adulte, plus récente. **Les changements climatiques en cours font progressivement diverger les niches de fécondité et de recrutement dans lesquelles les espèces peuvent se régénérer, des conditions dans lesquelles se trouvent actuellement les arbres adultes** (Qiu *et al*., 2021). Les niches de fécondité et de recrutement différant, la divergence d'avec la distribution actuelle des adultes se fait dans des directions différentes pour les deux processus. Ces disjonctions de niches sont particulièrement visibles en bordure des aires de distribution des espèces et peuvent conduire à des déficits de régénération massifs dans ces zones (Dobrowski *et al*., 2015 ; E Silva *et al.*, 2012). De tels déficits sont déjà observés (Davis *et al*., 2016 ; Serra-Diaz *et al.*, 2016) et d'autres, *a priori* plus importants, sont attendus à l'avenir (Sharma *et al*., 2022).

2.3.2 Situation dans quelques contextes forestiers en France : des problèmes récurrents de régénération

De longue date, des publications relatent des **difficultés de régénération naturelle** des grandes essences forestières, en France et dans les pays voisins : sur chêne (Götmark *et al*., 2005; Vera, 2000; Watt, 1919), sapin (Drapier, 1985; Duchaufour *et* Rousseau, 1959), épicéa (Ponge *et al*., 1994; Weissen, 1979) ou hêtre (Silvy-Leligois, 1949; Wagner *et al*., 2010; Weissen, 1979). Sans surprise, les causes évoquées sont très variables selon les espèces et les contextes de gestion. Elles ont pour origine des limitations dues à la biologie des arbres ou au fonctionnement des écosystèmes (réponses aux événements extrêmes climatiques induisant des mortalités élevées, besoin en lumière des semis déterminant leur survie et leur croissance en milieu fermé, relation allélopathique limitant le développement des semis sous les semenciers de la même espèces, herbivorie, etc.) qui n'ont pas pu être levées par des opérations sylvicoles bien menées (notamment dosage du couvert et du mélange d'essences, gestion des ongulés, gestion de la végétation). Néanmoins, ces études déjà anciennes portent sur des conditions climatiques passées et, en outre, la majorité d'entre elles n'incorporent pas de données microclimatiques, ce qui limite leur utilisation possible pour prédire l'impact des changements climatiques sur la régénération.

Des études plus récentes, réalisées dans différents contextes [peuplements de pin maritime dans le cordon dunaire aquitain (Guignabert *et al.*, 2020 ; Guignabert *et al*., 2020a ; Guignabert, 2018), forêts mélangées hêtre-sapin-épicéa de montagne (Unkule, 2022), forêt méditerranéenne (Helluy, 2020), chênaie de plaine (réseau Effort, Saïd non publié, et réseau Régébloc, Collet, non publié), font état de difficultés de régénération récurrentes qui mettent en danger le recrutement des espèces désirées et qui semblent au moins en partie liées aux évolutions climatiques récentes.

Actuellement, ces études ponctuelles dans le temps et dans l'espace constituent notre meilleur estimateur de l'état des régénérations en France. En effet, **en l'absence d'un dispositif pérenne de suivi des régénérations forestières, seul capable d'offrir une vue à l'échelle nationale ainsi qu'une perspective historique, nous ne pouvons pas estimer la prévalence actuelle des déficits de régénération en France, ni leur évolution récente ou leurs relations avec les changements climatiques**.

2.3.3 Impacts attendus des changements climatiques sur la régénération naturelle dans quelques grands écosystèmes forestiers en France

2.3.3.1 Chêne sessile et chêne pédonculé en forêt de plaine

Une littérature abondante, française et européenne, traite de la régénération naturelle des chênes sessile et pédonculé et de sa conduite par les gestionnaires. Des difficultés récurrentes dans l'obtention des régénérations ont été rapportées (Mölder *et al.*, 2019). Il s'agit d'un problème historique ancien (Shaw, 1968 ; Watt, 1919) qui prend racine dans les changements de structures des paysages et des modes de gestion forestière et, plus particulièrement, dans la réduction des milieux semi-ouverts et la gestion des ongulés sauvages et domestiques (Bobiec *et al*., 2018 ; Mölder *et al.*, 2019 ; Vera, 2000). L'étude des différentes étapes du processus de régénération a permis d'identifier certains déterminants du succès de la régénération des chênes sessile et pédonculé.

Les études portant sur la fécondité soulignent l'importance des conditions météorologiques sur les glandées (Schermer *et al*., 2016). Au cours des deux dernières décennies, une augmentation marquée de la production annuelle de fruits a été observée et mise en relation avec la hausse des températures printanières (Caignard *et al*., 2017). Par ailleurs, la mise à fleur et la diffusion pollinique s'avèrent très sensibles aux conditions météorologiques printanières (Lebourgeois *et al*., 2018; Schermer *et al*., 2019 ; Schermer *et al*., 2020), faisant de ces deux processus des étapes clé de la dynamique du masting. Les résultats obtenus suggèrent pour les décennies à venir et en moyenne sur l'aire de distribution des chênes, une augmentation de l'intensité des glandées, tant que la disponibilité en eau ne devient pas limitante, assortie d'une augmentation de la variabilité interannuelle de la production de glands (Caignard *et al*., 2017). En raison de la forte variabilité géographique des conditions climatiques attendues dans le futur, ces évolutions pourront revêtir des caractères différents selon les régions et les localisations.

À l'inverse, les étapes qui déterminent le recrutement ont été étudiées essentiellement en relation avec les facteurs qui peuvent être manipulés par la sylviculture. Ces études s'accordent pour montrer que les chênes (i) nécessitent une ouverture rapide du couvert permettant de dispenser un éclairement relatif supérieur à 35 % (Ligot *et al*., 2013 ; Van Couwenberghe *et al*., 2013), (ii) demandent un contrôle régulier de la végétation accompagnatrice (Fernandez *et al*., 2020; Vernay, 2017) et des semis des autres essences notamment le hêtre (Ligot *et al*., 2013 ; Van Couwenberghe *et al*., 2013), ainsi (iii) qu'un contrôle strict de la pression exercée par les ongulés (Barrere *et al*., 2021). Parmi ces études, très peu ont incorporé l'impact des conditions météorologiques sur le recrutement (Kohler *et al.*, 2020). De plus, le corpus disponible comprend une part importante d'études basées sur des données collectées il y a plus de 20 ans, dont les résultats ne peuvent probablement pas être transposés de façon simple aux temps présents.

2.3.3.2 Mélange hêtre-épicéa-sapin en forêt de montagne

La régénération naturelle dans les forêts mélangées hêtre-sapin-épicéa du Jura et de l'arc alpin montre une dynamique lente (Fuhr *et al*., 2015), à tel point qu'elle peut parfois paraître bloquée (Veuillen *et al.*, 2020). De nombreux travaux menés en France et dans les pays voisins ont permis d'identifier les principaux déterminants de cette dynamique : (i) caractéristiques stationnelles, (ii) conditions météorologiques de l'année, (iii) pression d'herbivorie et (iv) historique de gestion (Diaci *et al.*, 2020 ; Motta, 1996). L'amplitude des changements climatiques observés dans les dernières décennies (augmentation des températures, réduction de l'ETP) et la diversité des conditions stationnelles (sol, altitude, versant) qui offre un large gradient de conditions d'alimentation hydrique et de température de l'air, font des forêts de ces régions un support particulièrement propice pour étudier et anticiper

les impacts des changements climatiques sur la régénération (Mondoni *et al*., 2012). De plus, la présence d'espèces en mélange permet de comparer les réponses aux changements climatiques d'espèces ayant des besoins écologiques et des stratégies de croissance différents et, en outre, d'estimer les impacts des changements climatiques sur les interactions entre espèces.

Les trois espèces suivent un schéma de masting marqué, qui est largement piloté par la température et le régime hydrique (Davi *et al*., 2016 ; Hacket-Pain *et al*., 2019 ; Vacchiano *et al.*, 2017). Néanmoins, on considère que les conditions climatiques attendues dans les prochaines décennies ne devraient pas provoquer d'évolution majeure de la fécondité de trois espèces, car les facteurs climatiques devraient varier dans une gamme où la fécondité est peu sensible aux variations (Andrés *et al.*, 2014 ; Bisi *et al*., 2016).

Au cours de l'étape de recrutement, les trois espèces montrent une forte sensibilité à la hausse des températures et à la baisse de l'humidité du sol, et cette sensibilité semble plus forte pour l'épicéa et le sapin que pour le hêtre (Kueppers *et al*., 2017 ; Unkule, 2022). Une baisse importante du recrutement est donc attendue pour les trois espèces, ainsi qu'une dominance accrue du hêtre aux dépens des deux résineux. Par ailleurs, une sensibilité plus forte du sapin aux dégâts causés par les ongulés accentue sa perte de dominance par rapport au hêtre et à l'épicéa (Bernard, 2018 ; Nagel *et al.*, 2015). Les trois espèces présentent des exigences contrastées vis-à-vis de l'éclairement sous couvert, le hêtre et le sapin tolérant des conditions d'ombrage beaucoup plus fortes que l'épicéa (Diaci *et al*., 2020). Néanmoins, en conditions sèches (sur sols calcaires superficiels), la présence d'un couvert adulte au-dessus de la régénération s'avère favorable à la survie des jeunes semis des trois espèces et pourrait limiter la baisse du recrutement attendue dans ces conditions (Simon *et al.*, 2019). Prises dans leur ensemble, ces observations invitent le gestionnaire forestier à (i) contrôler la végétation du sous-bois pour limiter la compétition en eau vis-à-vis des semis, (ii) contrôler la prédation des semis par les ongulés, et (iii) limiter la dimension des trouées réalisées dans le couvert adulte pour favoriser le recrutement des trois espèces, en veillant toutefois à offrir suffisamment de lumière à l'épicéa, qui est le plus exigent des trois vis-à-vis de l'éclairement.

2.3.3.3 Pin maritime dans les forêts dunaires d'Aquitaine

Depuis plus d'une vingtaine d'années, le renouvellement traditionnel des pinèdes de la forêt dunaire aquitaine connaît dans certains secteurs des échecs répétés (Maugard *et* Magnin, 2020). Des travaux récents ont montré que la production annuelle de graines dans ces forêts ne semble pas être limitante (Guignabert *et al*., 2020; Guignabert *et al*., 2020b; Guignabert, 2018). Les échecs de régénération observés résident plutôt dans le recrutement et sont liés à la conjonction de plusieurs facteurs : (i) des sécheresses estivales qui réduisent la germination des graines et la survie des plantules et qui sont accentuées par la présence d'une végétation accompagnatrice parfois abondante, (ii) les températures estivales élevées, et (iii) une forte prédation par les ongulés et les rongeurs (Gonzalez *et al*., 2020). Dans les forêts dunaires aquitaines, on peut significativement augmenter le succès de la régénération par (i) le contrôle de la végétation du sous-bois qui améliore le bilan hydrique des plants, et (ii) la réalisation de coupes d'ensemencement qui assurent un apport de graines sur plusieurs années et protègent les plantules et les semis des températures estivales élevées (Guignabert *et al*., 2020a, 2020b).

2.3.3.4 Les chênaies en zone méditerranéenne

Les chênaies méditerranéennes sont composées de chêne pubescent ou de chêne vert et couvrent environ 800 000 ha presque entièrement sous forme de taillis. Autrefois régulièrement exploités, les coupes de taillis se sont espacées ou arrêtées et les taillis sont pour beaucoup d'entre eux vieillissants alors même qu'une demande en bois de feu et bois énergie a plus récemment émergé. Ce

vieillissement s'accompagne d'une mortalité plus élevée des souches et d'une diminution forte du nombre de rejets (Ladier *et al*., 2014) lors d'une reprise du régime de taillis. Régime par ailleurs contesté par certains acteurs de l'environnement et usagers pour des raisons écologiques et sociales. Le passage à une futaie sur souche puis à une futaie par régénération naturelle par graines s'impose alors pour renouveler les peuplements. Cependant, les différentes expérimentations in situ pour favoriser la régénération naturelle (le plus souvent des coupes d'éclaircie et suivi du recrutement) se sont soldées par des échecs (Prévosto *et al*., 2013). Les semis s'installent mais disparaissent au bout de quelques années, témoignant de difficultés de régénération au moins dans la partie Sud-Est de la France. Les raisons de ce blocage sont pour l'instant mal comprises et nécessitent des recherches complémentaires (Helluy, 2020).

2.4 Perspectives : du monitoring à l'expérimentation

Les décennies à venir vont voir des évolutions majeures dans l'obtention des régénérations forestières, dont il est pour l'heure encore difficile de prédire le sens et la magnitude. En effet, les étapes successives du processus de régénération naturelle, de la floraison à la croissance des semis jusqu'au stade adulte, diffèrent sensiblement dans leurs déterminants climatiques, et chaque espèce possède un schéma de réponses aux facteurs climatiques qui lui est propre. **Nos connaissances sur les conditions assurant le succès de la régénération des principales espèces des forêts françaises et européennes sont abondantes mais, pour nombre d'entre elles, se basent sur des données anciennes et n'incorporent que très partiellement les effets des facteurs climatiques**, ce qui limite leur utilité pour prédire l'évolution de la dynamique des régénérations naturelles en conditions de changements climatiques. Par ailleurs, **l'absence de dispositif national de suivi de l'état des renouvellements forestiers empêche d'estimer la prévalence actuelle des déficits de régénération pour les différentes espèces ou les différentes formations forestières, et de détecter les signes de leur éventuelle occurrence dans le futur.** Les réseaux d'expérimentation (Ecodune, Régébloc, Effort) ou d'observation (Renecofor) existant actuellement sont trop locaux ou temporaires, et/ou insuffisamment répétés et n'offrent pas cette vue d'ensemble. De même, les données issues des suivis de gestion des organismes de gestion forestière semblent actuellement parcellaires ou incomplètes et n'ont pas été mobilisées dans le cadre d'études à large échelle géographique. À l'heure actuelle, l'inventaire des ressources forestières nationales réalisé par l'IGN ne comporte pas de données spécifiques aux stades de semis mais une évolution des protocoles de mesures est en cours, qui incorpore une caractérisation de ce stade. L'observatoire des forêts sentinelles, principalement installées dans les réserves forestières françaises, incorpore une caractérisation de la régénération naturelle.

Les principaux besoins de recherche et de monitoring (suivi continu) pour parvenir à anticiper, détecter et corriger les difficultés de régénération, résident dans la mise en place d'approches complémentaires :

- un système pérenne de suivi des renouvellements à l'échelle nationale, qui explore les grands contextes forestiers ;
- des inventaires ponctuels le long de gradients de conditions climatiques déterminées permettant de répondre à des questions plus ciblées ;
- des expérimentations pour analyser la dynamique de la régénération en réponse aux interventions sylvicoles, dans des réseaux qui explorent des gradients de conditions climatiques dans l'espace et le temps ;
- des retours d'expérience de parcelles en gestion, réalisés selon des protocoles permettant de récupérer des métadonnées.

Idéalement, ces différentes actions devraient être conduites de façon coordonnée, pour échantillonner l'ensemble des contextes sylvicoles d'intérêt et pour collecter des jeux de données

interopérables, dans l'objectif de pouvoir mettre en œuvre des analyses d'ensemble. Une connexion voire une insertion dans les réseaux internationaux existants de suivi des régénérations, notamment le réseau Mastif (Clark *et al*., 2021) et les réseaux des IFN européens serait fort intéressant (Lines *et al*., 2020).

Dans ces différentes actions, il ne faudrait pas se cantonner au succès global de la régénération, et il est important de caractériser les différentes étapes du processus de régénération en distinguant au minimum les étapes de fécondité et de recrutement, puisqu'elles répondent à des facteurs climatiques sensiblement différents. À chaque étape, il serait intéressant d'aller au-delà de la caractérisation des stocks de régénération, et de mesurer également les flux de régénération qui seuls permettront de bien comprendre la réponse de la régénération à des facteurs qui peuvent montrer de fortes fluctuations temporelles. Les déterminants de la dynamique de la régénération sont véritablement multifactoriels et, parmi l'ensemble des facteurs impliqués, les contraintes hydriques et thermiques et leurs impacts sur les jeunes semis, ainsi que les strates de végétation et leur rôle sur la modulation du microclimat, semblent devoir être étudiés en priorité. Ces facteurs peuvent être manipulés par la sylviculture et le type et l'intensité des opérations sylvicoles à réaliser pour favoriser la régénération doivent être évalués.

2.5 Pistes de recommandations

Quelques pistes de recommandations pour la conduite des régénérations forestières peuvent être ouvertes. Dans l'état de nos connaissances actuelles, ces pistes reposent essentiellement sur des bases théoriques et, pour la plupart des espèces, ne sont pas étayées par des observations en forêt. Avant d'être généralisées, elles demandent donc à être testées et validées pour différentes espèces et différents contextes de gestion, par des expérimentations ou par des tests en gestion.

Pour favoriser la régénération naturelle dans des conditions climatiques futures attendues, la sylviculture peut suivre deux stratégies complémentaires :

1. pallier la variabilité de la production annuelle de graines et la baisse de la fécondité. D'une part, il s'agit de saisir les opportunités de régénération offertes par les bonnes années de fructification en **déclenchant après chaque épisode de masting les opérations sylvicoles qui permettront de profiter au mieux des graines disponibles**. Néanmoins, ces épisodes sont difficiles à prédire, et cela demande donc de mettre en place un mode de gestion opportuniste qui permet de profiter des fenêtres d'opportunité quand elles se présentent. D'autre part, cela consiste à augmenter les occasions de régénération en **maintenant des semenciers dans les parcelles tant qu'un capital de régénération (nombre de semis considérés comme acquis) suffisant n'est pas présent**. Cela permet d'assurer un apport de graines sur plusieurs années et de mieux enjamber les années défavorables au développement des jeunes semis ;
2. favoriser le recrutement en respectant au mieux les exigences écologiques des semis. Ceci se base principalement sur la **gestion de la végétation du sous-bois** et le **dosage du couvert adulte** dans le but d'améliorer la disponibilité en eau du sol et de réduire les températures et l'exposition au rayonnement du soleil des semis, pour améliorer leur survie et leur croissance. Dans le futur, si les conditions climatiques deviennent plus contraignantes, notamment si elles se font plus sèches, l'effet abri dispensé par le couvert végétal gagnera en importance, et pourrait devenir prépondérant par rapport aux effets négatifs de la compétition pour l'eau et la lumière. Dans ces conditions, le **maintien d'un couvert** deviendrait favorable à la survie des semis. Si cette tendance générale est attendue, les situations où il devient bénéfique de maintenir un abri végétal autour des semis et les modalités précises que doit recouvrir l'abri ainsi créé sont actuellement difficiles à identifier.

2.6 Références bibliographiques

Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., Zedaker, S.M., 2005. Designing Forest Vegetation Management Strategies Based On The Mechanisms And Dynamics Of Crop Tree Competition By Neighbouring Vegetation. Forestry 79, 3–27.

Barrere, J., Petersson, L.K., Boulanger, V., Collet, C., Felton, A.M., Löf, M., Saïd, S., 2021. Canopy openness and exclusion of wild ungulates act synergistically to improve oak natural regeneration. Forest Ecology and Management 487, 118976. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118976

Barthod, C., Dupouey, J., Larrère, R., Sarrazin, F., 2021. La libre évolution, un concept aux multiples facettes. Revue forestière française 73, 105–114.

Barton, K.E., Hanley, M.E., 2013. Seedling–herbivore interactions: insights into plant defence and regeneration patterns. Annals of Botany 112, 643–650. https://doi.org/10.1093/aob/mct139

Bernard, M., 2018. Changements climatiques et herbivorie: influence sur la régénération et le potentiel d'avenir des forêts mélangées (Thèse Université Montpellier, 288p.).

Bertness, M.D., Callaway, R., 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology & Evolution 9, 191–193. https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4

Bisi, F., von Hardenberg, J., Bertolino, S., Wauters, L.A., Imperio, S., Preatoni, D.G., Provenzale, A., Mazzamuto, M.V., Martinoli, A., 2016. Current and future conifer seed production in the Alps: testing weather factors as cues behind masting. Eur J Forest Res 135, 743–754. https://doi.org/10.1007/s10342-016-0969-4

Bobiec, A., Reif, A., Öllerer, K., 2018. Seeing the oakscape beyond the forest: a landscape approach to the oak regeneration in Europe. Landscape Ecol 33, 513–528. https://doi.org/10.1007/s10980-018-0619-y

Bogdziewicz, M., Kelly, D., Thomas, P.A., Lageard, J.G.A., Hacket-Pain, A., 2020. Climate warming disrupts mast seeding and its fitness benefits in European beech. Nat. Plants 6, 88–94. https://doi.org/10.1038/s41477-020-0592-8

Caignard, T., Kremer, A., Firmat, C., Nicolas, M., Venner, S., Delzon, S., 2017. Increasing spring temperatures favor oak seed production in temperate areas. Sci Rep 7, 8555. https://doi.org/10.1038/s41598-017-09172-7

Calama, R., Manso, R., Lucas-Borja, M.E., Espelta, J.M., Piqué, M., Bravo, F., Del Peso, C., Pardos, M., 2017. Natural regeneration in Iberian pines: A review of dynamic processes and proposals for management. Forest Syst 26, eR02S. https://doi.org/10.5424/fs/2017262-11255

Clark, J.S., Andrus, R., Aubry-Kientz, M., Bergeron, Y., Bogdziewicz, M., Bragg, D.C., Brockway, D., Cleavitt, N.L., Cohen, S., Courbaud, B., Daley, R., Das, A.J., Dietze, M., Fahey, T.J., Fer, I., Franklin, J.F., Gehring, C.A., Gilbert, G.S., Greenberg, C.H., Guo, Q., HilleRisLambers, J., Ibanez, I., Johnstone, J., Kilner, C.L., Knops, J., Koenig, W.D., Kunstler, G., LaMontagne, J.M., Legg, K.L., Luongo, J., Lutz, J.A., Macias, D., McIntire, E.J.B., Messaoud, Y., Moore, C.M., Moran, E., Myers, J.A., Myers, O.B., Nunez, C., Parmenter, R., Pearse, S., Pearson, S., Poulton-Kamakura, R., Ready, E., Redmond, M.D., Reid, C.D., Rodman, K.C., Scher, C.L., Schlesinger, W.H., Schwantes, A.M., Shanahan, E., Sharma, S., Steele, M.A., Stephenson, N.L., Sutton, S., Swenson, J.J., Swift, M., Veblen, T.T., Whipple, A.V., Whitham, T.G., Wion, A.P., Zhu, K., Zlotin, R., 2021. Continent-wide tree fecundity driven by indirect climate effects. Nat Commun 12, 1242. https://doi.org/10.1038/s41467-020-20836-3

Clark, J.S., Beckage, B., Camill, P., Cleveland, B., HilleRisLambers, J., Lichter, J., McLachlan, J., Mohan, J., Wyckoff, P., 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. Am. J. Bot. 86, 1–16. https://doi.org/10.2307/2656950

Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Rey Benayas, J.M., Michalet, R., 2010. Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. Journal of Ecology 98, 687–696. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01655.x

Davi, H., Cailleret, M., Restoux, G., Amm, A., Pichot, C., Fady, B., 2016. Disentangling the factors driving tree reproduction. Ecosphere 7. https://doi.org/10.1002/ecs2.1389

Davis, F.W., Sweet, L.C., Serra-Diaz, J.M., Franklin, J., McCullough, I., Flint, A., Flint, L., Dingman, J.R., Regan, H.M., Syphard, A.D., Hannah, L., Redmond, K., Moritz, M.A., 2016. Shrinking windows of opportunity for oak seedling establishment in southern California mountains. Ecosphere 7. https://doi.org/10.1002/ecs2.1573

de Andrés, E.G., Camarero, J.J., Martínez, I., Coll, L., 2014. Uncoupled spatiotemporal patterns of seed dispersal and regeneration in Pyrenean silver fir populations. Forest Ecology and Management 319, 18–28. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.050

Dey, D.C., Knapp, B.O., Battaglia, M.A., Deal, R.L., Hart, J.L., O'Hara, K.L., Schweitzer, C.J., Schuler, T.M., 2019. Barriers to natural regeneration in temperate forests across the USA. New Forests 50, 11–40. https://doi.org/10.1007/s11056-018-09694-6

Diaci, J., Rozman, J., Rozman, A., 2020. Regeneration gap and microsite niche partitioning in a high alpine forest: Are Norway spruce seedlings more drought-tolerant than beech seedlings? Forest Ecology and Management 455, 117688. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117688

Dobrowski, S.Z., Swanson, A.K., Abatzoglou, J.T., Holden, Z.A., Safford, H.D., Schwartz, M.K., Gavin, D.G., 2015. Forest structure and species traits mediate projected recruitment declines in western US tree species: Tree recruitment patterns in the western US. Global Ecology and Biogeography 24, 917–927. https://doi.org/10.1111/geb.12302

Donohue, K., Rubio de Casas, R., Burghardt, L., Kovach, K., Willis, C.G., 2010. Germination, Postgermination Adaptation, and Species Ecological Ranges. Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 41, 293–319. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102209-144715

Drapier, J., 1985. Les difficultés de régénération naturelle du Sapin (Abies alba Mill.) dans les Vosges. Etude écologique. Rev. For. Fr. 45. https://doi.org/10.4267/2042/21785

Duchaufour, Ph., Rousseau, L.-Z., 1959. Les phénomènes d'intoxication des plantudes de résineux par le manganèse dans les humus forestieres. Rev. For. Fr. 835. https://doi.org/10.4267/2042/27559

E.Silva, D., Mazzella, P.R., Legay, M., Corcket, E., Dupouey, J.L., 2012. Does natural regeneration determine the limit of European beech distribution under climatic stress? Forest Ecology and Management 266, 263–272.

Fernandez, M., Malagoli, P., Vernay, A., Améglio, T., Balandier, P., 2020. Echecs de régénération du chêne en présence de molinie: au-delà d'une simple compétition pour les ressources. Rendez-vous techniques de l'ONF 39, 39–45.

Feurdean, A., Bhagwat, S.A., Willis, K.J., Birks, H.J.B., Lischke, H., Hickler, T., 2013. Tree Migration-Rates: Narrowing the Gap between Inferred Post-Glacial Rates and Projected Rates. PLoS ONE 8, e71797. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0071797

Fuhr, M., Weyant, J., Durand, N., Riond, C., 2015. Dynamique de fermeture des grandes trouées dans les forêts de montagne des Alpes du Nord. Rendez-vous techniques ONF 3–10.

Gonzalez, M., Augusto, L., Maugard, F., Delerue, F., 2020. Ecologie de l'installation du pin maritime dans les forêts de dune d'Aquitaine. Journée de restitution du projet ECODUNE.

Götmark, F., Fridman, J., Kempe, G., Norden, B., 2005. Broadleaved tree species in conifer-dominated forestry: Regeneration and limitation of saplings in southern Sweden. Forest Ecology and Management 214, 142–157. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.04.001

Grubb, P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant commu- nities: The importance of the regeneration niche. Biological Reviews 52, 107–145. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1977.tb01347.x

Guignabert, A., 2018. Etude des processus de régénération naturelle du pin maritime en contexte de dune forestière gérée. Influence de la sylviculture, du climat et des interactions biotiques. Thèse Univ. Bordeaux.

Guignabert, A., Augusto, L., Delerue, F., Maugard, F., Gire, C., Magnin, C., Niollet, S., Gonzalez, M., 2020a. Combining partial cutting and direct seeding to overcome regeneration failures in dune forests. Forest Ecology and Management 476, 118466. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118466

Guignabert, A., Gonzalez, M., Delerue, F., Maugard, F., Augusto, L., 2020b. La régénération du pin maritime dans les forêts dunaires d'Aquitaine: un processus complexe et multifactoriel. Rendez-vous techniques de l'ONF 67–68, 52–60.

Guignabert, Augusto, L., Delerue, F., Maugard, F., Gire, C., Magnin, C., Niollet, S., Gonzalez, M., 2020. Combining partial cutting and direct seeding to overcome regeneration failures in dune forests. Forest Ecology and Management 476, 118466. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118466

Hacket-Pain, A., Ascoli, D., Berretti, R., Mencuccini, M., Motta, R., Nola, P., Piussi, P., Ruffinatto, F., Vacchiano, G., 2019. Temperature and masting control Norway spruce growth, but with high individual tree variability. Forest Ecology and Management 438, 142–150. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.014

Hanbury-Brown, A.R., Ward, R.E., Kueppers, L.M., 2022. Forest regeneration within Earth system models: current process representations and ways forward. New Phytologist 235, 20–40. https://doi.org/10.1111/nph.18131

Helluy, M., 2020. Adapter la gestion des forêts méditerranéennes au changement climatique : rôle des strates de végétation et modélisation fonctionnelle de la dynamique forestière (Thèse Université Aix-Marseille, 196 p).

Herrera, C., Jordano, P., Guitian, J., Traveset, A., 1998. Annual variability in seed production by woody plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship to pollination and seed dispersal. The American Naturalist 152, 576–594.

Ibáñez, I., Katz, D.S.W., Lee, B.R., 2017. The contrasting effects of short-term climate change on the early recruitment of tree species. Oecologia 184, 701–713. https://doi.org/10.1007/s00442-017-3889-1

IGN, 2021. Le Mémento - Inventaire forestier - Édition 2021.

Journé, V., Andrus, R., Aravena, M., Ascoli, D., Berretti, R., Berveiller, D., Bogdziewicz, M., Boivin, T., Bonal, R., Caignard, T., Calama, R., Camarero, J.J., Chang-Yang, C., Courbaud, B., Courbet, F., Curt, T., Das, A.J., Daskalakou, E., Davi, H., Delpierre, N., Delzon, S., Dietze, M., Donoso Calderon, S., Dormont, L., Maria Espelta, J., Fahey, T.J., Farfan-Rios, W., Gehring, C.A., Gilbert, G.S., Gratzer, G., Greenberg, C.H., Guo, Q., Hacket-Pain, A., Hampe, A., Han, Q., Lambers, J.H.R., Hoshizaki, K., Ibanez, I., Johnstone, J.F., Kabeya, D., Kays, R., Kitzberger, T., Knops, J.M.H., Kobe, R.K., Kunstler, G., Lageard, J.G.A., LaMontagne, J.M., Leininger, T., Limousin, J., Lutz, J.A., Macias, D., McIntire, E.J.B., Moore, C.M., Moran, E., Motta, R., Myers, J.A., Nagel, T.A., Noguchi, K., Ourcival, J., Parmenter, R., Pearse, I.S., Perez-Ramos, I.M., Piechnik, L., Poulsen, J., Poulton-Kamakura, R., Qiu, T., Redmond, M.D., Reid, C.D., Rodman, K.C., Rodriguez-Sanchez, F., Sanguinetti, J.D., Scher, C.L., Marle, H.S.V.,

Seget, B., Sharma, S., Silman, M., Steele, M.A., Stephenson, N.L., Straub, J.N., Swenson, J.J., Swift, M., Thomas, P.A., Uriarte, M., Vacchiano, G., Veblen, T.T., Whipple, A.V., Whitham, T.G., Wright, B., Wright, S.J., Zhu, K., Zimmerman, J.K., Zlotin, R., Zywiec, M., Clark, J.S., 2022. Globally, tree fecundity exceeds productivity gradients. Ecology Letters 25, 1471–1482. https://doi.org/10.1111/ele.14012

Kelly, D., 1994. The evolutionary ecology of mast seeding. Trends in Ecology & Evolution 9, 465–470. https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90310-7

Kohler, M., Pyttel, P., Kuehne, C., Modrow, T., Bauhus, J., 2020. On the knowns and unknowns of natural regeneration of silviculturally managed sessile oak (Quercus petraea (Matt.) Liebl.) forests—a literature review. Annals of Forest Science 77, 101. https://doi.org/10.1007/s13595-020-00998-2

Kueppers, L.M., Conlisk, E., Castanha, C., Moyes, A.B., Germino, M.J., Valpine, P., Torn, M.S., Mitton, J.B., 2017. Warming and provenance limit tree recruitment across and beyond the elevation range of subalpine forest. Glob Change Biol 23, 2383–2395. https://doi.org/10.1111/gcb.13561

Ladier, J., Tessier, C., Amandier, L., Prévosto, B., 2014. Gestion du chêne pubescent dans le Sud-est de la France. Quelle alternative au taillis simple? Rendez-vous techniques de l'ONF 44, 9–16.

Le Roncé, I., Gavinet, J., Ourcival, J., Mouillot, F., Chuine, I., Limousin, J., 2021. Holm oak fecundity does not acclimate to a drier world. New Phytol 231, 631–645. https://doi.org/10.1111/nph.17412

Lebourgeois, F., Delpierre, N., Dufrêne, E., Cecchini, S., Macé, S., Croisé, L., Nicolas, M., 2018. Assessing the roles of temperature, carbon inputs and airborne pollen as drivers of fructification in European temperate deciduous forests. Eur J Forest Res 137, 349–365. https://doi.org/10.1007/s10342-018-1108-1

Ligot, G., Balandier, P., Fayolle, A., Lejeune, P., Claessens, H., 2013. Height competition between Quercus petraea and Fagus sylvatica natural regeneration in mixed and uneven-aged stands. Forest Ecology and Management 304, 391–398. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.050

Lines, E.R., Zavala, M.A., Ruiz-Benito, P., Coomes, D.A., 2020. Capturing juvenile tree dynamics from count data using Approximate Bayesian Computation. Ecography 43, 406–418. https://doi.org/10.1111/ecog.04824

Manso, R., Pukkala, T., Pardos, M., Miina, J., Calama, R., 2014. Modelling *Pinus pinea* forest management to attain natural regeneration under present and future climatic scenarios. Can. J. For. Res. 44, 250–262. https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0179

Maugard, F., Magnin, C., 2020. Améliorer la réussite de la régénération naturelle du pin maritime dans les forêts dunaires d'Aquitaine. Rendez-vous techniques ONF 46–51.

Mölder, A., Sennhenn-Reulen, H., Fischer, C., Rumpf, H., Schönfelder, E., Stockmann, J., Nagel, R.-V., 2019. Success factors for high-quality oak forest (Quercus robur, Q. petraea) regeneration. For. Ecosyst. 6, 49. https://doi.org/10.1186/s40663-019-0206-y

Mondoni, A., Rossi, G., Orsenigo, S., Probert, R.J., 2012. Climate warming could shift the timing of seed germination in alpine plants. Annals of Botany 110, 155–164. https://doi.org/10.1093/aob/mcs097

Motta, R., 1996. Impact of wild ungulates on forest regeneration and tree composition of mountain forests in the Western Italian Alps. Forest Ecology and Management 88, 93–98.

Nagel, T.A., Diaci, J., Jerina, K., Kobal, M., Rozenbergar, D., 2015. Simultaneous influence of canopy decline and deer herbivory on regeneration in a conifer–broadleaf forest. Can. J. For. Res. 45, 266–275. https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0249

Pacala, S.W., Canham, C.D., Silander Jr., J.A., Kobe, R.K., 1994. Sapling growth as a function of resources in a north temperate forest. Can. J. For. Res. 24, 2172–2183. https://doi.org/10.1139/x94-280

Parmesan, C., Hanley, M.E., 2015. Plants and climate change: complexities and surprises. Annals of Botany 116, 849–864. https://doi.org/10.1093/aob/mcv169

Pearse, I.S., Koenig, W.D., Kelly, D., 2016. Mechanisms of mast seeding: resources, weather, cues, and selection. New Phytol 212, 546–562. https://doi.org/10.1111/nph.14114

Pearse, I.S., LaMontagne, J.M., Koenig, W.D., 2017. Inter-annual variation in seed production has increased over time (1900–2014). Proc. R. Soc. B. 284, 20171666. https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1666

Ponge, J.-F., André, J., Bernier, N., Gallet, C., 1994. La régénération naturelle : connaissances actuelles. le cas de l'épicéa en forêt de macot (Savoie). Rev. For. Fr. 25. https://doi.org/10.4267/2042/26510

Prévosto, B., Ripert, C., Ostermeyer, R., 2013. Eclaircir est-il suffisant pour favoriser la régénération de taillis de chêne blanc ? Retour sur un dispositif expérimental installé il y a 27 ans en forêt domaniale de Lure (Alpes-de-Haute-Provence). Forêt méditerranéenne 24, 3–12.

Qiu, T., Sharma, S., Woodall, C.W., Clark, J.S., 2021. Niche Shifts From Trees to Fecundity to Recruitment That Determine Species Response to Climate Change. Front. Ecol. Evol. 9, 719141. https://doi.org/10.3389/fevo.2021.719141

Schermer, É., Bel-Venner, M., Fouchet, D., Siberchicot, A., Boulanger, V., Caignard, T., Thibaudon, M., Oliver, G., Nicolas, M., Gaillard, J., Delzon, S., Venner, S., 2019. Pollen limitation as a main driver of fruiting dynamics in oak populations. Ecol Lett 22, 98–107. https://doi.org/10.1111/ele.13171

Schermer, É., Bel-Venner, M., Gaillard, J., Dray, S., Boulanger, V., Le Roncé, I., Oliver, G., Chuine, I., Delzon, S., Venner, S., 2020. Flower phenology as a disruptor of the fruiting dynamics in temperate oak species. New Phytol 225, 1181–1192. https://doi.org/10.1111/nph.16224

Schermer, É., Boulanger, V., Delzon, S., Saïd, S., Focardi, S., Guibert, B., Gaillard, J., Venner, S., 2016. Fluctuations des glandées chez les chênes : Mieux les comprendre pour mieux gérer la régénération des chênaies. Rendez-vous techniques de l'ONF 50, 21–29.

Serra-Diaz, J.M., Franklin, J., Sweet, L.C., McCullough, I.M., Syphard, A.D., Regan, H.M., Flint, L.E., Flint, A.L., Dingman, J.R., Moritz, M.A., Redmond, K., Hannah, L., Davis, F.W., 2016. Averaged 30 year climate change projections mask opportunities for species establishment. Ecography 39, 844–845. https://doi.org/10.1111/ecog.02074

Sharma, S., Andrus, R., Bergeron, Y., Bogdziewicz, M., Bragg, D.C., Brockway, D., Cleavitt, N.L., Courbaud, B., Das, A.J., Dietze, M., Fahey, T.J., Franklin, J.F., Gilbert, G.S., Greenberg, C.H., Guo, Q., Hille Ris Lambers, J., Ibanez, I., Johnstone, J.F., Kilner, C.L., Knops, J.M.H., Koenig, W.D., Kunstler, G., LaMontagne, J.M., Macias, D., Moran, E., Myers, J.A., Parmenter, R., Pearse, I.S., Poulton-Kamakura, R., Redmond, M.D., Reid, C.D., Rodman, K.C., Scher, C.L., Schlesinger, W.H., Steele, M.A., Stephenson, N.L., Swenson, J.J., Swift, M., Veblen, T.T., Whipple, A.V., Whitham, T.G., Wion, A.P., Woodall, C.W., Zlotin, R., Clark, J.S., 2022. North American tree migration paced by climate in the West, lagging in the East. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 119, e2116691118. https://doi.org/10.1073/pnas.2116691118

Shaw, M.W., 1968. Factors Affecting the Natural Regeneration of Sessile Oak (Quercus Petraea) in North Wales: I. A Preliminary Study of Acorn Production, Viability and Losses. The Journal of Ecology 56, 565. https://doi.org/10.2307/2258251

Shibata, M., Masaki, T., Yagihashi, T., Shimada, T., Saitoh, T., 2020. Decadal changes in masting behaviour of oak trees with rising temperature. J Ecol 108, 1088–1100. https://doi.org/10.1111/1365-2745.13337

Silvy-Leligois, P., 1949. Les problèmes de la régénération dans les hêtraies normandes. Rev. For. Fr. 426. https://doi.org/10.4267/2042/27637

Simon, A., Katzensteiner, K., Gratzer, G., 2019. Drivers of forest regeneration patterns in drought prone mixed-species forests in the Northern Calcareous Alps. Forest Ecology and Management 453, 117589. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117589

Smit, C., Ouden, J., Díaz, M., 2008. Facilitation of *Quercus ilex* recruitment by shrubs in Mediterranean open woodlands. Journal of Vegetation Science 19, 193–200. https://doi.org/10.3170/2007-8-18352

Unkule, M., 2022. Régénération des forêts mixtes épicéa - sapin - hêtre sous la pression du climat et des ongulés. Thèse Univ.Grenoble Alpes.

Vacchiano, G., Hacket-Pain, A., Turco, M., Motta, R., Maringer, J., Conedera, M., Drobyshev, I., Ascoli, D., 2017. Spatial patterns and broad-scale weather cues of beech mast seeding in Europe. New Phytol 215, 595–608. https://doi.org/10.1111/nph.14600

Van Couwenberghe, R., Gégout, J.-C., Lacombe, E., Collet, C., 2013. Light and competition gradients fail to explain the coexistence of shade-tolerant Fagus sylvatica and shade-intermediate Quercus petraea seedlings. Annals of Botany 112, 1421–1430. https://doi.org/10.1093/aob/mct200

Vera, F.W.M., 2000. Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, pp. 13–60.

Vernay, A., 2017. De la complexité fonctionnelle et écophysiologique des ressources lumière, azote et eau dans le réseau précoce d'interactions entre le jeune chêne (Quercus petraea) et deux Poacées (D. cespitosa et M. caerulea) : conséquences pour la régénération des chênaies tempérées (Thèse, Université Clermont Auvergne, 212 p.).

Veuillen, L., Malabeux, L., Riond, C., Cornevin, D., 2020. Le travail du sol en montagne: enjeux, expérimentations passées et pratiques actuelles. Rendez-vous techniques de l'ONF 67–68, 16–21.

Wagner, S., Collet, C., Madsen, P., Nakashizuka, T., Nyland, R.D., Sagheb-Talebi, K., 2010. Beech regeneration research: From ecological to silvicultural aspects. Forest Ecology and Management 259, 2172–2182. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.029

Walck, J.L., Hidayati, S.N., Dixon, K.W., Thompson, K., Poschlod, P., 2011. Climate change and plant regeneration from seed: CLIMATE CHANGE AND PLANT REGENERATION. Global Change Biology 17, 2145–2161. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02368.x

Watt, A.S., 1925. On the Ecology of British Beechwoods with Special Reference to Their Regeneration: Part II, Sections II and III. The Development and Structure of Beech Communities on the Sussex Downs. The Journal of Ecology 13, 27. https://doi.org/10.2307/2255556

Watt, A.S., 1919. On the Causes of Failure of Natural Regeneration in British Oakwoods. The Journal of Ecology 7, 173. https://doi.org/10.2307/2255275

Weissen, F., 1979. La régénération naturelle de l'Épicéa en Ardenne. Bulletin de la Société Royale Forestière de Belgique 86, 115–123.

Zhu, K., Woodall, C.W., Ghosh, S., Gelfand, A.E., Clark, J.S., 2014. Dual impacts of climate change: forest migration and turnover through life history. Glob Change Biol 20, 251–264. https://doi.org/10.1111/gcb.12382

Volet 2| Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique 624
3.2 Matériel et méthodes 624
3.2.1 Sites d'étude et mesures 624
3.2.2 Traitement des données 625
3.2.3 Caractérisation de l'échantillon 625
3.3 Réponses à la question posée 627
3.3.1 Reprise et mortalité globale des plants 627
3.3.2 Mortalité des plants par type de dégâts 627
3.3.3 Taux de reprise par essence ou par groupe d'essences 628
3.3.4 Distribution spatiale de la réussite des plantations analysées en fonction des grandes régions écologiques (GRECO) 629
3.3.5 Taux de reprise moyen selon le type de travaux réalisés lors de la première année de plantation 631
3.3.6 Conclusions 633
3.4 Perspectives 634
3.5 Références bibliographiques 634
3.6 Annexes 635

Rédacteurs

Bernard **Boutte**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Avignon (84), France

Claude **Husson,** Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Champenoux (54), France

François-Xavier **Saintonge**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Ardon (45), France

3.1 Contexte et problématique

La réussite des plantations de l'année est observée par **le DSF.** L'objectif de ce suivi mis en place en 2007 est d'évaluer le niveau de réussite des plantations lors de **leur première année de végétation** ainsi que l'importance relative des différentes contraintes potentielles (abiotiques, biotiques, anthropiques) induisant une mortalité de plants pour les principales essences françaises (Ministère de l'Agriculture - DGAL, 2017).

3.2 Matériel et méthodes

3.2.1 Sites d'étude et mesures

L'évaluation de la réussite des plantations de l'année (plantations de l'automne de l'année précédente ou du printemps de l'année de notation) est effectuée par les Correspondants-Observateurs du DSF dans des plantations forestières de plus de 1 ha, représentatives des plantations du secteur d'activité de chaque Correspondant-Observateur (antécédent cultural, essence, type de plant, répartition géographique, etc.) Chaque parcelle fait l'objet de deux notations la même année : une à la fin du printemps (en mai-juin) et une à la fin de la saison de végétation (en octobre-novembre) (Ministère de l'Agriculture - DGAL, 2017). Les observations sont réalisées sur 100 plants de la même essence répartis dans la plantation. En cas de plantations mélangées, il est possible de répéter les mesures selon le

même protocole pour chaque essence, sur la même plantation. Si la plantation a une surface supérieure à 5 ha, les mesures peuvent être répétées pour chaque tranche de 5 ha supplémentaires.

Chaque plant de l'échantillon est examiné. Son état sanitaire est noté. Les observations permettent d'appréhender l'ensemble des facteurs qui constituent une source potentielle de stress et de mortalité pour les plants. Ainsi, les facteurs biotiques et abiotiques qui affectent le plant, sont notés. Si le plant est mort, la raison principale est recherchée parmi les facteurs de mortalité mentionnés : facteurs biotiques (insectes, champignons, rongeurs, gibier) ou abiotiques (gel, sécheresse, etc.) Tous les cas de mortalité inexpliqués ou mettant en cause plusieurs facteurs (qualité des plants ou de la plantation, stress abiotique ou anthropique) ont été regroupés en une seule mention « abiotique ». La mortalité due aux champignons est probablement sous-estimée car des analyses de plants complets, notamment sur les systèmes racinaires, ne sont pas effectuées de manière systématique sur les plants morts.

Au niveau de la parcelle, sont également consignés : les coordonnées géographiques, l'essence plantée, les travaux préparatoires et les traitements effectués après plantation (voir Annexe 2.3-1).

3.2.2 Traitement des données

Pour chaque catégorie de plantation examinée (par essence, par grande région écologique, par année, etc.), trois indicateurs de réussite des plantations ont été retenus :

1. **le pourcentage de plantations non réussies** : une plantation présentant moins de 80 % de plants vivants au 1er octobre est considérée comme non réussie. Le pourcentage de plantations non réussies est calculé comme le nombre de plantations non réussies rapporté au nombre total de plantation décrites dans la catégorie examinée. Cet indicateur est intéressant car il renseigne sur le nombre de plantations qui devront être regarnies (installation de nouveaux plants en remplacement des plants morts). Le seuil de 80 % est le seuil classiquement utilisé par les gestionnaires pour déterminer la réalisation de regarnis dans une plantation.
2. **le taux de mortalité global de plants** : Ce taux est un pourcentage calculé comme le nombre de plants morts rapporté au nombre total de plants plantés, dans la catégorie examinée. Cet indicateur renseigne plus directement sur l'intensité de la mortalité que le pourcentage de plantation réussies.
3. **le taux de reprise global des plants** : Ce taux est un pourcentage calculé comme l'inverse du taux de mortalité global de plants dans la catégorie examinée.

3.2.3 Caractérisation de l'échantillon

Le suivi porte sur 14 ans (de 2007 à 2021). Sur cette période, 12 288 plantations ont été observées. Les essences ont été réparties en six catégories :

- pin maritime ;
- douglas ;
- chêne sessile ;
- autres résineux (42 espèces) ;
- peupliers (38 cultivars + quatre «groupes») ;
- autres feuillus (48 espèces).

Les trois premières essences sont les principales essences de reboisement actuelles en France, elles représentent 70 à 80 % des plants vendus par an et 50 % des plantations observées dans le suivi DSF.

Les 12 288 plantations analysées sont ainsi réparties :

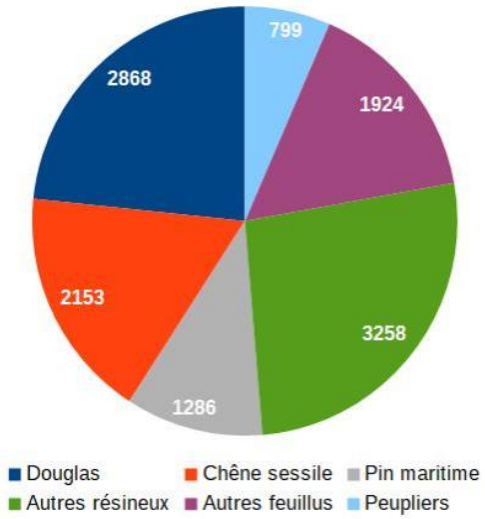
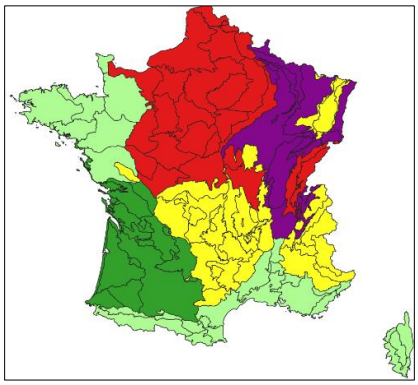


Figure 2.3-1 : Répartition par essence des peuplements observés par le DSF entre 2007 et 2021

Le détail par année est indiqué dans le tableau en Annexe 2.3-2.

Les plantations observées se ventilent selon les GRECO suivantes :



GRECO	N. plantations	%
Alpes	301	2 %
Centre-Nord semi-océanique	2865	23 %
Corse	4	0,03 %
Grand Est semi-continental	2028	17 %
Grand Ouest cristallin et océanique	1116	9 %
Jura	301	2 %
Massif central	3041	25 %
Méditerranée	57	0,46 %
Pyrénées	192	2 %
Sud-Ouest océanique	1893	15 %
Vosges	490	4 %
Total	**12288**	**100 %**

Figure 2.3-2 : Répartition par GRECO des plantations de l'année notées par le DSF (2007-2021)

Les principales modalités d'échantillonnage sont les suivantes :

- cinq plantations par correspondant-observateur en moyenne sont observées chaque année, elles sont choisies au printemps, avant la saison de végétation : les observations ne sont donc pas orientées vers des chantiers avec une problématique phytosanitaire ;
- trois à quatre plantations représentent les essences et les techniques « habituelles » du secteur d'activité du correspondant DSF ; un à deux plantations avec des essences ou des techniques moins « usuelles » (exemple : plantations de pin taeda dans le massif des Landes de Gascogne, plantations de douglas en godets dans un secteur de plantations en racines nues, etc.) ;
- ces modalités conduisent à un taux d'échantillonnage moyen est de 2/1000 plants vendus, avec des variations selon les essences (faible pour le pin maritime, fort pour le peuplier par exemple) et les régions.

Si des situations variées sont observées dans l'échantillon de plantations DSF, l'échantillonnage n'est pas pour autant représentatif des plantations en France : des écarts peuvent être observés avec les résultats des gestionnaires forestiers selon les essences, les itinéraires techniques, les régions, etc.

3.3 Réponses à la question posée

3.3.1 Reprise et mortalité globale des plants

Sur la période 2007-2021, 81,5 % des plantations observées par le DSF ont réussi et présentent un taux de reprise supérieur à 80 %. Cela correspond à un taux de mortalité de 11,6 % des plants observés.

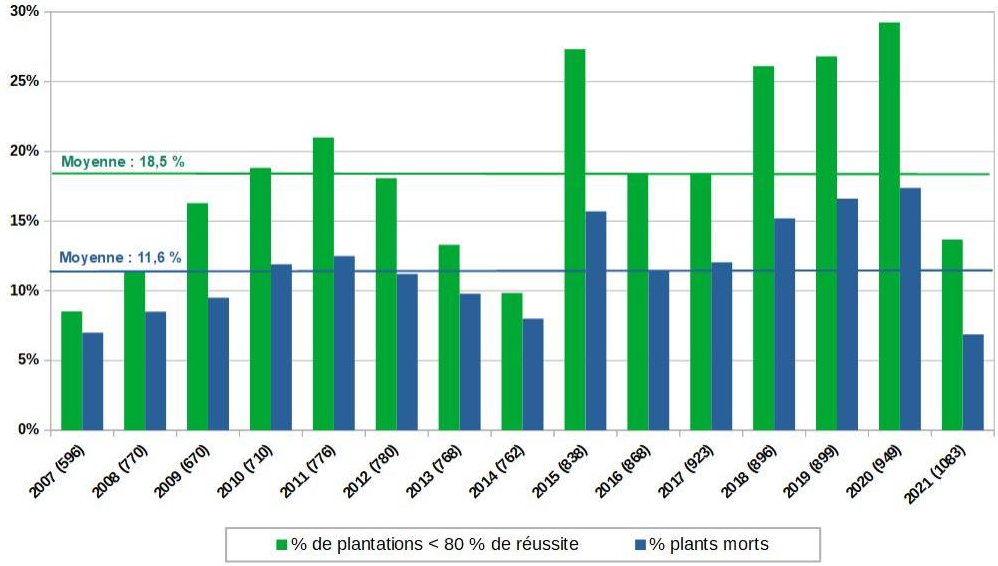


Figure 2.3-3 : Évolution du taux de plantations de l'année non réussies et du taux de mortalités des plants. Le nombre de plantations observées chaque année est indiqué entre parenthèse : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021. Les moyennes calculées sur toute la période d'observation sont indiquées

On note que les années à fort déficit hydrique estival (2015 et 2018 à 2020) ressortent nettement dans la Figure 2.3-3. De la même façon, les années à été pluvieux (2013, 2014, 2021, etc.) se caractérisent par des taux d'échec nettement plus bas que la moyenne. **Il y a donc une corrélation forte entre le stress hydrique (dû à un déficit hydrique et/ou une température élevée) subi par les plants pendant la période de végétation et la reprise des plantations** (Tallieu *et al.*, 2022)**. Si une tendance à une plus mauvaise reprise des plantations sur la période 2007-2021 était observée à partir de l'année 2018, celle-ci a été freinée en 2021 grâce à une pluviométrie plus favorable** (Tallieu *et al.*, 2022).

3.3.2 Mortalité des plants par type de dégâts

Les causes de mortalité des plants sont classées en quatre groupes : entomologique (insectes), pathologique (champignons, bactéries, etc.), animaux autres que les insectes (rongeurs, cervidés, oiseaux, etc.) et abiotique ou indéterminé.

Tableau 2.3-1 : Répartition des plants morts selon les causes de mortalité, pour chaque année, entre 2007 et 2021, toutes espèces confondues

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Dégât d'origine abiotique, complexe ou indéterminée	79 %	83 %	85 %	87 %	88 %	87 %	80 %	80 %	88 %	86 %	86 %	90 %	91 %	89 %	79 %
Dégât d'origine entomologique	10 %	3 %	7 %	4 %	5 %	3 %	7 %	9 %	6 %	4 %	4 %	5 %	3 %	5 %	9 %

Dégât d'origine pathologique	1 %	1 %	1 %	2 %	0 %	1 %	3 %	0 %	0 %	2 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Dégât dus à des animaux	10 %	12 %	7 %	7 %	6 %	10 %	10 %	11 %	6 %	8 %	10 %	5 %	6 %	6 %	12 %

Les mortalités sont d'origine abiotique, complexe ou indéterminée pour plus de 85 % des plants en moyenne sur la période 2007-2021, la mortalité est ensuite due aux animaux autres que les insectes (près de 8 % des plants morts), aux insectes (5 %) et enfin aux pathogènes (moins de 1 %).

Les écarts à la moyenne 2007-2021 peuvent être illustrés, mettant en avant les causes de mortalité prépondérantes chaque année (voir Figure 2.3-4). Ainsi, pour les mortalités d'origine abiotique, les années à fort déficit hydrique estival (2015 et 2018 à 2020) ou de gel hivernal (2012) ressortent ; les années avec une saison de végétation favorable (pluvieuse), comme 2013, 2014 et 2021 également.

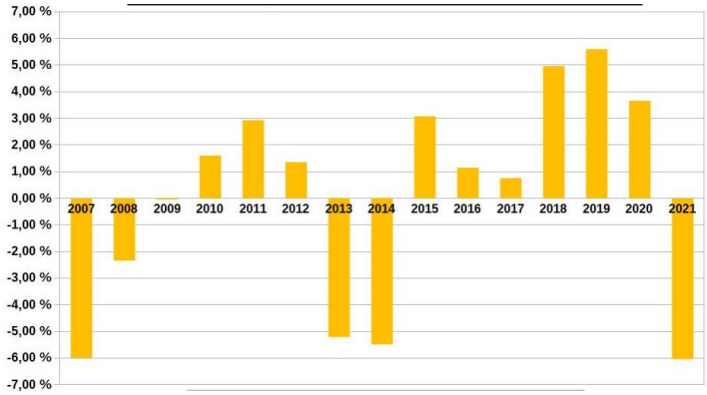


Figure 2.3-4 : Evolution du taux de mortalité abiotique, complexe ou indéterminé des plants. Écart à la moyenne 2007-2021 (moyenne = 86,5 %). Données issues des bases de données du DSF : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021

3.3.3 Taux de reprise par essence ou par groupe d'essences

La Figure 2.3-5 ci-dessous illustre le taux de reprise moyen, sur la période 2007-2021, par essence ou groupe d'essences.

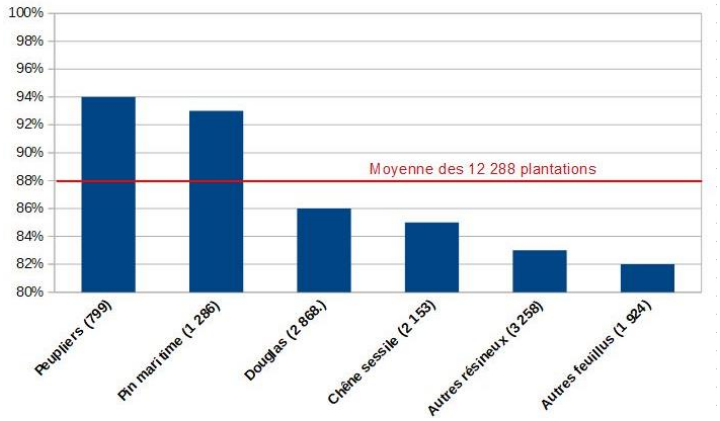


Figure 2.3-5 : Taux de reprise moyen par essence ou groupe d'essences sur la période 2007-2021. Le nombre de plantations observées pour chaque essence est indiqué entre parenthèses

Les peupliers et le pin maritime sont les deux essences qui présentent les meilleurs taux de reprise sur la période 2007-2021. Ces essences sont celles dont les itinéraires techniques de plantation sont particulièrement optimisés (milieux relativement homogènes, préparation de sol mécanique voire fertilisation, utilisation de matériel végétal amélioré génétiquement et très homogène – cultivars pour le peupliers et vergers à graines pour le pin maritime, etc.) Mais ce sont aussi celles qui ont été les

moins soumises à des sécheresses estivales exceptionnelles : climat océanique, moins touché par les canicules et les sécheresses récentes pour le pin maritime et stations alluviales pour les peupliers. Par ailleurs, le pin maritime est une essence réputée pour sa très grande robustesse (Dumas *et al*., 2021).

Le douglas (86 %) et le chêne sessile (85 %) sont en dessous de la moyenne (88 %). Les « autres résineux », 83 % et les « autres feuillus », 82 %, ont les résultats les moins favorables, cachant une forte disparité, selon les essences, les années et les régions.

Le détail par année et par essence ou groupe d'essences est illustré dans la Figure 2.3-6 ci-dessous :

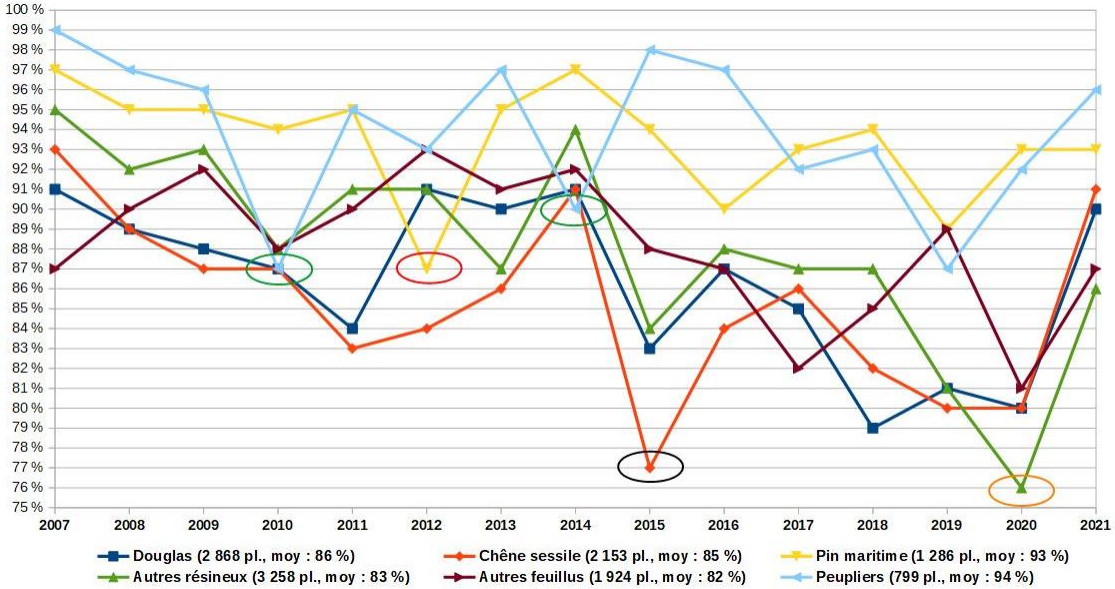


Figure 2.3-6 : Evolution du taux de reprise des plants par essence ou groupe d'essences sur la période 2007-2021. Le nombre de plantations observées et la moyenne 2007-2021 du taux de reprise pour chaque essence sont indiqués entre parenthèses

Quelques commentaires sur des taux de reprise « anormaux » :

- pin maritime, 87 % de réussite en 2012 : impact du gel de février 2012 en plantations sur des reboisements d'automne dans le Nord-Ouest ;
- peupliers, 87 % et 90 % de réussite en 2010 et 2014 respectivement : surmortalité « abiotique » des clones Brenta (une plantation avec 100 % de mortalité due à l'engorgement), Soligo en 2010 et Albelo et Raspalje en 2014 dans les plantations observées ;
- chêne sessile, 77 % de réussite en 2015 : la sécheresse estivale en 2015 fut très marquée, le chêne sessile dans le Nord-Est en a le plus souffert ;
- autres résineux, 76 % de réussite en 2020 : année de sécheresse estivale forte (12 essences en dessous de 80 % de réussite dont le pin laricio de Corse, le pin noir d'Autriche, le sapin pectiné, le mélèze d'Europe et hybride).

3.3.4 Distribution spatiale de la réussite des plantations analysées en fonction des grandes régions écologiques (GRECO)

La réussite des plantations n'est pas homogène sur le territoire national : la Figure 2.3-7 illustre le taux de reprise moyen, sur la période 2007-2021, pour ces régions écologiques. Le tableau indiquant les résultats annuels des observations par GRECO est en Annexe 2.3-3 : Taux de reprise par GRECO sur la période 2007-2021. Données issues des bases de données du DSF : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021.

Annexe 2.3-3.

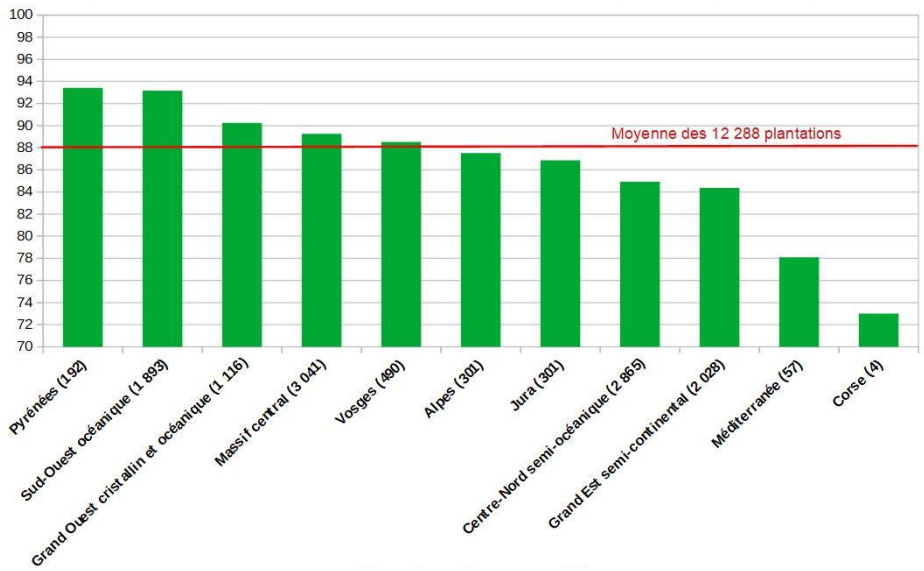


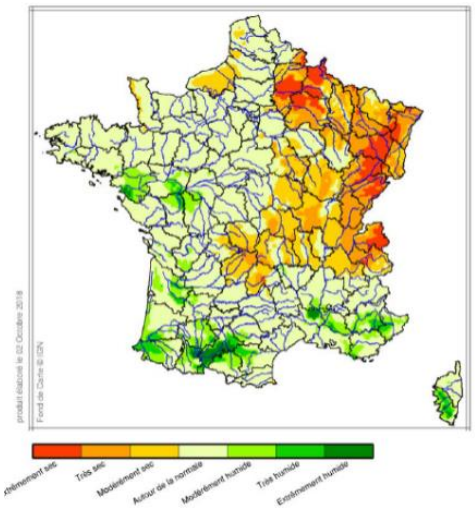
Figure 2.3-7 : Taux de reprise moyen par GRECO sur la période 2007-2021. Le nombre de plantations observées pour chaque GRECO est indiqué entre parenthèses

Les régions situées dans le sud-ouest présentent une réussite supérieure à la moyenne : Pyrénées et Sud-Ouest océanique (93 %). Le Grand-Ouest (90 %), le Massif central et les Vosges (89 %) complètent les GRECO avec une reprise supérieure à la moyenne. Cette « meilleure » réussite s'explique à la fois par l'essence plantée (le pin maritime dans le Sud-Ouest océanique bénéficie d'un itinéraire technique maitrisé en plantation, voir « 3.3.3 Taux de reprise par essence ou par groupe d'essences ») et/ou des conditions climatiques favorables à la bonne reprise des plantations (climat océanique ou océanique dégradé).

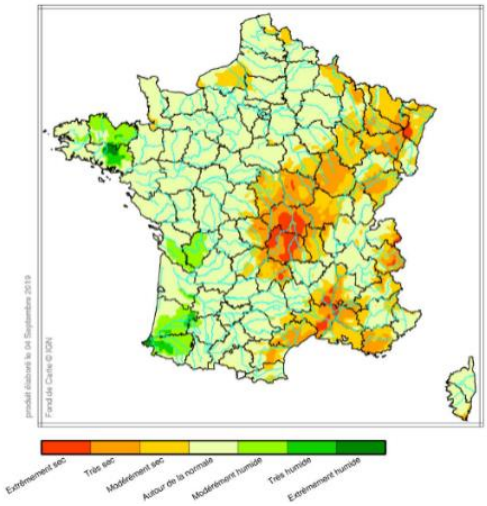
Les régions méridionales présentent les plus mauvais taux de reprise, eu égard aux conditions stationnelles et climatiques peu favorables : Méditerranée (79 %) et Corse (73 % pour quatre plantations).

Les régions Grand-Est (84 %) et Centre-Nord (85 %), ayant subi de manière sévère les sécheresses estivales des sols en 2015 et de 2018 à 2020, présentent un taux de reprise inférieur à la moyenne. Les trois cartes ci-dessous, issues des bulletins hydrologiques mensuels de Météo-France, illustrent, à titre d'exemple, l'état de sécheresse des sols lors des étés 2018, 2019 et 2020.

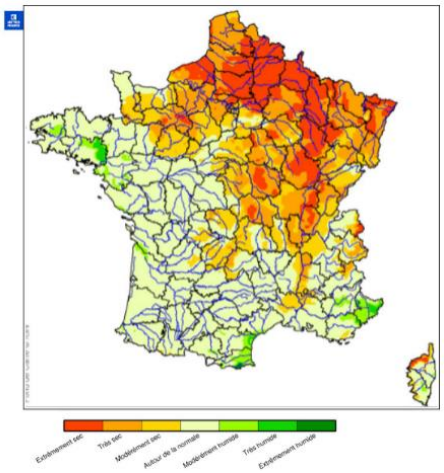
SWI 3 mois 07-08-09 / **2018**



SWI 3 mois 06-07-08 / **2019**



SWI 3 mois 06-07-08 / **2020**



L'indice d'humidité des sols (S.W.I. : Soil Wetness Index) indique l'état de la réserve en eau d'un sol, par rapport à sa réserve optimale (réserve utile maximale). Quand le S.W.I. est voisin de 1, voire supérieur à 1 = le sol est humide, tend vers la saturation. Quand le S.W.I. tend vers 0, voire passe en dessous de 0, le sol est en état de stress hydrique, voire très sec.

Pour les trois cartes présentées, l'indicateur de la sécheresse des sols est calculé à partir de l'indice d'humidité des sols moyenne sur 3 mois. Cet indice de probabilité permet un classement des sols (d'extrêmement sec a extrêmement humide) par rapport aux 3 mêmes mois sur la période de référence 1981-2010.

Figure 2.3-8 : Indice de sécheresse des sols sur 3 mois en 2018, 2019 et 2020

3.3.5 Taux de reprise moyen selon le type de travaux réalisés lors de la première année de plantation

Les travaux indiqués dans les fiches-plantations sont de deux types : « préparatoires » ou « post-plantation ». Pour les premiers, ils sont regroupés en « compartiments » : travaux sur les rémanents (broyage, andainage, etc.), du sol (labour, etc.), au niveau des souches, etc.

Des combinaisons de travaux sont possibles (andainage + labour, etc.) Dans les graphiques suivants, les travaux sont présentés par type « simple », mais le taux de reprise indiqué intègre les effets combinés. Exemple : 92 % de réussite « souches » (1 090 occurrences) prend en compte les plantations qui ont bénéficié d'un travail préparatoire au niveau des souches, seul ou avec d'autres travaux.

<u>1 - les travaux préparatoires</u> (les travaux sont regroupés dans la Figure 2.3-9 et détaillés dans la Figure 2.3-10) :

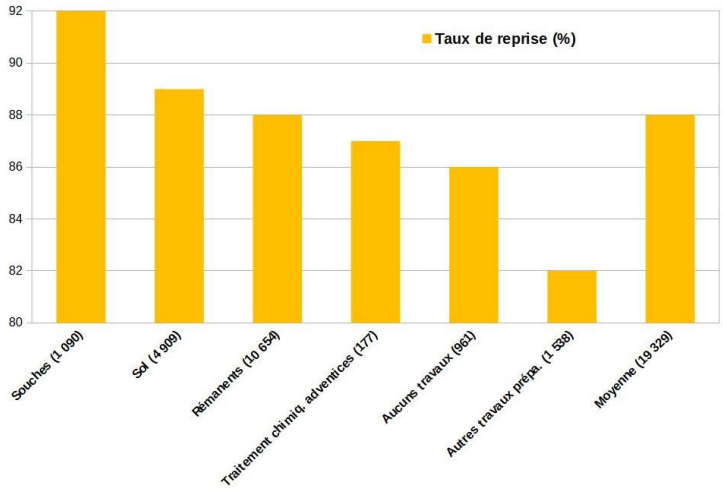


Figure 2.3-9 : Taux de reprise en fonction des travaux préparatoires à la plantation (les effectifs sont indiqués entre parenthèses après le type de travaux)

Les plantations précédées d'interventions au niveau des souches (arrachées et mises en tas ou évacuées ou arasées par un croque souche) et du sol (sous-solage, labour, potet travaillé, travail superficiel ou autres) ont une reprise supérieure à la moyenne ; celles avec des traitements des adventices, d'autres travaux et sans travaux ont une reprise inférieure (Figure 2.3-9).

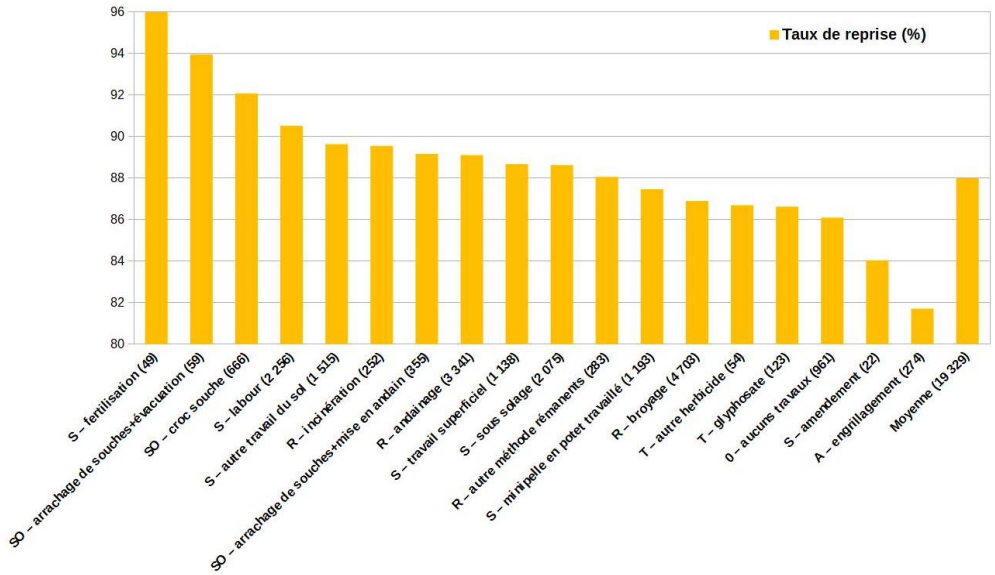


Figure 2.3-10 : Taux de reprise en fonction des travaux préparatoires à la plantation (les effectifs sont indiqués entre parenthèses après le type de travaux). R = rémanents, S = sol, SO = souches, T = traitement adventice, A = autres, 0 = aucuns travaux. Données issues des bases de données du DSF : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021

Parmi les interventions les plus « favorables », il y a la fertilisation (qui concerne surtout le pin maritime et les peupliers qui présentent les meilleurs taux de reprise), l'arrachage et le « croquage » des souches. Les moins bons résultats sont observés dans les plantations « engrillagées » et celles « amendées » : les faibles effectifs de ces deux modalités ne permettent pas de conclure à un effet réellement défavorable de ces deux types de travaux (Figure 2.3-10).

2 - les travaux faisant suite à la plantation :

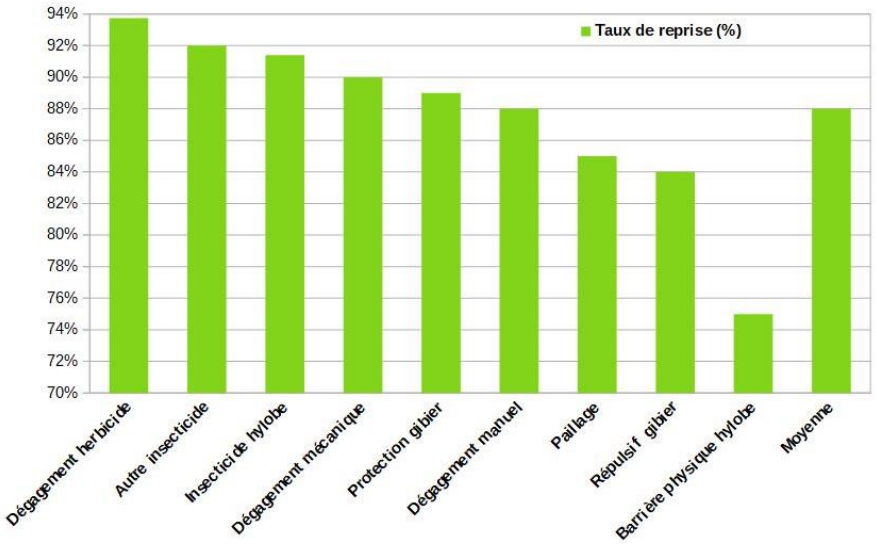


Figure 2.3-11 : Taux de reprise en fonction des travaux post-plantation. Données issues des bases de données du DSF : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021

Toutes les interventions avec des produits phytopharmaceutiques améliorent la reprise des plantations : les dégagements avec herbicides (94 %), le traitement contre l'hylobe (91 %) ainsi que les autres traitements insecticides (92 %). Les moins bons résultats sont observés dans les plantations protégées par des barrières physiques contre l'hylobe (75 % de réussite), des répulsifs à gibier (84 %) et avec du paillage (85 %). Les autres travaux post-plantation (dégagement manuel ou mécanique et protection individuelle contre le gibier) sont observés dans des plantations présentant un taux de reprise proche de la moyenne.

3.3.6 Conclusions

Tableau 2.3-2 : Synthèse de quelques critères de réussite des plantations DSF. Données issues des bases de données du DSF : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021

	Favorables	Neutres *(± 2 % / moyenne)*	Défavorables
Essences	Pin maritime, peupliers	Douglas	Chêne sessile, autres feuillus et résineux
GRECO	Sud-ouest océanique, Pyrénées, Grand-ouest cristallin et océanique	Massif central, Vosges, Alpes, Jura	Méditerranée, Corse, Grand-est semi-continental, Centre-nord semi-océanique
Travaux préparatoires	Arrachage des souches et évacuation, croque-souche, fertilisation, labour	Andainage, incinération, arrachage souches et mise en andains, broyage, travail superficiel, sous-solage, potet mini-pelle, herbicides	Aucuns travaux, amendement, engrillagement
Travaux post-plantation	Dégagement herbicide, insecticide contre l'hylobe, autre insecticide	Dégagement mécanique ou manuel, protection individuelle gibier	Barrières physiques hylobe, répulsif à gibier, paillage

Les principaux facteurs de réussite des plantations qui ressortent des observations de ce suivi DSF sont donc liés à l'essence plantée, au contexte « stationnel » au sens large (GRECO) et aux types de travaux effectués. Certains travaux sont favorables à une bonne reprise des plantations lorsqu'ils améliorent l'alimentation hydrique et minérale des plants (labour, fertilisation), limitent la concurrence de la végétation (dégagement) et les dégâts des bioagresseurs comme l'hylobe ou grand charançon du pin (arrachage ou destruction des souches, traitement insecticide). Les facteurs pris en compte ne sont pas exhaustifs et les interactions difficiles à analyser (essences vs itinéraires techniques par exemple) ne permettent pas d'établir des conclusions plus précises à l'issue de cette évaluation.

Cette base de données établie sur 14 années (2007-2021) a été utilisée dans le cadre d'une étude intitulée « Conception d'indices météorologiques pour prendre en compte le risque de sécheresse estivale dans la garantie de reprise des plantations » dont le rapport a été publié en octobre 2022 (Tallieu *et al*., 2022). Les conclusions de cette étude indiquent que la mortalité abiotique des plants est dépendante de l'essence considérée, certaines étant plus vulnérables que d'autres aux aléas de sécheresse. Elle a également permis d'identifier deux variables météorologiques qui expliquent les mortalités de plants : un indice lié aux précipitations et un indice de sécheresse des sols, calculés au cours des trois mois d'été (juin, juillet et août). Cet indice de sécheresse des sols (SSWI) est illustré dans la Figure 2.3-8.

3.4 Perspectives

La présente contribution montre l'intérêt de mener des observations dans les plantations lors de leur première saison de végétation, dont la reprise est variable selon les années, les essences, les régions, les itinéraires techniques, etc. et de chercher à identifier les causes de mortalités.

La base de données « plantations de l'année du DSF », ouverte et disponible sur demande, peut également être utile dans le cadre d'études plus ciblées. Elle a d'ores-et-déjà servi pour les études suivantes : « Évaluation et perspectives de développement des plantations de douglas en conteneurs de 300 cc et moins » (Girard *et al*., 2019), « Écologie, monitoring et étude du comportement de l'hylobe en milieu forestier » (Bakouri, 2020), « Projet REPLANT-CLIC » (Tallieu *et al*., 2022, voir 3.3.6) et « Types de plants de cèdre pour une utilisation hors zone méditerranéenne » (Institut pour le Développement Forestier, en cours).

Si les mortalités en plantation peuvent être d'origine biotique (voir Volet 2, Thème 3, « Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact »), la mortalité est principalement d'origine abiotique (pour 85 % des cas dont plus de la moitié à cause des sécheresses estivales). Ainsi, dans la perspective des évolutions climatiques déjà observées sur le terrain (chaleur et sécheresses estivales récurrentes), la bonne réussite des plantations doit passer par une réflexion approfondie sur les itinéraires techniques. Au-delà des facteurs habituels (choix des essences, les provenances, types de plants, travaux, etc.), d'autres paramètres seraient à étudier ou à expérimenter : la taille des parcelles reboisées, leur orientation, le maintien éventuel d'un couvert léger sous forme de bouquets ou d'arbres isolés, la plantation dans le recrû, le mélange des essences, la mycorhization des plants avec des espèces de champignons « économiseurs » d'eau, la profondeur de plantation, apport d'hydro-rétenteurs dans le trou de plantation, la fréquence et l'intensité des entretiens, etc.

À l'initiative des acteurs concernés, un suivi à court-moyen terme de la qualité des plantations pourrait être envisagé, par un retour sur certaines plantations dans un délai de 3 à 5 ans suivant la notation initiale par exemple.

3.5 Références bibliographiques

Bakouri, K., 2020. Ecologie, monitoring et étude du comportement d'Hylobius abietis en milieu forestier (Mémoire de fin d'études d'ingénieur). Bordeaux Sciences Agro.

Dumas, N., Dassot, M., Pitaud, J., Piat, J., Arnaudet, L., Richter, C., Collet, C., 2021. Four-year-performance of oak and pine seedlings following mechanical site preparation with lightweight excavators. Silva Fennica 55, 24. https://doi.org/10.14214/sf.10409

Girard, S., Veuillen, L., Chaumet, M., Thivolle-Cazat, A., 2019. Evaluation et perspectives de développement des plantations de douglas réalisées avec des plants élevés dans des conteneurs inférieurs à 300cc - Rapport final de la convention n° E17/2018 Passée entre le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, le CNPF (IDF) et FCBA.

Ministère de l'Agriculture - DGAL (Ed.), 2017. Dispositif national de surveillance de la santé des forêts.

Tallieu, C., Collet, C., Renaud, J.-P., Pitaud, J., 2022. Conception d'indices météorologiques pour prendre en compte le risque de sécheresse estivale dans la garantie de reprise des plantations. Rapport du programme « Reprise des plantations en climat changeant (REPLANTCLIC) » 71.

3.6 Annexes

Annexe 2.3-1 : Fiche d'observation du DSF

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION

DÉPARTEMENT DE LA SANTÉ DES FORÊTS

Fiche d'observation

Suivi plantation

Notation de printemps / notation d'automne*

Mai 2018 – V. définitive

Code CO		Date d'observation		Numéro de fiche	

LOCALISATION					
RELEVÉ AU GPS	OUI / NON *		RÉFÉRENTIEL		
X RÉFÉRENTIEL (OU LONGITUDE)*		Est / Ouest	Y RÉFÉRENTIEL (OU LATITUDE)*		Nord
DÉPARTEMENT – COMMUNE					
PROPRIÉTÉ	FORÊT DOMANIALE / AUTRE FORÊT PUBLIQUE / FORÊT PRIVÉE OU AUTRE PROPRIÉTÉ *				

ANNEE DE L'EXPLOITATION	*(BTA Si non boisé)*	ESSENCE EXPLOITÉE	
TRAVAUX PREPARATOIRES 1		TRAVAUX PREPARATOIRES 2	
ESSENCE DOMINANTE		MOIS ET ANNEE DE LA PLANTATION	
TRAVAUX POST PLANTATION 1		TRAVAUX POST PLANTATION 2	

ESSENCE CONCERNEE		NOMBRE D'ÉCHANTILLONS	
TYPE DE PLANTS	Racine nue / godet ou motte ** plançon *	NOMBRE ESTIME DE PLANTS ABSENTS	

(*) : rayer la mention inutile
(**) : godet ou motte : 4 volumes : G 100, G 200, G 300 ou G 400 cm³

OBSERVATION DE 100 PLANTS
(ou moins de 100 plants s'il y a des plants estimés absents)

ESSENCE OBSERVÉE	AUTRES PROBLÈMES	CODE	PLANTS ATTEINTS PAR LE PROBLÈME MAIS VIVANTS	PLANTS MORTS (ne renseigner que la cause principale de la mortalité)	NOMBRE ÉCHANTILLONS
TOUTES	Défoliateurs				
	Rongeurs				
	Gibier				
	Autre insecte ou champignon déterminé				
	Cause inexpliquée, abiotique (sécheresse…) ou anthropique (qualité des plants, de plantation…)				

Annexe 2.3-2 : Répartition annuelle par essence ou groupe d'essence des plantations observées par le DSF entre 2007 et 2021

Années	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	TOTAL
Douglas	111	143	132	142	172	181	182	188	232	218	230	235	230	223	249	**2 868**
Chêne sessile	83	143	136	140	142	147	135	149	114	143	159	164	154	150	194	**2 153**
Pin maritime	52	49	61	68	87	70	82	82	94	89	107	109	113	106	117	**1 286**
Autres résineux	174	192	169	188	184	173	185	203	233	264	250	218	237	268	320	**3 258**
Autres feuillus	142	195	136	128	132	142	140	90	120	104	120	106	115	102	152	**1 924**
Peupliers	34	48	36	44	59	67	44	50	45	50	57	64	50	100	51	**799**
TOTAL	**596**	**770**	**670**	**710**	**776**	**780**	**768**	**762**	**838**	**868**	**923**	**896**	**899**	**949**	**1 083**	**12 288**

Annexe 2.3-3 : Taux de reprise par GRECO sur la période 2007-2021. Données issues des bases de données du DSF : observation de 12 288 plantations sur la période 2007-2021

GRECO	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne (%)
Alpes (301 pl.)	94	91	94	84	77	80	93	95	80	89	76	89	90	83	92	**88**
Centre-Nord semi-océanique (2 865 plant.)	93	89	88	86	80	86	87	91	79	84	88	82	78	78	89	**85**
Corse (4 plant.)		92	67													**73**
Grand Est semi-continental (2 028 plant.)	92	92	93	88	90	90	88	87	75	87	85	78	73	73	89	**84**
Grand Ouest cristallin et océanique (1 116 plant.)	91	93	93	85	89	94	89	92	90	89	90	86	91	92	91	**90**
Jura (301 plant.)	93	93	89	90	89	91	92	95	72	92	89	79	88	75	89	**87**
Massif central (3 041 plant.)	94	91	90	89	89	90	92	92	86	91	89	86	87	86	91	**89**
Méditerranée (57 plant.)	80	82	91	99	94	74				70	49	83	58	98	80	**78**
Pyrénées (192 plant.)	96	95	94	78	88	96	97	96	98	96	88	83	97	96	96	**93**
Sud-Ouest océanique (1 893 plant.)	97	95	94	94	93	88	94	96	94	93	93	93	91	91	94	**93**
Vosges (490 plant.)	90	92	93	96	91	90	88	92	86	90	79	81	83	85	86	**89**
Moyenne (%)	**93**	**91**	**91**	**88**	**87**	**89**	**90**	**92**	**84**	**89**	**88**	**85**	**83**	**83**	**90**	**88**

Volet 2| Thème 2. Facteurs de réussite des renouvellements forestiers

Question 4. Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ?

Sommaire

4.1 Contexte et problématique 636
4.2 Matériel et méthodes 638
4.3 Le projet de plantation 638
4.4 Caractérisation du stress de transplantation 639
4.5 Réponses à la question posée 640
4.5.1 Quel choix d'essence/provenance adapté au contexte de plantation ? 640
4.5.2 Godet ou racines nues : quels sont les avantages et inconvénients ? 641
4.5.3 Quels critères de qualité et de robustesse des plants et quelles opérations de culture permettent de limiter le stress de transplantation ? 642
4.5.4 De la pépinière à la mise en terre : comment assurer le transport et le stockage ? 645
4.5.5 Quel rôle peuvent jouer les travaux de préparation avant plantation ? 645
4.5.6 Quels outils pour améliorer la reprise dans des conditions de déficit hydrique accru ? 646
4.5.7 Quel rôle peut jouer le couvert végétal ? 648
4.6 Besoins de recherche 648
4.7 Références bibliographiques 650

Rédacteurs

Vincent **Boulanger**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
Stéphane **Brault**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
Laurent **Lelasseur**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
Malaurie **Puyal**, Office national des forêts, Recherche développement et innovation, Fontainebleau (77), France
Jonathan **Pitaud**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Champenoux (54), France
Catherine **Collet,** Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Sabine **Girard**, CNPF-IDF, Lyon (69), France

4.1 Contexte et problématique

En France métropolitaine, la plantation forestière concerne environ 40 000 ha chaque année, en moyenne sur la période 2005-2020 (voir Volet 2, Thème 1, « Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ? ») et permet de répondre à différents enjeux. Elle est indispensable pour restaurer les peuplements partiellement ou totalement endommagés dont les arbres ne produisent plus les graines requises pour assurer la régénération naturelle. Elle est également incontournable quand il s'agit d'afforester une ancienne parcelle agricole. Elle permet enfin d'engager des changements d'essences qui peuvent s'avérer nécessaires pour adapter la forêt au changement climatique. Elle contribue ainsi à assurer la pérennité de l'approvisionnement des industries du bois, notamment en produits issus de la ressource résineuse. Les scénarios prospectifs prévoient une augmentation significative des surfaces plantées dans les décennies à venir, en France et dans le monde (Ginisty *et al*., 2020 ; Payn *et al*., 2015), que ces

plantations soient réalisées dans des objectifs de production de bois ou de conservation des écosystèmes forestiers.

Sur la période 2007-2020, 60 millions de plants ont été vendus en moyenne chaque année, (voir Volet 2, Thème 1, « Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ? ») et, selon l'enquête annuelle de plantation menée par le DSF depuis 2007 (voir « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »), environ 12 % des plants plantés sont morts au cours de leur première année. Nous ne disposons pas d'estimation à l'échelle nationale de la mortalité des plants au-delà de la première saison de végétation, mais les études ponctuelles s'accordent sur une tendance générale caractérisée par une mortalité qui peut être élevée en première saison et qui décroît progressivement dans les années qui suivent (del Campo *et al*., 2021 ; Vyse, 1981). Outre le fait qu'elle est plus forte, la mortalité en première année semble plus idiosyncratique que la mortalité des années suivantes (Dumas *et al*., 2021). Alors que la mortalité après quelques années (4 à 10 ans) est déterminée par des facteurs dont les variations sont tendancielles sur le long terme comme le climat local, la fertilité du sol ou les densités locales d'ongulés (Cole *et al*., 2018 ; Dumas *et al*., 2021 ; Sikström et al., 2020), les causes de la mortalité de première année sont liées à des événements ponctuels difficiles à prédire comme la météo de l'année ou les attaques biotiques, le risque de mortalité étant accru par l'inadéquation des plants au site de plantation ou un itinéraire technique inadapté (del Campo *et al*., 2021 ; Margolis *et* Brand, 1990).

Lors de la plantation, les plants qui ont été élevés dans les conditions très favorables de la pépinière, sont transplantés dans un milieu bien moins propice à leur développement et auquel ils doivent s'adapter. La transplantation constitue un stress que le plant doit surmonter rapidement pour survivre au-delà de quelques semaines ou quelques mois (Grossnickle, 2012, 2005). Par ailleurs, en gestion courante, la première année se distingue des années suivantes car elle fait généralement l'objet d'une garantie de la part du reboiseur, qui s'engage alors à assurer le remplacement des plants morts dans les cas où la survie des plants est inférieure à 80 % en fin de saison de végétation (Ministère de l'urbanisme des logements et du transport *et al*., 2012). En deçà de ce seuil, la plantation est considérée comme ayant échoué et cet échec est alors imputé aux choix techniques des opérateurs. Ces choix techniques, qui comprennent l'essence de plantation, le type de plants, les conditions de transport et de stockage des plants et l'itinéraire technique de plantation, doivent être raisonnés pour réduire l'impact des différents facteurs de moralité. Des erreurs dans ces choix techniques peuvent conduire à une augmentation du stress de transplantation et un échec du projet de plantation.

L'enquête annuelle de plantation du DSF montre une augmentation des échecs de plantation les années caractérisées par des printemps et des étés secs. De façon similaire, les études réalisées dans les régions d'Europe méridionale font état de difficultés de plantation bien plus marquées qu'en zone tempérée (del Campo *et al*., 2020; Rey Benayas *et al*., 2015). Les scénarios climatiques pour les décennies à venir augurent de difficultés croissantes pour les planteurs forestiers et, pour assurer le succès des plantations dans un contexte de contraintes vraisemblablement accrues et multiples, il est nécessaire de développer des méthodes qui permettent de réduire le stress de transplantation.

L'objectif de cette synthèse est d'analyser les facteurs à l'origine du stress de transplantation et d'identifier les leviers techniques permettant aux plants de surmonter ce stress et donc d'améliorer la reprise des plants et leur survie au cours de la première année. En premier lieu, nous positionnerons la phase de transplantation dans le projet de plantation complet, nous caractériserons le stress de transplantation, puis nous analyserons les différentes méthodes envisagées pour améliorer la reprise des plants et nous dégagerons des pistes de recherche.

4.2 Matériel et méthodes

Étant donné l'étendue de la question posée, cette synthèse prend la forme d'une revue narrative. Elle fait un bilan des connaissances à partir d'une sélection de publications, et propose de nouvelles pistes de recherche. Les publications sélectionnées concernent majoritairement les forêts tempérées et autant que possible des synthèses d'études ponctuelles et articles de position.

4.3 Le projet de plantation

L'opération de plantation est un projet que les sylviculteurs anticipent plusieurs mois avant l'étape ultime de mise en terre des plants (Bastard *et al*., 2018 ; Faure *et al*., 2014). Le diagnostic initial des caractéristiques du site va permettre au forestier d'évaluer l'opportunité de reboisement, de choisir l'essence de reboisement, et de déterminer les travaux nécessaires. Le choix et la qualité de réalisation des travaux préparatoires à la plantation va agir directement sur les contraintes et atouts pour l'accueil des plants mis en terre. La préparation mécanisée des sols préalable à la plantation n'est pas obligatoire mais elle devient souvent incontournable pour décompacter un sol tassé par suite d'opérations de récolte des bois ou réduire une végétation concurrente ; or son efficacité dépend du respect d'un cahier des charges en partie contingent aux conditions climatiques, imposant alors une contrainte organisationnelle forte sur les opérateurs.

Hormis dans le système de gestion « coupe-rase-plantation », les plantations sont par construction ciblées sur les zones difficiles. Elles interviennent couramment suite à un échec de régénération naturelle, qui reflète des conditions locales globalement défavorables au développement des jeunes arbres. Un autre cas de figure est le changement d'essence par plantation appliqué aux peuplements considérés comme vulnérables ou la restauration des peuplements dépérissants. Ces peuplements se trouvent eux aussi sur stations contraignantes. Les chantiers de plantation concernent donc une proportion plus forte de contextes de contraintes marquées (régime hydrique, caractéristiques physico-chimiques des sols, exposition aux sécheresses, pression des ongulés), contraintes qui, en outre, sont généralement exacerbées par les changements climatiques.

Depuis leur milieu de culture en pépinière jusqu'à la mise en terre sur la parcelle cible, les plants vont suivre une chaîne de transplantation, dont chacune des étapes constitue un risque en cela qu'elle place les plants en dehors de leurs conditions optimales de vie et peut porter atteinte à leur intégrité structurelle et fonctionnelle. Cette chaîne de transplantation (depuis leur milieu d'élevage jusqu'au site de plantation) joue un rôle critique dans l'assurance pour le forestier de planter des plants dans le meilleur état physiologique possible afin de maximiser leur potentiel de reprise. Les contraintes que les étapes de transport et stockage font peser sur les plants sont liées à leur temporalité (durée plus ou moins longue) et aux conditions physiques dans lesquelles elles se déroulent. Ainsi, la maîtrise des conditions de transport et la disponibilité des personnels à réception des plants pour leur mise en jauge (racines nues) ou entreposage sous aspersion (godets) est un point clé, d'autant plus critique avec les dérèglements climatiques qui provoquent chaleurs précoces ou gels tardifs.

Enfin, la réussite des plantations est de plus en plus fréquemment scrutée sous l'angle socio-économique. Les attentes sociétales sur la restauration des écosystèmes forestiers après dégradation s'expriment plus librement à travers des groupes d'opinion et d'utilisateurs ; ce n'est plus seulement la durabilité du système de production de bois qui est attendue, mais un ensemble de services écosystémiques (paysages, protection de la qualité de l'air et de l'eau, biodiversité). Le niveau de ces attentes contraste avec la situation des forces vives à même de mettre en œuvre l'ensemble de la chaîne de transplantation, faisant face à une pénurie de personnel et obligeant à une meilleure performance et efficacité. Enfin, le modèle économique d'une plantation forestière est généralement basé sur le réinvestissement d'une part des recettes issues de la récolte, et ne laisse donc que peu de

possibilités pour financer des travaux correctifs en cas d'échec. Les subventions – publiques ou privées – permettent d'assouplir ce modèle économique pour le propriétaire ; toutefois les bailleurs de fonds seront aussi attentifs à la performance des plantations subventionnées, notamment à travers des critères de réussite et obligent donc à envisager la manière de limiter le stress de transplantation pour améliorer la reprise et la croissance des plants.

4.4 Caractérisation du stress de transplantation

De manière générale, le stress de transplantation est un phénomène délétère pour l'implantation d'un jeune arbre nouvellement planté (Grossnickle, 2016). Il résulte de changements dans son environnement (depuis la pépinière jusqu'au site d'implantation définitif) qui ont des impacts sur sa physiologie : absorption-transport-transpiration d'eau et photosynthèse. Le plant est extrait d'un milieu de culture conçu (substrat de culture dans un godet) ou travaillé (terre ameublie pour les plants de pleine terre conditionnés en racines nues) pour optimiser son développement initial, puis installé dans un environnement dont les caractéristiques (humidité, température, nutriments) ne sont plus contrôlées et donc susceptibles d'être moins favorables à son fonctionnement physiologique.

Lorsque les plants sont plantés dans des conditions de sol bien alimenté en eau et présentant une faible évapotranspiration, le système racinaire existant suffit à absorber l'eau nécessaire au fonctionnement de l'appareil aérien et à sa transpiration (Simpson *et* Ritchie, 1997). Le plant est alors fonctionnel et peut ainsi réparer (dans le cas des plants à racines nues) et développer son appareil racinaire dans un premier temps, puis son appareil aérien.

Le stress de transplantation apparaît dès l'instant que les plants ne sont pas totalement intégrés dans le cycle hydrique par lequel l'eau précipitée au sol circule dans les particules de sol (organiques et minérales), est absorbée par les racines du plant puis transpirée par l'appareil aérien (Grossnickle, 2005). Ce sont donc les altérations de la circulation de l'eau dans le continuum sol-plante-atmosphère, voire sol-mycorhize-plante-atmosphère (Rincón *et al*., 2007) qui génèrent une situation de stress chez le plant. Cette altération peut être plus marquée lorsque les réserves glucidiques du plant ont été fortement altérées (Guehl *et al*., 1993 ; Puttonen, 1986). Pour le plant, le stress de transplantation se définit comme l'écart de son fonctionnement physiologique par rapport à un fonctionnement optimal.

L'eau apparaît comme la variable déterminant au premier ordre la physiologie du plant et donc le stress de transplantation (Jacobs *et al*., 2009 ; Rolando *et al*., 2011, voir Figure 2.4-1) ; la principale cause de mort des plants semble être le dessèchement (voir « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »). Les manifestations extérieures sont généralement des signes de dessication des tiges, feuilles ou bourgeons. Elles ont pour conséquence une moindre photosynthèse, et donc une croissance réduite. Un stress intense ou prolongé peut conduire à l'arrêt complet des fonctions physiologiques, la destruction des tissus et entraîner la mort du plant. De manière plus ponctuelle, des déficits en éléments minéraux ou, *a contrario*, la présence d'éléments phytotoxiques (dans le sol ou l'atmosphère) peuvent altérer le fonctionnement physiologique du plant et engendrer un stress.

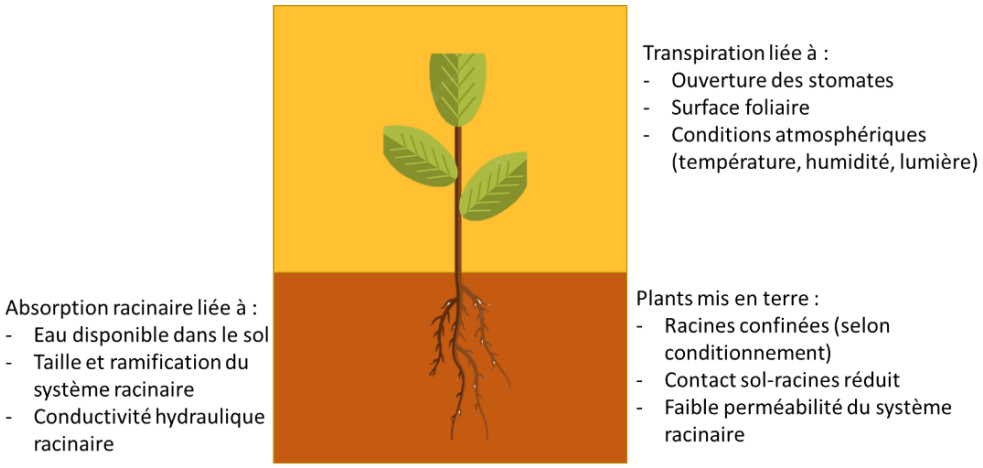


Figure 2.4-1 : Variables déterminant le stress de transplantation pour un plant forestier, d'après Grossnickle (2016)

4.5 Réponses à la question posée

4.5.1 Quel choix d'essence/provenance adapté au contexte de plantation ?

Empiriquement ou sur la base des outils formels qu'étaient les catalogues de stations, le choix de l'essence plantée se base sur des éléments de son autécologie (climat, sol). Le respect de cette adéquation essence-station permet *a minima* d'éviter les écueils en écartant les incompatibilités connues. Les choix ne se sont pas systématiquement portés sur la meilleure adéquation essence station, il s'agit plus vraisemblablement d'un choix opérationnel qui prend aussi en compte l'ensemble des services attendus de l'essence : récolte de bois et rentabilité d'itinéraire, rôle de stabilisation des terrains, etc. (Faure *et al*., 2014). La disponibilité des plants constitue un élément pragmatique dans le choix de l'essence.

Désormais, les scénarios de changement climatique annoncés posent des défis à différents horizons temporels pour les projets de plantation. Les outils que sont les modèles de compatibilité climatique et leurs projections à moyen terme selon différents scénarios climatiques (à l'instar de l'outil sylvo-climatique Climessences[423], ONF *et* CNPF, 2021) permettent d'appréhender les effets de ces évolutions tendancielles moyennes, ceci à des échelles territoriales plus ou moins grandes. Ainsi, ces outils permettent sinon d'identifier les essences bien adaptées, *a minima* de cibler les essences qui ne seront *a priori* plus compatibles avec les conditions climatiques attendues pour leur âge adulte. Par ailleurs, les accidents climatiques, plus fréquents et plus intenses, constituent des contraintes que doivent surmonter les jeunes arbres plantés, et qui accroissent le stress de transplantation dès à présent. Il s'agit donc ici d'appréhender la niche climatique juvénile des arbres (Ghosh *et al*., 2016; Koide *et al*., 2016), et surtout leurs seuils de tolérance aux événements extrêmes, afin d'identifier les essences ou provenances les plus à même de supporter un stress de transplantation accru par des accidents météorologiques. Les travaux menés dans le cadre du projet Replant-CLIC (Tallieu *et al*., 2022) ont mis en évidence que le comportement des essences au stade juvénile, au niveau de leur résistance à la sécheresse, peut différer par rapport à leur niche écologique générale, définie d'après la répartition des populations d'arbres. Le défi vise donc à identifier des essences non seulement mieux adaptées au stade adulte afin que les peuplements fournissent les services écosystémiques attendus, mais aussi

[423] Accessible ici : https://climessences.fr/

celles dont le comportement juvénile s'avère suffisamment robuste pour leur assurer résistance et résilience aux contraintes environnementales du lieu et moment de leur implantation.

4.5.2 Godet ou racines nues : quels sont les avantages et inconvénients ?

Deux conditionnements de plants sont proposés pour les plants forestiers, selon leur méthode d'élevage. Les plants élevés en pleine terre sont livrés « racines nues » après arrachage. Les plants élevés hors sol sont livrés avec la motte de substrat dans lequel ils ont germé et été élevées ; l'appellation plant « en godet » peut être considérée comme générique, elle comprend les plants élevés en conteneurs (individuels ou en plaques alvéolées) et les « plants en motte », élevés sans contenant mais directement dans des plaques d'un mélange tourbe-écorce-vermiculite. La production de plants en godets présente surtout les avantages d'un élevage réalisé en conditions contrôlées : rapidité de germination et croissance, uniformité, souplesse dans la saison de plantation (Aung *et al.*, 2019 ; Stein *et al*., 1975). Dans une revue très détaillée, Grossnickle *et* el-Kassaby (2016) ont synthétisé les résultats publiés sur la performance respective des deux conditionnements, tant pour l'élevage en pépinière que pour la reprise après plantation. Il ressort de cette synthèse que les plants en racines nues sont généralement plus grands que ceux en godet, en raison d'un élevage à plus faible densité et sur une durée plus longue (donc plus âgés). Les plants en godet présentent un rapport biomasse de tige/biomasse de racine plus faible et un système racinaire mieux ramifié (et non affecté par l'arrachage) leur conférant *a priori* un meilleur potentiel de croissance racinaire et par là même une meilleure résistance aux épisodes de sécheresse. Les plants en racines nues sont plus vulnérables lors de leur manipulation, transport et au moment de la mise en terre, ce qui peut affecter leur performance. Réciproquement, les plants en godet sont moins vulnérables à ces opérations et ils ont l'avantage d'être installés avec leur substrat de culture, au contact direct des racines, qui leur assure un stock d'eau et de nutriments immédiatement disponibles pour le plant au moment de sa reprise. Notons toutefois que le conditionnement en godet peut aussi engendrer des problèmes sur la croissance des racines et l'architecture d'ensemble du système racinaire (enroulement dans le conteneur d'élevage, difficulté à croître en dehors du substrat) et par là même sur les performances à court et moyen terme des plants (Riedacker, 1978 ; Verger *et* Ginisty, 1995) Ces déformations, liées à l'utilisation de godets non adaptés ou à la prolongation de la durée de culture des plants dans les godets, peuvent généralement être évitées par l'utilisation de godets aux bords cannelés.

De toutes ces différences morphologiques ou physiologiques, peuvent résulter des comportements spécifiques aux deux types de plants. Sur les sites de plantation à forte contrainte de sécheresse, toutes essences confondues, les plants en racines nues ont en moyenne des taux de reprise significativement plus faibles que les plants en godet. En revanche, sur les sites ne présentant pas de contrainte, les deux types de conditionnement donnent des taux de reprise semblables. Passée la phase d'implantation (intégration fonctionnelle du plant en terre), le conditionnement initial semble ne plus avoir d'effet sur la survie et la croissance des plants. Néanmoins, les études comparant les deux types de conditionnement toutes choses égales par ailleurs sont peu mises en œuvre en France. Les types de conditionnement proposés par les pépiniéristes sont souvent uniques pour une essence donnée (racines nues ou godet) ; les modalités de chaque conditionnement peuvent toutefois varier, mais sont rarement plantés en comparaison sur un même site. Dans le cas du douglas, la comparaison des plants conditionnés en racines nues et en godet n'a pas révélé de différence sur les critères de survie, croissance et stabilité ; les plants en godet, généralement plus petits et plus jeunes, se sont révélés plus sensibles aux dégâts d'hylobes, et les plants en racines nues plus sensibles à la qualité de la mise en terre (Girard *et al*., 2019). Des travaux menés sur les résineux – pins, sapins et épicéas, concluent également à l'absence d'effet du type de conditionnement des plants (Jäärats *et al.*, 2016 ; Kolevska *et al.*, 2020). Dans un essai après incendie, sur station contraignante, les plants en godets semblent

donner de meilleurs résultats que les plants en racines nues, et les plants issus de gros godets présentent une meilleure croissance (Sardin *et al*., 2001).

4.5.3 Quels critères de qualité et de robustesse des plants et quelles opérations de culture permettent de limiter le stress de transplantation ?

Les caractéristiques morphologiques, physiologiques et fonctionnelles agissant sur la survie et la croissance des plants après plantation a été synthétisée dans deux publications successives (Grossnickle, 2012 ; Grossnickle *et* MacDonald, 2018). Le Tableau 2.4-1 en synthétise les principales conclusions.

Tableau 2.4-1 : Caractéristiques des plants agissant sur leur survie et leur croissance après plantation.

		Survie	Croissance
Morphologie	Hauteur de tige	Une grande tige permet au plant de s'affranchir de la concurrence d'autres espèces mais présente de plus grands besoins physiologiques en eau et donc une sensibilité accrue aux risques de dessèchement.	Une grande tige a un plus fort potentiel de croissance, mais en situation de stress hydrique, elles ont aussi plus de besoins physiologiques. Les plants moins grands peuvent avoir un avantage en situation de déficit hydrique.
	Diamètre au collet	Le diamètre est très corrélé à la masse racinaire. Il constitue un bon indicateur de la capacité d'absorption d'eau du sol et de transport vers l'appareil aérien ; les plants les plus « gros » ont une meilleure capacité à surmonter les épisodes de sécheresse.	Les plants plus gros ont plus de potentiel de croissance initiale en l'absence de limitation par l'eau et les nutriments, et sont moins sensibles aux effets de la chaleur et de la sécheresse et ont donc une meilleure croissance.
	Rapport dimensionnel tige/racine	Ce rapport traduit l'équilibre entre besoins en eau (tige-feuilles) et capacité d'absorption (racines). Un rapport de longueur entre 1 et 3 est recommandé pour les plants racine nue, et entre 1 et 2 pour les plants en godets (Haase, 2011). La réduction de volume des racines (habillage du plant) ou le raccourcissement de la tige peuvent permettre d'ajuster ce rapport avant plantation, mais cette opération présente des risques liés aux blessures infligées.	Un rapport bas est bénéfique en situation sèche, mais en cas d'engorgement hivernal les plants avec un rapport élevé ont une capacité de croissance meilleure lors de la reprise de végétation. Un système racinaire bien développé (masse, ramification, longueur) favorise la croissance et la capacité à surmonter le stress de transplantation (Thompson, 1985) .
Physiologie	Induction de résistance à la sécheresse	La réduction des apports en eau en fin d'élevage permet d'induire la formation des bourgeons, ralentir la croissance en pépinière, augmenter la résistance au déficit hydrique par ajustement osmotique et fermeture des stomates, diminuer les risques de cavitation après plantation.	Cette opération augmente la tolérance aux épisodes secs par ajustement des propriété physico-chimiques des tissus, et limite la sensibilité par le développement de tissus de protection et par l'activation des mécanismes de résistance. Elle permet de soutenir la croissance en cas de stress hydrique.

		Les conséquences après plantation sont : une restauration plus rapide de la capacité photosynthétique, un meilleur contrôle de la transpiration, et une plus forte croissance racinaire. Cette opération n'est pas nécessaire lorsque plantation se fait en conditions optimales ? C'est une opération délicate à mener dont l'effet sur la reprise peut s'avérer négatif si elle est trop intense.	L'effet est fugace et disparait en général avec le débourrement et la formation de nouveaux tissus (racine, tige, feuilles) mais n'est pas systématique.
	Induction de résistance au froid	L'objectif est de durcir les structures pour réduire les dommages du froid sur le plant. La réduction de la durée d'éclairement des plants en fin d'élevage permet d'induire la formation des bourgeons et la lignification des tissus. Elle permet d'augmenter la résistance des plants pendant leur stockage et transport, et d'implanter des plants en dormance, donc de réduire le stress de transplantation. Le taux de survie est amélioré, mais ce traitement peut augmenter le risque de débourrement précoce et donc la sensibilité aux gels tardifs.	L'effet sur la croissance du plant est incertain.
	Statut nutritionnel	Réduire l'apport nutritionnel en fin d'élevage ralentit la croissance et favorise le stockage de minéraux qui seront mobilisables par le plant après plantation, en attendant qu'il restaure ses capacités d'absorption dans le sol. Fertiliser après l'arrêt de croissance permet également de favoriser le stockage de nutriments par le plant et de favoriser sa reprise au printemps. Les risques associés à ces pratiques sont faibles, tant que les concentrations sont en deçà de seuils de toxicité. Néanmoins, ces pratiques augmenteraient l'appétence des plants pour les herbivores	Il n'y actuellement pas de consensus sur les effets (positifs ou négatifs) de la fertilisation sur la croissance. Le stockage de nutriments permet d'augmenter les quantité et disponibilité des réserves au moment de la reprise de croissance. Efficacité plus grande en pépinière avant enlèvement qu'après plantation en fertilisation de site de plantation. La bonne qualité nutritionnelle du plant permet une meilleure exploitation des réserves du plant et absorption des nutriments du sol en environnement stressant, d'où meilleure résistance aux épisodes de sécheresse et de froid et l'assurance d'une croissance correcte.
Performance	Potentiel de croissance racinaire (PCR)	Le stress de transplantation est directement lié à la capacité d'absorption de l'eau, et donc à la capacité du plant à développer des racines après sa mise en terre.	Le PCR est un bon prédicteur de la croissance initiale de l'appareil aérien. Il constitue une caractéristique intrinsèque au plant, mais les valeurs de référence

		Le PCR peut être mesuré, néanmoins les mesures sont lourdes à mettre en œuvre. Son contrôle par les méthodes culturales est complexe : Il est corrélé à la taille des plants et à la ramification du système racinaire. Le conditionnement en gros godets, et à forte surface de contact (substrat/godet) favorise le PCR. Pour les plants en racine nue, il est important de veiller à l'intégrité du système racinaire pour assurer un bon PCR.	présentent de grosses variations entre espèces et selon les saisons.

La dimension des plants, qu'elle soit évaluée par la hauteur de la tige, le diamètre au collet ou la surface foliaire, apparaît comme un attribut important de la qualité des plants. De très nombreuses études ont comparé les performances de plants différant dans leur dimensions, avec des résultats parfois contradictoires (Gardiner *et al*., 2019 ; Pinto *et al*., 2012 ; Rose *et al*., 1993). Une méta-analyse récente (Andivia *et al*., 2021) recensant 86 espèces d'arbres dans 142 sites de plantation à travers le monde montre que les grands plants ont en moyenne un taux de survie plus élevé que des plants plus petits du même âge, et que cet effet est plus marqué pour les gymnospermes que les angiospermes.

Le développement racinaire ressort comme un facteur déterminant pour limiter le stress de transplantation (Grossnickle, 2005), *a fortiori* lorsque les plants sont soumis à des événements de sécheresse engendrant un stress hydrique à la suite de leur mise en terre. Les critères morphologiques des plants, les seuls mesurables lors de la réception, sont des proxys (indicateurs) de fonctions physiologiques déterminantes pour la survie et la croissance des jeunes plants, et donc pour la résistance et résilience des plants au stress de transplantation. La notion de potentiel de croissance racinaire (PCR) a été développée dans les années 1980 (Ritchie *et* Dunlap, 1980), pour proposer des indicateurs mesurables de la capacité du plant à reprendre rapidement un fonctionnement actif et sa croissance après sa transplantation sur le site. Le PCR est évalué par la mesure de la croissance racinaire des plants installés en minirhizotrons dans des conditions standardisées (Davis *et* Jacobs, 2005 ; Landis *et al*., 2010). De nombreux travaux, ont montré que le PCR est un bon estimateur de la reprise des plants (Del Campo *et al*., 2007 ; Généré *et al*., 2004 ; Levy *et* McKay, 2003). Néanmoins, sa mesure est complexe à réaliser (opération sur 15 à 20 jours) et il n'est pas envisageable de mettre cette approche en œuvre pour évaluer des lots de plants arrivant sur une parcelle. Il est néanmoins utilisé en Amérique du Nord pour certifier des catégories de plants vendus par les pépiniéristes, et garantir une capacité de reprise intrinsèque aux plants de chaque catégorie. Le PCR est également mobilisé en recherche pour estimer les effets des méthodes de culture sur la capacité de reprise des plants, sans avoir à planter les plants et à les suivre pendant une saison de végétation (Cabral *et* O'Reilly, 2008 ; Jacobs *et al*., 2008).

En outre, il existe des techniques simples d'analyse des plants (concentration en glucides et potentiel hydrique) qui permettent de conforter les critères morphologiques pour certifier la qualité des plants livrés (Aussenac *et al*., 1988 ; Landis *et al*., 2010) et par là même s'assurer de la résistance des plants à des stress de transplantation.

4.5.4 De la pépinière à la mise en terre : comment assurer le transport et le stockage ?

Ce domaine est peu couvert par les études scientifiques, l'innovation est venue des constats des praticiens soucieux d'améliorer la qualité de leurs produits et prestations (Généré, 1997). Faire sortir les plants des pépinières au moment où leur activité physiologique est réduite au maximum – cette limitation des besoins en eau en particulier les rend aussi plus aptes à supporter la transplantation - permet de limiter le stress lié aux changements d'environnements. Protéger les plants du dessèchement, du gel et des fortes chaleurs est impératif après leur sortie de pépinière pour limiter les variations des conditions environnementales subies par les plants. Dans le cas des plants à racines nues, les racines sont particulièrement vulnérables à l'exposition aux rayons directs du soleil : après 10 min d'exposition le taux de reprise perd 20 %, et même jusqu'à 70 % après 30 min d'exposition (Christian Ginisty, communication personnelle). L'utilisation de l'emballage en sacs plastique des plants racines nues est largement plébiscitée pour limiter les pertes en eau, en particulier au niveau racinaire, l'état hydrique des plants au moment de leur mise en terre étant un point critique du taux de reprise (Généré, 1997). Pour cette même raison, à leur arrivée sur le chantier, tous les plants – quel que soit leur conditionnement – doivent être plantés dans les délais les plus courts possibles. Si cela n'est pas possible, il faut envisager des solutions de stockage ou d'entreposage qui limiteront au maximum la dégradation de la qualité physiologique des plants (jauge, hangar, chambre froide, etc.)

Dans le cas de plants livrés en motte ou en plaque de culture, il faudra veiller à maintenir leur substrat humide au cours de cette période avec un système d'arrosage doux et régulier. Il peut être intéressant pour des gestionnaires utilisant de grosses quantités de plants en racines nues chaque année d'investir dans des équipements de type chambre froide pour conserver dans les meilleures conditions les plants qui ne peuvent être plantés rapidement ainsi que dans des véhicules adaptés (remorques avec des étagères permettant le transport de plaques de culture par exemple) pour alimenter régulièrement les chantiers si cela n'est pas possible à partir des pépinières de production. Ces stratégies de stockage permettent de gagner en souplesse dans les opérations de plantations, notamment en permettant d'alimenter progressivement les chantiers en évitant d'entreposer les plants dans de mauvaises conditions avant leur plantation. Enfin, ces stratégies de stockage au froid permettent de retarder le débourrement des plants et évitent même un débourrement précoce qui augmente l'exposition aux risques liés aux gelés tardives du printemps.

4.5.5 Quel rôle peuvent jouer les travaux de préparation avant plantation ?

La préparation mécanisée du site (PMS) avant plantation, c'est-à-dire le travail du sol (pour décompacter le sol ou créer un billon) et l'enlèvement de la végétation concurrente, réalisé à l'aide d'un engin mécanisé, est une pratique courante, visant à faciliter l'installation et la croissance des plants. Le premier effet de la PMS est de contrôler le développement de la végétation spontanée dans le voisinage immédiat des plants. La mise en lumière des sites avant la plantation (échecs multiples de régénération naturelle, dépérissement du peuplement) a pour conséquence de favoriser une végétation spontanée, parfois très dense, dont la présence empêche l'acte de plantation et dont la dynamique de recolonisation viendrait fortement concurrencer les plants (Balandier *et al*., 2006). Dans ces conditions, le contrôle de la végétation concurrente est indispensable pour permettre l'installation rapide des plants. De très nombreuses expérimentations en France et dans la monde montrent que le recours à la PMS permet de réduire significativement le développement de la végétation concurrente et ainsi d'améliorer la reprise des plants (Löf *et al*., 2012a).

La PMS permet également de réduire certaines contraintes édaphiques qui peuvent augmenter le stress de transplantation. Dans certains sites de plantation, les sols ont été tassés par des opérations mécanisées antérieures. La compaction du sol réduit la porosité des matériaux et donc la circulation d'eau et d'air au sein du sol, qui a pour effet direct de rendre plus difficile la prospection racinaire par les plants (Ampoorter *et al*., 2011) et donc d'accroitre les risques de stress de transplantation. Dans ces conditions, la PMS permet de réduire la compaction des horizons superficiels et d'augmenter le volume de sol facilement prospectable par les racines des plants (Collet *et al*., 2021 ; Lacey *et al*., 2001). Dans les sites à engorgement temporaire, l'eau présente dans les horizons supérieurs du sol constitue une contrainte forte à la croissance racinaire et la réalisation de billons à l'aide de la PMS permet de surélever les plants et de leur offrir un volume de sol propice au développement rapide des systèmes racinaires (Sutton, 1993).

La PMS vise à rendre les conditions propices aux travaux de plantation et à la reprise des plants, en réduisant des contraintes majeures à la mise en place d'un système racinaire fonctionnel. Le guide « Réussir la plantation forestière » (MAAF, 2014) rappelle cependant que la PMS n'est pas automatique et qu'elle doit être mobilisée après un diagnostic précis des conditions de la zone à planter. Les techniques développées et outils associés sont nombreux, ce qui leur permet d'être choisis en adéquation avec les caractéristiques du site, pour assurer la reprise des plants tout en minimisant les perturbations du sol induites par l'opération.

La PMS permet d'améliorer significativement la reprise des plants et leur croissance en première année, notamment dans les situations de fortes contraintes (del Campo *et al*., 2021 ; Löf *et al*., 2012b). Des travaux récents (Dumas *et al*., 2021) issus des réseaux expérimentaux Alter et Pilote[424] analysant la mise en œuvre de divers outils de PMS en France, montrent que la PMS permet d'améliorer très fortement la survie des plants dans les plantations réalisées les années avec des printemps et des étés secs (dans certains sites taux de survie en première année de 85 % et 25 % pour les plants installés avec et sans PMS, respectivement), alors qu'elle n'a pas d'effet significatif dans les plantations réalisées les années avec des été pluvieux (survie des plants supérieure à 85 %, avec ou sans PMS). L'enquête annuelle de plantation du DSF montre que, les années avec une météorologie favorable, la survie des plants est élevée et peu variable. Lors des années plus contraignantes (sécheresse marquées et/ou répétées), la survie des plants est en moyenne plus faible mais montre surtout une variabilité importante, laissant à penser que les conditions dans lesquelles la plantation a été réalisée (gestion des plants après sortie de pépinière, travaux de préparation et de plantation) jouent sur la résistance des plants face à des contraintes météorologiques (Tallieu *et al.*, 2022).

4.5.6 Quels outils pour améliorer la reprise dans des conditions de déficit hydrique accru ?

Le développement de solutions techniques pour améliorer la reprise des plantations dans des conditions de fort déficit hydrique est un enjeu crucial pour le maintien et la restauration des écosystèmes forestiers, notamment dans les milieux à l'aridité marquée (Ramón Vallejo *et al*., 2012). Une panoplie de méthodes visant à augmenter la disponibilité en eau du sol pour les jeunes plants qui ont prouvé leur efficacité en milieu aride, est actuellement disponible (Chirino *et al*., 2009 ; Piñeiro *et al*., 2013) et mériterait d'être testée en France, pour analyser dans quelle mesure ces méthodes permettraient d'améliorer la reprise des plants dans les conditions de sécheresse printanière et estivale accrues.

[424] Voir ici : https://www6.inrae.fr/renfor/Reseaux-d-experimentation

Historiquement, les premières méthodes résidaient dans l'utilisation de substrats de croissance à base de tourbe, vermiculite, perlite, argile ou tout autre composant ayant une forte capacité de rétention de l'eau. Ce substrat est apporté dans le conteneur de culture du plant (pour les plants en godet) ou ajouté dans le trou de plantation (pour les plants en racines nues). Plus récemment, l'ajout d'hydrogels a permis d'augmenter considérablement la teneur en eau du substrat et d'améliorer l'alimentation hydrique des jeunes plants. Les hydrogels sont des polymères hydro-absorbants qui peuvent gonfler et absorber jusqu'à 5 000 fois leur poids en eau et ensuite diffuser progressivement cette eau dans le milieu de culture (Chirino *et al*., 2009). Leur utilisation permet de limiter l'intensité et la durée de la sécheresse, réduisant significativement le stress de transplantation ; la survie et la croissance de plants forestiers installés dans des conditions de sécheresse édaphique marquée est donc améliorée (Crous *et al*., 2016). Néanmoins, leurs effets varient fortement selon le type d'hydrogel, les espèces plantées et les conditions de plantation (Piñeiro *et al*., 2013 ; Yu *et al*., 2012). Des effets secondaires négatifs ont également été rapportés : formation de vides dans le substrat lié à la rétractation de l'hydrogel en période sèche qui peuvent limiter la croissance et le fonctionnement des racines des plants (Ramón Vallejo *et al*., 2012) ; ou encore gonflement du substrat en hiver causé par le gel de l'eau contenue dans l'hydrogel, qui peut provoquer un déchaussement des plants. La durée d'efficacité des hydrogels est limitée dans le temps, en général quelques mois ou quelques saisons de végétation (Chirino *et al*., 2009 ; Coello *et al*., 2018 ; Oliveira *et al*., 2011).

La mycorhization des plants, souvent classée dans les méthodes de pré-conditionnement des plants en pépinière, permet d'améliorer à la fois l'alimentation hydrique et minérale des plants. Elle est souvent associée à des apports nutritionnels par amendement (Piñeiro *et al.*, 2013) ou des ajouts d'hydrogel (Beniwal *et al*., 2011 ; Repáč *et al.*, 2022). Deux synthèses récentes (Maltz *et* Treseder, 2015 ; Policelli *et al*., 2020) montrent que la mycorhization augmente l'abondance des mycorhizes dans l'écosystème et améliore significativement la reprise des plants. Choisir l'espèce mycorhizienne inoculée n'est pas trivial : elle doit être compatible avec l'essence plantée et être adaptée au site de plantation. Ces auteurs montrent également que les inocula d'espèces provenant d'écosystèmes voisins de la parcelle plantée semblent plus efficaces que les inocula commerciaux qui sont plus généralistes. Il apparaît néanmoins essentiel de consolider les choix de souches mycorhiziennes *via* des expérimentations de long terme, sans se limiter à une appréciation de l'état physiologique des plants à un stade juvénile (Le Tacon *et al*., 1997).

Les régulateurs de croissance sont des composés chimiques naturel (phytohormones) ou de synthèse (imitant les phytohormones) qui permettent d'améliorer les performances agronomiques des plantes et d'augmenter la résistance aux déficits hydriques (Weyers *et* Paterson, 2001). De nombreux travaux ont analysé les effets de différents régulateurs sur la capacité des plants forestiers à résister aux contraintes en milieu contrôlé, mais peu d'études ont porté sur des plantations en conditions naturelles (Chirino *et al*., 2009 ; Small *et* Degenhardt, 2018) et celles-ci ont montré des résultats contrastés (Chirino *et al*., 2009 ; Santacruz-García *et al*., 2022) qui, pour l'instant, ne permettent pas d'extrapoler les résultats prometteurs obtenus en conditions contrôlées.

Une dernière approche consiste à augmenter la quantité d'eau arrivant dans le voisinage immédiat des plants. Si l'irrigation des plants semble peu réaliste avec la géographie des plantations forestières et peu compatible avec une gestion économe de la ressource, des méthodes directement inspirées de techniques de culture ancestrales qui permettent de collecter et recycler l'eau arrivant sur le site de plantation ont été développées avec succès en zone aride pour améliorer les succès des plantations forestières : les micro-barrages qui permettent de collecter les eaux de ruissellement et de les diriger vers chaque plant installé, et le captage de brouillard qui permet de récupérer les gouttelettes d'eau dans l'air et de les faire s'écouler au pieds des plants (Chirino *et al*., 2009 ; Löf *et al*., 2006 ; Ramón Vallejo *et al*., 2012).

4.5.7 Quel rôle peut jouer le couvert végétal ?

De façon très générale, les plants de jeunes arbres doivent cohabiter avec d'autres espèces végétales et la concurrence qu'elles peuvent causer (Goldberg *et* Barton, 1992 ; Gurevitch *et al.*, 1992). Toutefois, ces interactions ne se limitent pas à de la compétition (effet négatif d'une espèce ou communauté sur une espèce cible) ; des effets de facilitation (effet positif d'une essence ou communauté sur l'espèce cible) peuvent également intervenir. C'est la résultante des effets de concurrence et de facilitation, variable selon les espèces en présence, leur stade de développement et des conditions environnementales qui va être réellement déterminante pour la survie et croissance des plants. Le type de végétation accompagnatrice influe fortement sur la résultante de ces interactions : les graminoïdes (graminées, carex, joncacées), ainsi que de nombreuses herbacées de faible stature, ont des effets globalement négatifs alors que les plantes ligneuses basses montrent plus fréquemment des effets positifs (Balandier et al., 2006). D'une façon générale, les effets facilitateurs de la végétation sont plus visibles dans les stades initiaux quand les individus cibles (les jeunes plants) sont les plus fragiles et les effets négatifs deviennent prépondérants quand les individus deviennent plus âgés et grandissent (Gómez-Aparicio, 2009). Par ailleurs, la « théorie de gradient de stress » (*stress gradient hypothesis*, *SGH*) stipule que l'équilibre entre les effets dépend du niveau de contrainte du milieu et, que dans les milieux fortement contraints (notamment les milieux arides), les effets positifs deviennent prépondérants (Bertness *et* Callaway, 1994).

C'est ainsi que des méthodes utilisant les « plantes nurses » ont été développées pour faciliter l'installation des jeunes plants, tout particulièrement en zone aride (Gómez-Aparicio *et al*., 2004 ; Rodríguez-Trejo *et al*., 2003). Ces plantes nurses agissent principalement en réduisant le rayonnement radiatif parvenant au plant et en augmentant l'humidité relative de l'air autour du plant, améliorant les bilans énergétique et hydrique du plant, qui peuvent s'avérer critiques si le plant a une alimentation hydrique limitée.

En France, les études réalisées dans les décennies passées s'accordent sur l'effet globalement négatif de la végétation accompagnatrice et du couvert adulte sur la survie initiale des jeunes plants (Collet *et al*., 1999 ; Frochot *et al.*, 1986). Néanmoins, dans des conditions climatiques plus sèches prédites par les modèles climatiques pour les années à venir, la mise au point d'itinéraires de plantation utilisant les plantes nurses qui soient adaptés au contexte forestier français est une voie pour l'amélioration du succès des plantations.

4.6 Besoins de recherche

L'ensemble de ces éléments ici synthétisés permet de dégager quelques grandes problématiques relatives à la limitation du stress de transplantation, et par-là même, la réussite des plantations. Certains points mériteraient des investigations plus poussées non seulement du côté de la recherche appliquée mais aussi à travers des innovations dans la stratégie des opérations de plantations.

Améliorer les conditions d'accueil du plant en forêt constitue un des premiers axes d'investigation. Les conclusions de travaux de recherche assez complets relatifs aux effets du travail du sol sur la reprise et croissance des plants sont présentées précédemment. Les effets d'apports d'amendements ou de fertilisants sur la survie et la croissance des plants ont été très largement étudiés et mériteraient un travail de synthèse bibliographique sous forme de revue systématique afin d'aborder le sujet dans sa complétude. L'une des questions critiques de ce travail bibliographique est par exemple celle des interactions entre essence plantée, type de sol et type de fertilisant ou d'amendement. Nous avons mentionné précédemment l'existence de produits destinés à améliorer la disponibilité de l'eau au voisinage du plant (rétenteurs d'eau d'origine naturelle et polymères hydroabsorbants) dont l'usage en forêt tempérée dans le but de tamponner les effets d'épisodes de sécheresse n'ont pas encore été

formellement testés. Des travaux expérimentaux visant non seulement la performance technique (capacité à limiter le stress hydrique des plants) en milieu forestier, mais également leur efficience – c'est-à-dire en considérant les éléments économiques, environnementaux et sociaux (notamment l'ergonomie d'utilisation), sont nécessaires pour éclairer les reboiseurs dans leurs choix d'itinéraires techniques.

Les récents épisodes de très fortes chaleurs combinées à des déficits de précipitations très marqués interrogent les forestiers sur l'opportunité des plantations dans le recrû. Jusqu'alors, les résultats des travaux de recherche ont dans l'ensemble conclu à un effet négatif du couvert sur la survie et croissance des plants : les effets de la concurrence pour l'eau et la lumière sont plus dommageables que la protection conférée par l'ombrage. L'intensité des vagues de chaleur constatées ces dernières années, ainsi que la formalisation de la notion de microclimat forestier (De Frenne *et al*., 2021) invitent à revisiter ces résultats et possiblement faire changer le paradigme associé. Ainsi, la stratégie serait vue en deux temps distincts. Une première phase de quelques années pendant laquelle l'objectif est d'assurer, sous couvert, la survie du plant et le développement d'un appareil racinaire lui assurant une bonne capacité d'absorption de l'eau. Puis dans une seconde phase, un apport de lumière plus conséquent permettra la croissance du plant. Il s'agit alors d'évaluer le degré de couvert permettant de garantir la survie de plants en conditions de fortes contraintes hydriques et thermiques puis d'identifier le moment idoine pour engager l'ouverture de couvert et les techniques sylvicoles pertinentes pour limiter les risques de dégâts aux plants causés par l'abattage des arbres. Ce changement de paradigme nécessite d'envisager des projets de grande ambition, mêlant travaux expérimentaux et retour d'expérience sur la base de chantiers à large échelle, dans des contextes écologiques variés, pour un panel d'essences contrastées.

Un second axe de travail vise à améliorer l'agilité des opérations de plantation en travaillant sur les plants et la logistique associée. Les opérations de plantations font face à la fois à des contraintes conjoncturelles telles que le manque de main d'œuvre ou le manque de ressources en graines pour certaines essences, et à des contraintes tendancielles comme les accidents météorologiques dont l'intensité et la fréquence croissantes sont la manifestation du changement climatique. Ainsi, des travaux de recherche et développement sur les techniques de pré-aoûtement, ou d'induction d'arrêt de croissance pourraient permettre d'améliorer la gestion des stocks en rendant les opérations d'arrachage des plants en pleine terre moins sensibles aux étés indiens (chaleurs automnales). Pour les plants en godets d'essences feuillues, ces améliorations permettraient d'augmenter la durée potentielle de plantation par anticipation de la phase d'aoûtement. Réciproquement, les techniques visant à ralentir le débourrement des plants en fin d'hiver ou début de printemps permettrait d'augmenter de quelques semaines la période pendant laquelle l'état physiologique des plants est propice à leur mise en terre. Les éléments de connaissance précédemment réunis ont révélé que la vulnérabilité des plants était largement exacerbée par les contraintes stationnelles ; à l'inverse se pose la question, dans les environnements à faible niveaux de contraintes, de la résilience des plants à des opérations de plantations conduites en dehors d'un cahier des charges standard. Des travaux visant à évaluer les risques associés à la plantation hors saison (plants non aoûtés, ou déjà débourrés), en fonction des essences et des contraintes stationnelles, permettrait aux reboiseurs d'ajuster les calendriers de leurs chantiers.

Synthèse des deux premiers axes, un troisième axe de recherche développement et innovation émerge autour du concept de ciblage des plants. Régulièrement évoqué dans la littérature scientifique anglosaxonne sous les termes de « *target plant concept* » (*Davis and Pinto, 2021*) ce concept s'appuie l'intégration des connaissances sur la biologie végétale appliquée aux plants, à la connaissance écologique des sites de plantation et aux enjeux socio-économiques associés à l'utilisation des plants. Basé sur une démarche d'amélioration continue et de gestion adaptative, ce concept est utilisé pour

définir les caractéristiques particulières des plants les mieux adaptés à leur lieu de plantation afin que les pépinières produisent les types de plants adéquats (voir Figure 2.4-2). Il s'agit là d'un autre changement radical de paradigme à envisager : ne plus produire des plants standards mais produire des types de plants aux caractéristiques variées afin qu'ils soient orientés vers l'environnement de plantation où ils seront les plus performants. Cette approche globale des projets de plantation permet d'intégrer l'ensemble des éléments de la chaîne de plantation susceptibles d'être améliorés, dans le but de réduire la vulnérabilité des plants aux contraintes météorologiques. Elle stimulera l'innovation à travers une plus grande exigence dans la conception des chantiers de plantations : diagnostic avant plantation, connaissances sur les avantages et inconvénients de différents types de plants, choix des méthodes de préparation de site. Réciproquement, ce concept permettra de revisiter les méthodes de production des pépinières et notamment de mieux valoriser les plants et lots de plants aux caractéristiques non standard, afin de les valoriser au mieux. Un travail d'analyse de la filière du reboisement permettrait d'identifier dans un premier temps les interactions déjà existantes au sein des acteurs du reboisement, et les points d'innovation potentielle et leurs échéances possibles. Dans un second temps, il s'agira de bâtir des travaux de recherche et/ou programmes d'innovation visant à combler les lacunes identifiées. Ce cadre de travail visera à resserrer les liens au sein de la filière des reboiseurs et nécessitera de construire des rapports entre acteurs, dépassant le cadre strictement commercial, pour aboutir à des avancées techniques et logistiques permettant de mieux valoriser les plants forestiers produits et ainsi limiter la pression sur la ressource en graines.

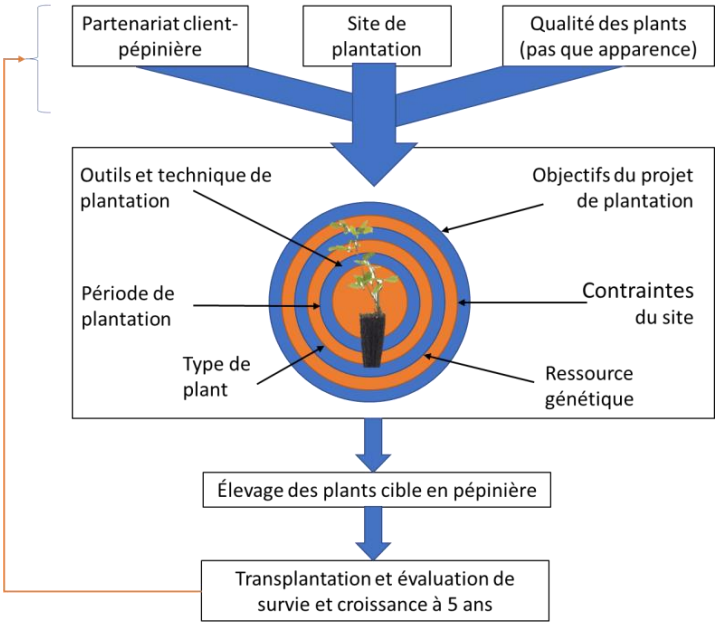


Figure 2.4-2 : Concept de ciblage des plants, d'après Haase et Davis (2017) et Dumroese et al. (2016)

4.7 Références bibliographiques

Ampoorter, E., Schrijver, A. de, Frenne, P. de, Hermy, M., Verheyen, K., 2011. Experimental assessment of ecological restoration options for compacted forest soils. Ecological Engineering 37, 1734–1746.

Andivia, E., Villar-Salvador, P., Oliet, J.A., Puértolas, J., Dumroese, R.K., Ivetić, V., Molina-Venegas, R., Arellano, E.C., Li, G., Ovalle, J.F., 2021. Climate and species stress resistance modulate the higher survival of large seedlings in forest restorations worldwide. Ecological Applications 31, e02394. https://doi.org/10.1002/eap.2394

Aung, A., Youn, W.B., Seo, J.M., Dao, H.T.T., Han, S.H., Cho, M.S., Park, B.B., 2019. Effects of three biomaterials mixed with growing media on seedling quality of Prunus sargentii. Forest Science and Technology 15, 13–18. https://doi.org/10.1080/21580103.2018.1557564

Aussenac, G., Guehl, J.-M., Kaushal, P., Granier, A., Grieu, P., 1988. Critères physiologiques pour l'évaluation de la qualité des plants forestiers avant plantation. Revue forestière française 60, 131. https://doi.org/10.4267/2042/25926

Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., Zedaker, S.M., 2006. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighboring vegetation. Forestry 79, 3–27.

Bastard, R., Conche, J., Duez, F., Fendorf, J., Gallet, P., Gauvin, J., Guillon, A., Hugues, S., Leblanc, M., Lehmann, F., Micheneau, C., Moyses, F., Paquet, D., Poupart, F., Pousset, F., Sardin, T., Touffait, R., Ulrich, E., 2018. Guide technique : réussir les plantations de chênes sessile et pédonculé, travaux sylvicoles. ONF. Direction générale, Paris.

Beniwal, R.S., Hooda, M.S., Polle, A., 2011. Amelioration of planting stress by soil amendment with a hydrogel–mycorrhiza mixture for early establishment of beech (Fagus sylvatica L.) seedlings. Annals of Forest Science 68, 803–810. https://doi.org/10.1007/s13595-011-0077-z

Bertness, M.D., Callaway, R., 1994. Positive interactions in communities. Trends in Ecology & Evolution 9, 191–193. https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4

Cabral, R., O'Reilly, C., 2008. Physiological and field growth responses of oak seedlings to warm storage. New Forests 36, 159–170. https://doi.org/10.1007/s11056-008-9090-y

Chirino, E., Vilagrosa, A., Cortina, J., Valdecantos, A., Fuentes, D., Trubat, R., Luis, V.C., Puértolas, J., Bautista, S., Baeza, M.J., Peñuelas, J.L., Vallejo, V.R., 2009. Ecological restoration in degraded drylands: The need to improve the seedling quality and site conditions in the field, in: Forest Management. pp. 85–158.

Coello, J., Ameztegui, A., Rovira, P., Fuentes, C., Piqué, M., 2018. Innovative soil conditioners and mulches for forest restoration in semiarid conditions in northeast Spain. Ecological Engineering 118, 52–65. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.015

Cole, E., Lindsay, A., Newton, M., Bailey, J.D., 2018. Eight-year performance of bareroot Douglas-fir and bareroot and plug western larch Seedlings following herbicide applications, northeast Oregon, USA. New Forests 49, 791–814. https://doi.org/10.1007/s11056-018-9653-5

Collet, C., Frochot, H., Ningre, F., 1999. Développement de jeunes chênes soumis à une compétition souterraine. Revue forestière française p.298-308.

Collet, C., Vast, F., Richter, C., Koller, R., 2021. Cultivation profile: a visual evaluation method of soil structure adapted to the analysis of the impacts of mechanical site preparation in forest plantations. Eur J Forest Res 140, 65–76. https://doi.org/10.1007/s10342-020-01315-2

Crous, C.J., Malan, F.S., Wingfield, M.J., 2016. Securing African forests for future drier climates: applying ecophysiology in tree improvement. Southern Forests 78, 241–254. https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1207131

Davis, A.S., Jacobs, D.F., 2005. Quantifying root system quality of nursery seedlings and relationship to outplanting performance. New Forest 30, 295–311. https://doi.org/10.1007/s11056-005-7480-y

Davis, A.S., Pinto, J.R., 2021. The Scientific Basis of the Target Plant Concept: An Overview. Forests 12, 1293. https://doi.org/10.3390/f12091293

De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B.R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M.B., Christiansen, D.M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klinges, D.H., Koelemeijer, I.A., Lembrechts, J.J., Marrec, R., Meeussen, C., Ogée, J., Tyystjärvi, V., Vangansbeke,

P., Hylander, K., 2021. Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda. Global Change Biology 27, 2279–2297. https://doi.org/10.1111/gcb.15569

Del Campo, A.D., Navarro-Cerrillo, R.M., Hermoso, J., Ibáñez, A.J., 2007. Relationship between root growth potential and field performance in Aleppo pine. Ann. For. Sci. 64, 541–548. https://doi.org/10.1051/forest:2007031

del Campo, A.D., Segura-Orenga, G., Bautista, I., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Hermoso, J., 2021. Assessing reforestation failure at the project scale: The margin for technical improvement under harsh conditions. A case study in a Mediterranean Dryland. Science of the Total Environment 796. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148952

del Campo, A.D., Segura-Orenga, G., Ceacero, C.J., González-Sanchis, M., Molina, A.J., Reyna, S., Hermoso, J., 2020. Reforesting drylands under novel climates with extreme drought filters: The importance of trait-based species selection. Forest Ecology and Management 467, 118156. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118156

Dumas, N., Dassot, M., Pitaud, J., Piat, J., Arnaudet, L., Richter, C., Collet, C., 2021. Four-year-performance of oak and pine seedlings following mechanical site preparation with lightweight excavators. Silva Fennica 55. https://doi.org/10.14214/SF.10409

Dumroese, K.R., Landis, T.D., Pinto, J.R., Haase, D.L., Wilkinson, K.W., Davis, A.S., 2016. Meeting forest restoration challenges: Using the target plant concept. Reforesta 1, 37–52. https://doi.org/10.21750/REFOR.1.03.3

Faure, C., Montagnon, F., Fontvieille, F., 2014. Guide technique “Réussir la plantation forestière” (Guide technique). MAAF.

Frochot, H., Picard, J.-F., Dreyfus, P., 1986. La Végétation Herbacée. Obstacle Aux Plantations. Revue Forestière Française 38, 271–279.

Gardiner, R., Shoo, L.P., Dwyer, J.M., 2019. Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. Journal of Applied Ecology 56, 2687–2697. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13505

Généré, B., 1997. Les Facteurs influençant la qualité physiologique des plants plantés, et la prise en compte des risques climatiques après plantation. Revue forestière française 49, 313. https://doi.org/10.4267/2042/5629

Généré, B., Garriou, D., Omarzad, O., Grivet, J.P., Hagège, D., 2004. Effect of a strong cold storage induced desiccation on metabolic solutes, stock quality and regrowth, in seedlings of two oak species. Trees 18, 559–565. https://doi.org/10.1007/s00468-004-0348-5

Ghosh, S., Zhu, K., Gelfand, A.E., Clark, J.S., 2016. Joint Modeling of Climate Niches for Adult and Juvenile Trees. JABES 21, 111–130. https://doi.org/10.1007/s13253-015-0238-x

Ginisty, C., Joyeau, C., Guibert, M., Philippe, G., 2020. With a view to reviving forest plantations in France, are seed and seedling producers in a position to meet the demand of reforestation workers? Sciences Eaux & Territoires 40. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.3.08

Girard, S., Veuillen, L., Chaumet, M., Thivolle-Cazat, A., 2019. Evaluation et perspectives de développement des plantations de douglas réalisées avec des plants élevés dans des conteneurs inférieurs à 300cc.

Goldberg, D.E., Barton, A.M., 1992. Patterns and Consequences of Interspecific Competition in Natural Communities: A Review of Field Experiments with Plants. The American Naturalist 139, 771–801.

Gómez-Aparicio, L., 2009. The role of plant interactions in the restoration of degraded ecosystems: a meta-analysis across life-forms and ecosystems. Journal of Ecology 97, 1202–1214. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01573.x

Gómez-Aparicio, L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., Baraza, E., 2004. Applying Plant Facilitation to Forest Restoration: A Meta-Analysis of the Use of Shrubs as Nurse Plants. Ecological Applications 14, 1128–1138.

Grossnickle, S.C., 2016. Restoration Silviculture: An Ecophysiological Perspective - Lessons learned across 40 years. REFORESTA 1–36. https://doi.org/10.21750/REFOR.1.02.2

Grossnickle, S.C., 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. New Forests 43, 711–738. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6

Grossnickle, S.C., 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. New Forest 30, 273–294. https://doi.org/10.1007/s11056-004-8303-2

Grossnickle, S.C., El-Kassaby, Y.A., 2016. Bareroot versus container stocktypes: a performance comparison. New Forests 47, 1–51. https://doi.org/10.1007/s11056-015-9476-6

Grossnickle, S.C., MacDonald, J.E., 2018. Why seedlings grow: influence of plant attributes. New Forests 49, 1–34. https://doi.org/10.1007/s11056-017-9606-4

Guehl, J.M., Clement, A., Kaushal, P., Aussenac, G., 1993. Planting stress, water status and non-structural carbohydrate concentrations in Corsican pine seedlings. Tree Physiology 12, 173–183. https://doi.org/10.1093/treephys/12.2.173

Gurevitch, J., Morrow, L.L., Wallace, A., Walsh, J.S., 1992. A Meta-Analysis of Competition in Field Experiments. The American Naturalist 140, 539–572.

Haase, D.L., 2011. Seedling root targets. In: Riley, L. E.; Haase, D. L.; Pinto, J. R., tech. coords. National Proceedings: Forest and Conservation Nursery Associations - 2010. Proc. RMRS-P-65. Fort Collins, CO: USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 80-82. 65, 80–82.

Haase, D.L., Davis, A.S., 2017. Developing and supporting quality nursery facilities and staff are necessary to meet global forest and landscape restoration needs. REFORESTA 69–93. https://doi.org/10.21750/REFOR.4.06.45

Jäärats, A., Tullus, A., Seemen, H., 2016. Growth and Survival of Bareroot and Container Plants of Pinus sylvestris and Picea abies During Eight Years in Hemiboreal Estonia. Baltic Forestry 16, 365–374.

Jacobs, D.F., Salifu, K.F., Davis, A.S., 2009. Drought susceptibility and recovery of transplanted Quercus rubra seedlings in relation to root system morphology. Ann. For. Sci. 66, 504–504. https://doi.org/10.1051/forest/2009029

Jacobs, D.F., Wilson, B.C., Ross-Davis, A.L., Davis, A.S., 2008. Cold hardiness and transplant response of Juglans nigra seedlings subjected to alternative storage regimes. Ann. For. Sci. 65, 1. https://doi.org/10.1051/forest:2008036

Koide, D., Higa, M., Nakao, K., Ohashi, H., Tsuyama, I., Matsui, T., Tanaka, N., 2016. Projecting spatiotemporal changes in suitable climate conditions to regenerate trees using niche differences between adult and juvenile trees. Eur J Forest Res 135, 125–136. https://doi.org/10.1007/s10342-015-0921-z

Kolevska, D.D., Dimitrova, A., Cokoski, K., Basova, M., 2020. Growth and quality of Pinus nigra (Arn.), Pinus sylvestris (L.) and Pinus pinaster (Aiton) seedlings in two container types. REFORESTA 21–36.

Lacey, S.T., Brennan, P.D., Parekh, J., 2001. Deep may not be meaningful: Cost and effectiveness of various ripping tine configurations in a plantation cultivation trial in eastern Australia. New Forests 21, 231–248. https://doi.org/10.1023/A:1012283106140

Landis, T., Dumroese, R.K., Haase, D., 2010. The container tree nursery manual, volume 7: seedling processing, storage and outplanting.

Le Tacon, F., Mousain, D., Garbaye, J., Bouchard, D., Churin, J.-L., Argillier, C., Amirault, J.-M., Généré, B., 1997. Mycorhizes, pépinières et plantations forestières en France. Revue Forestière Française 49, 131–154. https://doi.org/10.4267/2042/5663

Levy, P.E., McKay, H.M., 2003. Assessing tree seedling vitality tests using sensitivity analysis of a process-based growth model. Forest Ecology and Management 183, 77–93. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00095-1

Löf, M., Dey, D.C., Navarro, R.M., Jacobs, D.F., 2012a. Mechanical site preparation for forest restoration. New Forests 43, 825–848. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9332-x

Löf, M., Dey, D.C., Navarro, R.M., Jacobs, D.F., 2012b. Mechanical site preparation for forest restoration. New Forests 43, 825–848. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9332-x

Löf, M., Rydberg, D., Bolte, A., 2006. Mounding site preparation for forest restoration: survival and growth responses in Quercus robur L. seedlings. Forest Ecology and Management 232, 19–25.

MAAF, 2014. Réussir la plantation forestière, 3ème édition, Guide technique.

Maltz, M.R., Treseder, K.K., 2015. Sources of inocula influence mycorrhizal colonization of plants in restoration projects: a meta-analysis. Restoration Ecology 23, 625–634. https://doi.org/10.1111/rec.12231

Margolis, H.A., Brand, D.G., 1990. An ecophysiological basis for understanding plantation establishment. Can. J. For. Res. 20, 375–390. https://doi.org/10.1139/x90-056

Ministère de l'urbanisme des logements et du transport, Ministère de l'économie des finances et du budget, Ministère de l'agriculture, 2012. Marché publics de travaux, Cahier des clauses techniques généralec, Fascicule n° 34, travaux forestiers de boisement [WWW Document]. Bulletin officiel du minisère en charge de l'environnement. URL https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0030524/F34_2012-05-30.pdf (accessed 2.10.23).

Oliveira, G., Nunes, A., Clemente, A., Correia, O., 2011. Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study. Ecological Engineering 37, 255–259. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.015

ONF, CNPF, 2021. Climessences [WWW Document]. URL https://climessences.fr/ (accessed 2.14.23).

Payn, T., Carnus, J.-M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L.N., Wingfield, M.J., 2015. Changes in planted forests and future global implications. Forest Ecology and Management, Changes in Global Forest Resources from 1990 to 2015 352, 57–67. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.021

Piñeiro, J., Maestre, F.T., Bartolomé, L., Valdecantos, A., 2013. Ecotechnology as a tool for restoring degraded drylands: A meta-analysis of field experiments. Ecological Engineering 61, 133–144. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.09.066

Pinto, J.R., Marshall, J.D., Dumroese, R.K., Davis, A.S., Cobos, D.R., 2012. Photosynthetic response, carbon isotopic composition, survival, and growth of three stock types under water stress enhanced by vegetative competition. Can. J. For. Res. 42, 333–344. https://doi.org/10.1139/x11-189

Policelli, N., Horton, T.R., Hudon, A.T., Patterson, T.R., Bhatnagar, J.M., 2020. Back to Roots: The Role of Ectomycorrhizal Fungi in Boreal and Temperate Forest Restoration. Frontiers in Forests and Global Change 3.

Puttonen, P., 1986. Carbohydrate reserves in Pinus sylvestris seedling needles as an attribute of seedling vigor. Scandinavian Journal of Forest Research 1, 181–193. https://doi.org/10.1080/02827588609382410

Ramón Vallejo, V., Smanis, A., Chirino, E., Fuentes, D., Valdecantos, A., Vilagrosa, A., 2012. Perspectives in dryland restoration: approaches for climate change adaptation. New Forests 43, 561–579. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9325-9

Repáč, I., Parobeková, Z., Belko, M., 2022. Ectomycorrhiza-hydrogel additive enhanced growth of Norway spruce seedlings in a nutrient-poorpeat substrate. Journal of Forest Science 68, 170–181. https://doi.org/10.17221/29/2022-JFS

Rey Benayas, J.M., Martínez-Baroja, L., Pérez-Camacho, L., Villar-Salvador, P., Holl, K.D., 2015. Predation and aridity slow down the spread of 21-year-old planted woodland islets in restored Mediterranean farmland. New Forests 46, 841–853. https://doi.org/10.1007/s11056-015-9490-8

Riedacker, A., 1978. Etude de la déviation des racines horizontales ou obliques issues de boutures de peuplier qui rencontrent un obstacle : applications pour la conception de conteneurs. Ann. Sci. forest. 35, 1–18. https://doi.org/10.1051/forest/19780101

Rincón, A., de Felipe, M.R., Fernández-Pascual, M., 2007. Inoculation of Pinus halepensis Mill. with selected ectomycorrhizal fungi improves seedling establishment 2 years after planting in a degraded gypsum soil. Mycorrhiza 18, 23–32. https://doi.org/10.1007/s00572-007-0149-y

Ritchie, G.A., Dunlap, J.R., 1980. Root growth potential. Its development and expression in forest tree seedlings. New Zealand Journal of Forestry Science 10, 218–248.

Rodríguez-Trejo, D.A., Duryea, M.L., White, T.L., English, J.R., McGuire, J., 2003. Artificially regenerating longleaf pine in canopy gaps: initial survival and growth during a year of drought. Forest Ecology and Management 180, 25–36. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00557-1

Rolando, C.A., Pammenter, N.W., Little, K.M., 2011. Critical water stress levels in Pinus patula seedlings and their relation to measures of seedling morphology. Southern Forests: a Journal of Forest Science 73.

Rose, R., Gleason, J.F., Atkinson, M., 1993. Morphological and water-stress characteristics of three Douglas-fir stocktypes in relation to seedling performance under different soil moisture conditions. New Forest 7, 1–17. https://doi.org/10.1007/BF00037468

Santacruz-García, A.C., Senilliani, M.G., Gómez, A.T., Ewens, M., Yonny, M.E., Villalba, G.F., Nazareno, M.A., 2022. Biostimulants as forest protection agents: Do these products have an effect against abiotic stress on a forest native species? Aspects to elucidate their action mechanisms. Forest Ecology and Management 522, 120446. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120446

Sardin, T., Bourdenet, P., Argillier, C., 2001. Amélioration des techniques de reconstitution en espèces feuillues de la forêt méditerranéenne. Revue forestière française 53, 542. https://doi.org/10.4267/2042/5270

Sikström, U., Hjelm, K., Hanssen, K.H., Saksa, T., Wallertz, K., 2020. Influence of mechanical site preparation on regeneration success of planted conifers in clearcuts in Fennoscandia – a review. 35. https://doi.org/10.14214/sf.10172

Simpson, D.G., Ritchie, G.A., 1997. Does RGP predict field performance? A debate. New Forests 13, 253–277. https://doi.org/10.1023/A:1006542526433

Small, C.C., Degenhardt, D., 2018. Plant growth regulators for enhancing revegetation success in reclamation: A review. Ecological Engineering 118, 43–51. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.010

Stein, W.I., Edwards, J.L., Tinus, R.W., 1975. Outlook for Container-Grown Seedling Use in Reforestation. Journal of Forestry 73, 337–341. https://doi.org/10.1093/jof/73.6.337

Sutton, R.F., 1993. Mounding site preparation: A review of European and North American experience. New Forest 7, 151–192. https://doi.org/10.1007/BF00034198

Tallieu, C., Collet, C., Renaud, J.-P., Pitaud, J., 2022. Conception d'indices météorologiques pour prendre en compte le risque de sécheresse estivale dans la garantie de reprise des plantations (Rapport du programme "Reprise des plantations en climat changeant (Replant-CLIC)"). INRAe.

Thompson, B.E., 1985. Seedling morphological evaluation: what you can tell by looking., in: Evaluating Seedling Quality: Principles, Procedures, and Predictive Ability of Major Tests. Forest Research Laboratory, Oregon State University, pp. 59–72.

Verger, S., Ginisty, C., 1995. Plants résineux en conteneurs pour la zone tempérée. Bulletin technique de l'Office National des Forêts 9–19.

Vyse, A., 1981. Growth of Young Spruce Plantations in Interior British Columbia. The Forestry Chronicle 57, 174–180. https://doi.org/10.5558/tfc57174-4

Weyers, J.D.B., Paterson, N.W., 2001. Plant hormones and the control of physiological processes. New Phytologist 152, 375–407. https://doi.org/10.1046/j.0028-646X.2001.00281.x

Yu, J., Shi, J. g., Dang, P. f., Mamedov, A. i., Shainberg, I., Levy, G. j., 2012. Soil and Polymer Properties Affecting Water Retention by Superabsorbent Polymers under Drying Conditions. Soil Science Society of America Journal 76, 1758–1767. https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0387

Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Les plants et semis issus du renouvellement d'un peuplement, font partie intégrante d'une communauté forestière dynamique et diversifiée. Ils établissent au sein de cette communauté des interactions multiples avec les autres êtres vivants. Il peut s'agir d'interactions positives (associations mycorhiziennes, protection, ambiance forestière, etc.) ou d'interactions négatives (concurrence, compétition, attaques par des agents biotiques tels que les insectes ravageurs et les champignons pathogènes, mais également certains mammifères, oiseaux, bactéries, virus, etc.) Pour assurer la survie et la croissance de la nouvelle génération d'arbres, le gestionnaire forestier peut intervenir pour le maintien du bon équilibre entre toutes ces interactions. Dans le cas d'attaques -ou de menace- par des agents biotiques, une pression modérée est généralement tolérée. Néanmoins, si les dégâts -ou la menace- deviennent trop importants au point de remettre en question la réussite du renouvellement ou les objectifs du propriétaire, il est préférable de prendre des mesures, préventives de préférence ou éventuellement curatives. Des méthodes de lutte ont été développées par le passé pour les principaux ravageurs et maladies connus, qui ont permis leur contrôle. Néanmoins, les changements climatiques ont modifié les cycles de vie et de reproduction de certains agresseurs dont la présence, le nombre et la répartition sur le territoire sont devenus plus problématiques. De nouveaux organismes ravageurs sont aussi apparus à la faveur du changement global. Pour ces organismes dont le comportement sur le territoire est méconnu, il n'existe généralement pas encore de méthode de contrôle. Pour les autres, certaines pratiques de gestion peuvent se révéler très efficaces. Quand ce n'est pas le cas, le recours aux produits phytosanitaires de synthèse a longtemps été la solution mais il est fortement réduit aujourd'hui en raison des restrictions de nature réglementaire. Des alternatives sont donc à trouver pour réguler les populations et minimiser les dégâts, ce qui suppose en premier lieu d'identifier, de quantifier et de mieux connaître les agresseurs, pour développer des méthodes de prévention et de lutte adaptées.

Ce Thème se focalise sur les principaux ennemis naturels des jeunes arbres actuellement connus, qui font l'objet de trois contributions distinctes. Chaque contribution s'appuie sur des bases de données ou des bases de connaissances spécifiques : (1) champignons pathogènes et insectes ravageurs, qui s'appuie sur des enquêtes de terrain et sur des relevés sanitaires « opportunistes » effectués par le DSF ; (2) grands ongulés sauvages, qui se base sur une analyse bibliographique narrative et (3) micromammifères, qui s'appuie sur la littérature et sur la base de données du DSF (veille sanitaire et enquête plantation).

Volet 2| Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 658
1.2 Matériel et méthodes 659
1.2.1 Traitement des données 660
1.3 Réponses à la question posée 660
1.3.1 Une diversité de bioagresseurs observés en France dans les phases de renouvellement 660
1.3.2 Peu de ravageurs ont un impact fort 662
1.3.3 Les facteurs de vulnérabilité des jeunes arbres lors du renouvellement : exemple de l'impact de l'hylobe 663
1.3.4 Des méthodes de lutte curative peu utilisées en forêt 665
1.3.4.1 La lutte à base de spécialités agropharmaceutiques 665
1.3.5 Les méthodes culturales privilégiées 665
1.3.6 Autres méthodes de lutte : barrières physiques, phéromones, lutte biologique 666
1.4 Conclusion 666
1.4.1 Quelles évolutions attendues 666
1.4.2 Les approches envisageables pour limiter l'impact des bioagresseurs 667
1.5 Références bibliographiques 668

Rédacteurs

François-Xavier **Saintonge**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Ardon (45), France

Claude **Husson,** Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Champenoux (54), France

Bernard **Boutte**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Avignon (84), France

Contributeurs

Benoît **Marçais**, INRAE, UMR IAM, Champenoux (54), France

Morgane **Goudet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75), France

1.1 Contexte et problématique

Les échecs de plantation ont des origines multiples : d'ordre abiotique comme la sécheresse, la canicule, d'ordre sylvicole comme le type et la qualité des préparations de sol, la qualité des plants (voir Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »), ou d'ordre biotique. Parmi les causes biotiques, outre les problèmes de grands ongulés (voir « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? ») et des micromammifères (voir « Question 3. Comment le mode de renouvellement des peuplements forestiers et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles méthodes préconiser pour les limiter ? »), les champignons et oomycètes pathogènes et les insectes ravageurs peuvent entraîner des échecs dans les phases de renouvellement des peuplements. Le rôle de ces bioagresseurs dans les dommages que

subissent les plantations semble de faible ampleur par rapport à ceux d'ordre abiotique (voir Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »). Cependant, chez les jeunes plants et semis, le flétrissement est rapide et la mortalité survient brutalement. D'autres agents biotiques interviennent ensuite, avec notamment l'action de champignons saprophytes, qui rendent difficile l'identification des parasites en cause. Ainsi, il est probable que la fréquence et l'impact des pathogènes et ravageurs soient sous-estimés en raison de la difficulté de diagnostic de ces organismes. Des études spécifiques sur des genres de pathogènes ont en effet montré le fort impact sur le renouvellement des peuplements. Par exemple, les attaques d'oïdium (*Erysiphe* spp.) peuvent doubler le taux de mortalité chez les chênes et réduire drastiquement leur croissance dans les régénérations naturelles en Europe (Marçais *et* Desprez-Loustau, 2014). Le chancre poisseux des pins causé par *Fusarium circinatum* cause des pourritures racinaires et des mortalités massives (fontes de semis) sur *Pinus* spp. en forêt plantée ou naturelle en Amérique du Nord et du Sud et en Afrique du Sud amenant les améliorateurs à développer des programmes de recherches pour la sélection à la tolérance (Mitchell *et al*., 2011). Les phytophthoras, destructeurs de fines racines chez de nombreux hôtes, sont largement répandus en plantations et dans les pépinières forestières où 70 à 80 % dans les sites inspectés en Europe sont infectés par ces agents létaux (Jung *et al*., 2016). Dans ce contexte, inventorier les pathogènes et les ravageurs est donc une étape cruciale pour prévenir et limiter les risques en milieu forestier, quel que soit le mode de renouvellement.

Cette contribution apporte ainsi (i) une évaluation des principaux problèmes biotiques dans les très jeunes peuplements, (ii) une évaluation de leur gravité, (iii) une analyse des facteurs de vulnérabilité des types de renouvellement, (iv) une présentation succincte des méthodes de lutte classiquement mises en œuvre et, enfin, discute les questions qui vont probablement se poser pour l'avenir.

Elle se base sur l'analyse de deux bases de données récoltées par les correspondants-observateurs (CO) du DSF dans les plantations et régénération naturelles dans les forêts françaises sur la période 2007-2021.

1.2 Matériel et méthodes

Deux bases de données contiennent des informations qui permettent d'objectiver la question posée :

- la base de veille sanitaire, où tout problème phytosanitaire d'une ampleur minimale, connu d'un CO du DSF fait l'objet d'un signalement, en précisant la date, le lieu, l'essence installée, le contexte sylvicole, le (ou les) problème(s) observé(s) et une quantification à dire d'expert de son importance. Ici, pour la période 2007-2021, 6 418 signalements concernent les plantations qui se répartissent ainsi : plantations de moins de 10 ans (4 676 signalements) et de moins de 5 ans pour le peuplier (682 signalements), 924 signalements concernent régénérations naturelles et 136 signalements concernent les régénérations par semis direct artificiels ; il s'agit donc de relevés dits opportunistes, équivalent aux études de cas en médecine et non de problèmes sanitaires relevés systématiquement ;
- la base de plantations contenant le suivi d'environ 1 000 plantations de l'année, sélectionnées parmi celles connues du réseau de CO, notées deux fois dans leur première année de végétation en forêt (juin puis octobre-novembre [dans la suite du texte, seule la notation de l'automne est prise en considération]), accompagnées d'une description de l'essence plantée, du contexte sylvicole avant la plantation et des travaux préparatoires et post-plantation. Sur 100 plants (selon un échantillon systématique de 10 grappes de 10 plants, séparées de 50 m environ), les problèmes observés et considérés comme significatifs sont décrits et leur éventuelle participation à la mortalité des plants précisée. L'ensemble des plantations depuis

2007 est pris en considération, soit 12 288 plantations en 15 campagnes. Quatre à cinq plantations sont investiguées chaque année par CO. On ne peut pas considérer qu'il s'agit d'un échantillon tout à fait représentatif des plantations en France puisque le taux d'échantillonnage est variable d'une essence à l'autre (le suivi des plantations de pin maritime est par exemple sous représenté par rapport à d'autres essences).

1.2.1 Traitement des données

Une parcelle forestière visitée peut présenter un ou plusieurs problèmes, biotiques ou abiotiques, qui sont tous enregistrés. Dans les tableaux qui suivent, la part de chaque agent biotique est calculée parmi tous problèmes biotiques, à partir d'un nombre de plants (base de plantation) ou d'un nombre de placettes visitées avec présence du bioagresseur (base de veille sanitaire). Concernant la base de plantation, si un agent biotique est identifié comme la principale cause de mortalité dans une plantation, alors la proportion de plants morts attribuée à cet agent est calculée. Dans la base de veille sanitaire, en plus d'un pourcentage de tiges affectées (P) estimé à dire d'expert, une note de sévérité (S) est attribuée pour définir l'ampleur de l'affection moyenne sur l'arbre, sur une échelle de 0 (quelques signes de présence du bioagresseur sans réel dommage) à 4 (plus de 80 % du houppier affecté ou dégradation très importante du tronc). Un indice de gravité est calculé selon la formule : $(P/5 \times S^2) / 32$. Cet indice varie de 0 (100 % de tiges à sévérité 0) à 10 (100 % de tiges à sévérité 4). Pour l'étude spécifique des mortalités de résineux dues à l'hylobe, une analyse en régression logistique multiple a été réalisée et des odds ratio ont été calculés pour estimer le surcroit de risque par facteur de vulnérabilité.

1.3 Réponses à la question posée

1.3.1 Une diversité de bioagresseurs observés en France dans les phases de renouvellement

Près de 400 problèmes différents sont signalés dans ces deux bases dont seulement une quinzaine est représentée par une occurrence notable.

Parmi les problèmes biotiques, la part des principaux pathogènes et ravageurs observés dans les deux bases de données est mentionnée dans le Tableau 3.1-1. L'hylobe, parasite des résineux, et l'oïdium du chêne ressortent comme les deux principaux bioagresseurs. Trois raisons expliquent cette fréquence élevée. Ils sont agressifs et largement répartis sur le territoire (voir figures de l'annexe), ils sont parmi les plus aisés à diagnostiquer sur le terrain sans analyse de laboratoire, et enfin les plantations de résineux (notamment douglas et pins) et de chênes sont majoritaires dans notre échantillonnage, environ 65 % et 15 % respectivement. Signalons que cet échantillonnage des hôtes est assez représentatif des plantations réalisées ces dernières années globalement en France. Pour les mêmes raisons, les maladies et ravageurs inféodés aux pins sont logiquement prédominants.

Tableau 3.1-1 : Part des principaux pathogènes et ravageurs responsables d'infection ou de mortalité dans la phase de renouvellement parmi l'ensemble des problèmes biotiques relevés. Les dégâts d'ordre entomologique ou pathologique sans identification précise de l'agent ne sont pas pris en compte.

Nom	Type	Essence ou groupe d'essences concernées	Parasite introduit	Base de veille sanitaire (%)	Base de plantations (%)
Hylobe (*Hylobius abietis*)	insecte	Résineux	non	5	14

Oïdium du chêne (*Erysiphe* sp.)	champignon	Chênes	oui	3	34
Chalarose (*Hymenoscyphus fraxineus*)	champignon	Frêne	oui	3	< 0,1
Maladie des bandes rouges (*Dothistroma* sp.)	champignon	Pins	indéterminé	3	0,4
Sphaeropsis des pins (*Diplodia sapinea*)	champignon	Pins	non	3	0,3
Processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*)	insecte	Pins	non	3	< 0,1
Armillaire (*Armillaria* sp.)	champignon	Tous	non	3	< 0,1
Rouille courbeuse du pin (*Melampsora pinitorqua*)	champignon	Pins	non	3	1,2
Phomopsis sp.	champignon	tous	non	3	0,3
Sténographe (*Ips sexdentatus*)	insecte	Pins	non	2	0
Rouille suisse du douglas (*Phaeocryptopus gaeumannii*)	champignon	Douglas	oui	2	0,4
Cécidomyie des aiguilles du Douglas (*Contarina* sp.)	insecte	Douglas	oui	2	1,9
Sclerophoma pithyophila	champignon	Résineux	indéterminé	2	0,1
Pestalotiopsis sp.	champignon	Tous	indéterminé	2	0,3
Pissode du pin (*Pissodes* sp.)	insecte	Pins	non	2	0
Rouille vésiculeuse du pin à deux aiguilles (*Cronartium pini*)	champignon	Pins	non	2	< 0,1

Hormis l'hylobe et l'oïdium, les différences d'occurrence dans les bases sont assez importantes et s'expliquent principalement par l'âge des individus observés et pour les raisons suivantes :

- certains bioagresseurs génèrent des mortalités très rapides sur des jeunes plants. Lors des visites, ils ne sont plus détectables par observation visuelle ou analyse de laboratoire et sont donc sous-estimés. Les plants ont disparu ou sont masqués par la végétation adventive (exemples : chalarose, sphaeropsis ou armillaire) ;
- d'autres ne se développent que sur des arbres d'une certain taille (par exemple, besoin d'une certaine épaisseur d'écorce ou d'un délai supérieur à 1 an entre l'infection et l'apparition des symptômes) : c'est le cas du sténographe, du pissode du pin ou de la rouille vésiculeuse.

Les dégâts dues au hanneton forestier ne représentent pas un problème majeur à l'échelle nationale et logiquement n'apparaissent pas dans le Tableau 3.1-1. Néanmoins, la surveillance du DSF permet de confirmer qu'il constitue localement une entrave à tout processus de renouvellement des peuplements comme dans plusieurs forêts autour de Paris et dans les Vosges du Nord. Par ailleurs, d'autres études montrent que les agents de fonte de semis comme les genres *Phytophthora*, *Pythium* ou *Fusarium* sont très présents sur plants en sortie de pépinières et donc responsables de mortalité en plantation. Leur rôle est probablement sous-estimé dans les suivis du DSF en raison de leurs symptômes peu typiques et de la difficulté de les détecter en laboratoire.

Environ **un quart des espèces de bioagresseurs majeurs est d'origine exotique**, dont la plupart ont déjà envahi l'ensemble du territoire. Cela confirme que l'introduction et l'invasion de nouveaux bioagresseurs présentent une menace importante pour la santé des forêts. Par ailleurs, d'autres sont

aussi connus pour être véhiculés par les plants issus de pépinière comme la chalarose, la maladie des bandes rouges, le sphaeropsis ou la cécidomyie du douglas.

1.3.2 Peu de ravageurs ont un impact fort

L'impact d'un bioagresseur est avant tout lié à sa relation à la plante, mais aussi aux conditions environnementales dans lequel il se trouve. Il peut générer des pertes de croissance, des déformations voire des mortalités. Certains bioagresseurs présentent un impact mal évalué, malgré leur forte occurrence (Tableau 3.1-2).

Tableau 3.1-2 : Type d'impact généré par les principaux bioagresseurs dans la phase de renouvellement des peuplements forestiers (Nageleisen *et al.*, 2010, ephitia.inra.fr)

Type d'impact	Espèces de bioagresseur
Pertes de croissance	maladie des bandes rouges, rouille suisse du douglas, cécidomyie des aiguilles du douglas
Déformations	rouille courbeuse du pin
Mortalité de feuilles, pousses ou rameaux	*Phomopsis* sp., *Pestalotiopsis* sp., sphaeropsis, *Sclerophoma pithyophila*
Mortalités de plants	Hylobe, chalarose, armillaire, sténographe, pissode du pin, oïdium des chênes

Parmi les signalements de la période considérée, 16 % révèlent un indice de gravité supérieur ou égal à 5 (dit cas grave) pour lesquels 184 bioagresseurs sur les 403 sont en cause.

Les 15 bioagresseurs regroupant le plus de cas graves sont présentés sur la Figure 3.1-1.

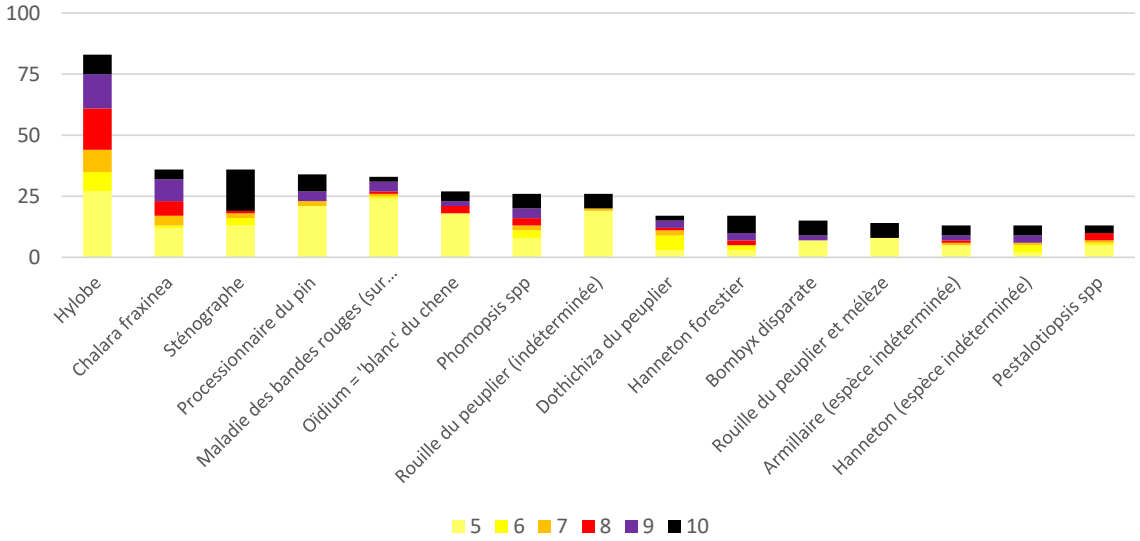


Figure 3.1-1 : Nombre de signalements dont l'indice de gravité est compris entre 5 à 10 (sur une échelle de 0 à 10), pour les principaux bioagresseurs

On retrouve sensiblement les mêmes bioagresseurs que dans les analyses précédentes, indiquant que les agresseurs les plus fréquents sont généralement également les plus graves. Ainsi, l'hylobe se révèle une nouvelle fois comme le plus sérieux avec un quart des signalements lié à cet insecte considérés comme graves.

La répartition géographique des bioagresseurs dépend de la présence et de la sensibilité de l'hôte et des conditions environnementales, comme le climat. La base de plantations révèle que l'oïdium est largement présent et impactant partout où le chêne est présent. Bien que polyphage sur résineux, l'hylobe présente des disparités spatiales avec notamment une sévérité accrue dans les zones de moyennes montagnes (massif central et Vosges) et en Bretagne, régions où l'épicéa commun, l'épicéa

de Sitka et le douglas dominent (Annexe 3.1-1 et Annexe 3.1-2). La distribution des autres bioagresseurs a été visualisée à partir de la base de veille sanitaire. La maladie des bandes rouges et la rouille suisse montrent que leur distribution est essentiellement liée à la présence de leurs hôtes les plus sensibles, c'est-à-dire, respectivement, le pin laricio et le douglas (Annexe 3.1-3 et

Annexe 3.1-4). Quant au sphaeropsis, sa distribution apparaît sans disparité régionale sur jeunes plants.

6 % des mortalités observées dans la base plantation sont imputés aux pathogènes et ravageurs. Une fois encore, leur impact est certainement sous-estimé du fait de la difficulté de diagnostic des microorganismes impliqués. Les huit premiers bioagresseurs responsables des mortalités des plants en 1e année est présenté dans le Tableau 3.1-3. L'hylobe représente une grande majorité (77 %) de la mortalité d'origine entomologique et pathologique.

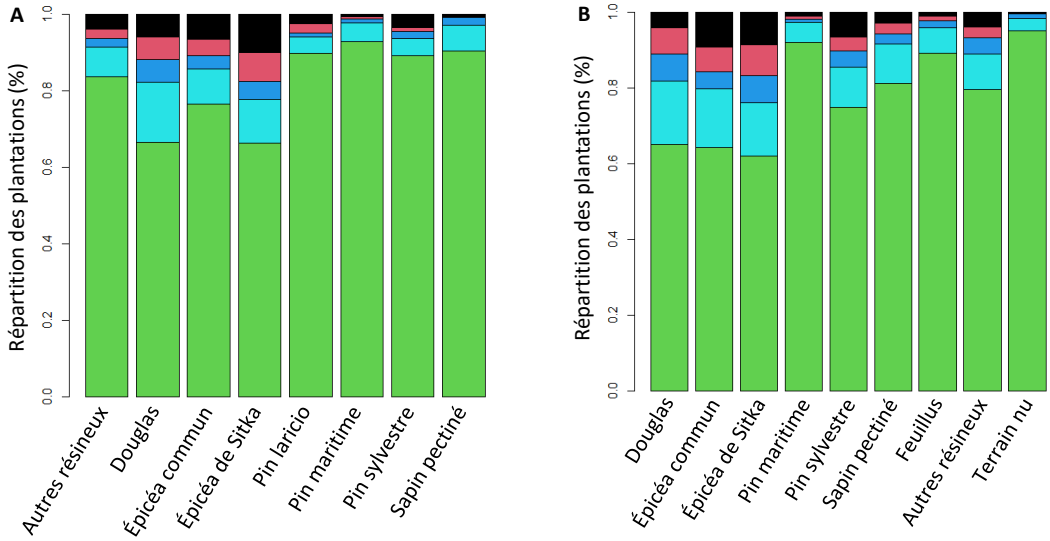
Tableau 3.1-3 : Mortalités observées dans la base plantation pour les principaux bioagresseurs sur 1 228 800 plants observés

Bioagresseur	Proportion de mort attribuée au bioagresseur (%)	Essence
Hylobe ou grand charançon du pin	4,5	résineux
Hannetons (commun et forestier)	0,3	résineux et feuillus
Défoliateur	0,2	résineux et feuillus
Oïdium du chêne	0,1	chêne
Maladie des pousses des conifères	0,1	résineux
Rouille des peupliers	0,1	peuplier
Sphaeropsis des pins	0,1	pins
Armillaire	0,1	résineux

1.3.3 Les facteurs de vulnérabilité des jeunes arbres lors du renouvellement : exemple de l'impact de l'hylobe

Compte tenu du rôle majeur de l'hylobe sur la phase de renouvellement et des données disponibles dans la base plantation, ce sujet a été choisi pour déterminer les facteurs de vulnérabilité des plantations à cet insecte.

L'analyse en régression logistique multiple de la mortalité a porté sur la proportion de plantations (7 232 au total) présentant des taux de mortalité variables. Elle révèle un effet significatif de l'essence plantée, de l'antécédent cultural, du délai entre l'exploitation de la coupe rase et du travail du sol. Le risque calculé d'un facteur de vulnérabilité (odds ratio) est corrigé des autres facteurs.



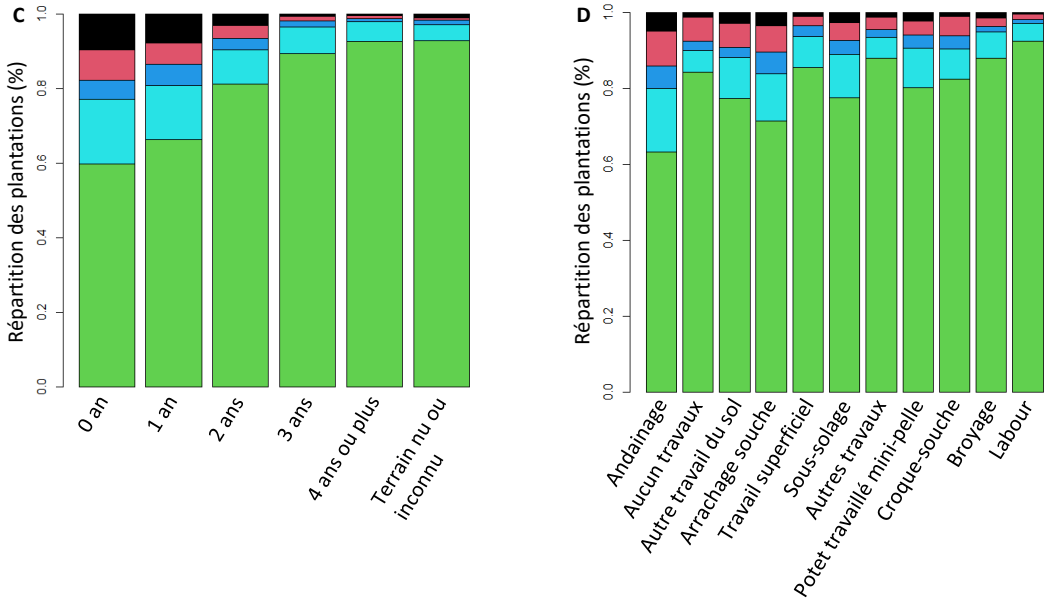


Figure 3.1-2 : Proportion des plantations ne présentant aucune mortalité en vert, entre 1 et 5 % de mortalité en bleu ciel, entre 6 et 10 % en bleu foncé, entre 11 et 20 % en rouge et supérieur à 20 % en noir. A, selon l'espèce plantée ; B, selon l'antécédent cultural (essence présente avant la plantation) ; C, selon le délai entre l'exploitation de la coupe rase et la plantation ; D, selon le type de travaux avant plantation.

Tous les résultats confirment ce que décrit la bibliographie et les connaissances empiriques en France. Le douglas, l'épicéa commun et de Sitka sont les espèces les plus impactées par l'hylobe (Figure 3.1-2-A). Le risque est multiplié par 3 ou 4 pour ces essences comparativement à la référence pin maritime. Les autres essences présentent aussi un surcroît de risque (de 2 à 3), sauf le sapin pectiné qui ne se différencie significativement pas du pin maritime (Tableau 3.1-4). Le deuxième facteur de vulnérabilité marquant est le délai entre la coupe rase et la plantation avec un risque qui diminue très significativement avec le délai, de l'ordre de 2,5 plus faible deux ans après la coupe à 10 fois quatre ans ou plus après la coupe (Figure 3.1-2 et Tableau 3.1-5).

Les autres facteurs de vulnérabilité sont plus complexes à interpréter avec des interactions entre les types de travaux du sol et les antécédents culturaux. Il ressort toutefois qu'il y a un net surcroît de risque quand un andainage est pratiqué alors que ce risque est diminué après un labour ou une préparation en potet par rapport à l'absence totale de travaux (Figure 3.1-2-D, odds ratio non présenté). Le broyage des rémanents semble aussi conduire à une réduction du risque hylobe mais il convient de parfaire le jeu de données pour le confirmer. Enfin, le risque est plus faible après un antécédent de feuillus ou sur un terrain nu. Les autres antécédents de résineux ne se différencient pas significativement de l'antécédent de référence pin maritime (Figure 3.1-2-B, odds ratio non présenté).

Tableau 3.1-4 : Odds ratio corrigés des essences plantées par rapport à la référence pin maritime

Essence plantée	Odds ratio	Intervalle de confiance	P-value
Autre résineux	2.10	[1.21, 3.71]	< 0.001
Douglas	2.90	[1.68, 5.13]	< 0.001
Epicéa commun	3.34	[1.84, 6.16]	< 0.001
Epicéa de Sitka	3.82	[1.98, 7.48]	< 0.001
Pin laricio de Corse	2.10	[1.14, 3.89]	0.018
Pin sylvestre	2.45	[1.30, 4.67]	0.006
Sapin pectiné	0.49	[0.11, 1.54]	0.277

Tableau 3.1-5 : Odds ratio corrigés du délai entre coupe rase et plantation par rapport à une plantation réalisée l'année de la coupe

Délai	Odds ratio	Intervalle de confiance	P-value
1 an	0.77	[0.57, 1.04]	0.08
2 ans	0.42	[0.30, 0.58]	< 0.001
3 ans	0.15	[0.09, 0.24]	< 0.001
≥ 4 ans	0.09	[0.05, 0.15]	< 0.001
Terrain nu ou inconnu	0.38	[0.19, 0.69]	< 0.001

1.3.4 Des méthodes de lutte curative peu utilisées en forêt

1.3.4.1 La lutte à base de spécialités agropharmaceutiques

En dehors des herbicides, il n'existe que quelques produits phytopharmaceutiques actuellement autorisés en forêt à savoir un insecticide (à base de cyperméthrine) contre les insectes xylophages (hylobe) et sous-corticaux et un (à base de Bacille de Thuringe) contre les chenilles défoliatrices. Concernant les pathogènes, seul un produit de biocontrôle (à base de spores de *Phlebiopsis gigantea*) est autorisé pour lutter contre le fomès. À noter qu'au cours de la période considérée, la liste des spécialités autorisées a sensiblement évolué, notamment celles qui visent l'hylobe (en lien avec l'interdiction des néonicotinoïdes notamment).

Ce constat de faible disponibilité de produits phytopharmaceutiques est confirmé dans le Tableau 3.1-6, en sachant que les plantations sont, pour des raisons diverses (investissement à protéger, concurrence herbacée, ravageurs spécifiques, traitement techniquement possible), plus traitées que les régénérations naturelles.

Tableau 3.1-6 : Nombre de plantations traitées (hors herbicides) et répartition par type de traitement chimique : bilan sur 12 288 plantations de moins d'un an, observées entre 2007 et 2021 par le Département de la santé des forêts

Types de traitement chimique	Plantations de conifères	Plantations de feuillues
Insecticides appliqués sur plants en pépinière	105	0
Insecticides appliqués à la plantation ou post-plantation	443	40
Fongicides	0	0
Total de plantations observées entre 2007 et 2021	7 232	5 056
Taux de plantations traitées (hors répulsifs animaux)	**7,6 %**	**0,8 %**

À noter que depuis 2021, les plantations forestières de moins de 3 mètres de hauteur peuvent bénéficier des produits de l'usage « arbres et arbustes » du catalogue des usages phytopharmaceutiques. Cette évolution réglementaire permet d'utiliser une gamme d'herbicides plus étendue et si nécessaire, de quelques fongicides foliaires et des insecticides contre les pucerons, cicadelles, cochenilles, etc. produits absents de l'usage « forêt ».

1.3.5 Les méthodes culturales privilégiées

Le renouvellement en forêt passe donc essentiellement par des méthodes culturales préventives pour lutter contre les agents biotiques dans le jeune âge. Les principales figurent ci-dessous :

- hylobe : respect d'un délai de 2 ans entre la coupe rase et la plantation de la parcelle (technique perfectible dans les massifs résineux), dessouchage ou utilisation d'une dent ou « croque-souche » détruisant ou limitant les sites de ponte de l'insecte, décapage du sol autour des plants ;

- hanneton : la prévention peut passer par le décalage de la date de la plantation en fonction du cycle larvaire et de la période de risque maximal de dégâts ;
- les différentes rouilles : la maîtrise ou la destruction des hôtes alternants, est une solution possible (pins/tremble, pins/pivoine, sapin/épilobe, etc.) ;
- pathogènes foliaires : la maîtrise, voire la destruction de la végétation d'accompagnement, permet de limiter le confinement et ainsi l'infection ;
- fomès : le diagnostic de la parcelle, le dessouchage limitant l'inoculum local, le mélange feuillu, etc., sont des préconisations limitant l'impact à long terme du pathogène racinaire.

En parallèle de ces méthodes préventives, il est important de contrôler la présence de plants symptomatiques à réception et le cas échéant de refuser des lots de plants contaminés.

1.3.6 Autres méthodes de lutte : barrières physiques, phéromones, lutte biologique

Les applications de cires, de produits polymères, etc., sur les plants en pépinières, qui limitent l'accès de l'insecte à la base du plant (« barrière physique »), sont utilisées pour protéger les plants contre les dégâts d'hylobe.

Alors qu'elles fonctionnent au laboratoire et dans certaines cultures de production (serre, arboriculture), les phéromones sexuelles (piégeage de masse, confusion) ne donnent pas de résultats probants contre les défoliateurs en plantations forestières (processionnaire du pin, etc.) et la lutte biologique se limite pour l'instant à quelques ravageurs sur des essences peu plantées (cynips du châtaignier).

1.4 Conclusion

1.4.1 Quelles évolutions attendues

Pour conclure, se pose bien évidemment la perspective de l'évolution du rôle des bioagresseurs dans les phases de renouvellement en lien avec le changement global. Bien que l'incertitude reste forte, nous pouvons dégager plusieurs types de situation à risque. Toute la gamme des agents opportunistes devrait profiter de l'affaiblissement des arbres par la répétition d'aléas climatiques comme les sécheresses ou les canicules. De même, la conjonction de bioagresseurs primaires comme les défoliateurs ou le hanneton et de plants en état de stress risque de générer des mortalités plus importantes que si le bioagresseur intervenait seul (effet cumulatif). Globalement, il a été montré que la probabilité d'une augmentation des perturbations en forêt dues aux pathogènes et aux insectes sous l'effet du changement climatique est très élevée (Seidl *et al.*, 2017). Par exemple, certains bioagresseurs peuvent avoir leur cycle de développement modifié par le climat qui serait de nature à générer plus de dégâts comme pour le cas des scolytes via un nombre de générations par an accru en cas de réchauffement climatique. Par ailleurs, le risque d'introductions d'organismes nuisibles exotiques en lien avec l'augmentation des échanges commerciaux intercontinentaux de marchandises reste une cause majeure d'émergence inattendue de maladies pour les décennies à venir. Ce risque pourrait être amplifié en cas d'intensification de nouvelles plantations qui sont vectrices de bioagresseurs provenant des pépinières. Par exemple, la chalarose du frêne a émergé au Royaume Uni par cette voie de plants contaminés qui ont été largement disséminés sur le territoire. Enfin, l'interdiction possible de pesticides de synthèse en forêt et leur réduction d'usages en pépinières et lors d'importations de produits végétaux limitent les méthodes de lutte préventives et curatives pour contrôler les bioagresseurs et contenir les dommages qu'ils génèrent.

1.4.2 Les approches envisageables pour limiter l'impact des bioagresseurs

Nous l'avons vu précédemment, l'impact des bioagresseurs dans le renouvellement est très certainement sous-évalué en raison d'un diagnostic, qu'il soit visuel ou en laboratoire, rendu difficile par l'état des plants et la qualité des prélèvements d'échantillon. La détection d'agents pathogènes n'est souvent possible que sur une courte période de l'année, notamment quand ils sont aptes à former des fructifications. Pour les ravageurs, les galeries sont parfois insuffisamment caractéristiques pour les identifier. Sur les semis morts, il s'avère le plus souvent impossible de déterminer le ou les bioagresseurs en cause. Pourtant, pour parvenir à limiter l'impact des bioagresseurs, il importe de réaliser un bon diagnostic des agents causaux.

Il convient donc d'améliorer les méthodes de diagnostic à l'avenir en :

- **augmentant la périodicité des observations**, et des prélèvements le cas échéant, pour être en concordance avec le cycle biologique du bioagresseur. Par exemple, l'identification de la rouille vésiculeuse à deux aiguilles n'est possible qu'au printemps lorsque les écidies sont développées. Inversement, la période de détection optimale du rouge cryptogamique des pins est en automne-hiver ;
- réalisant des **prélèvements asymptomatiques** sur plants et dans le sol. De nombreux Phytophthoras destructeurs de racines ou des agents de fonte de semis du genre *Fusarium* sp. peuvent être présents sur le système racinaire ou dans la motte de plants asymptomatiques en sortie de pépinière (Jung *et al*., 2016). Ces pathogènes sont toutefois détectables en laboratoire en forçant leur fructification *in vitro.*

Par ailleurs, en marge du diagnostic, des actions préventives à toutes émergences de maladie ou de ravageurs doivent être appliquées :

- même en présence d'un passeport phytosanitaire conforme, éviter l'importation de plants, source d'introduction de certains bioagresseurs exotiques comme l'agent de la chalarose du frêne ou la cécidomyie du douglas (Robin *et* Desprez-Loustau, 2018). Bien que non exempte de risque, il est recommandé de privilégier l'importation de graines pour se fournir en essences exotiques ;
- connaître l'antécédent cultural des parcelles et l'état sanitaire du peuplement à renouveler. Par exemple, la présence de hanneton forestier peut compromettre chaque nouvelle tentative de plantation d'hôtes sensibles. De même, il est recommandé de cibler un renouvellement en feuillus lorsque le risque dû au fomès est fort ou de pratiquer un dessouchage pour réduire l'inoculum (Garbelotto *et* Gonthier, 2013) ;
- en amont de la filière, il importe de renforcer la lutte contre les bioagresseurs lors de la production des plants en pépinières. Cela passe par l'application de bonnes pratiques culturales et de prophylaxie (gestion des déchets végétaux, cycle de l'eau d'irrigation), par des contrôles sanitaires réguliers et par des mesures sanitaires strictes d'éradication ou d'enrayement en cas de détection de bioagresseurs (Robin *et* Husson, 2017) ;
- et enfin, réaliser un contrôle assidu de la qualité des plants dès la réception.

La mise en œuvre de ces mesures nécessiterait une plus grande pression de surveillance associée à une augmentation des prélèvements d'échantillons, un meilleur traçage de l'origine des plants, un développement de méthodes de diagnostic spécifique des bioagresseurs connus, ou à large spectre (métabarcoding) pour la détection de bioagresseurs inattendus, ainsi qu'un déploiement de formations en pathologie, entomologie et bactériologie forestière pour différencier les dégâts d'origine biotiques et abiotiques sur le terrain.

1.5 Références bibliographiques

Garbelotto, M., Gonthier, P., 2013. Biology, Epidemiology, and Control of Heterobasidion Species Worldwide. Annu. Rev. Phytopathol. 51, 39–59. https://doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102225

Jung, T., L., O., Henricot, B., 2016. Widespread Phytophthora infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of Phytophthora diseases. For. Pathol. 46, 134–163.

Marçais, B., Desprez-Loustau, M.L., 2014. European oak powdery mildew: impact on trees, effects of environmental factors, and potential effects of climate change. Ann. For. Sci. 71, 633–642.

Mitchell, R.T., Steenkamp E., T., Coutinho T., A., Wingfield M., J., 2011. The pitch canker fungus, Fusarium circinatum: implications for South African forestry. South. For. 73, 1–13.

Nageleisen, L.-M., Piou, D., Saintonge, F.-X., Riou-Nivert, P., 2010. La santé des Forêts - Maladies, insectes, accidents climatiques... Diagnostic et prévention, Institut Pour Le Developpement Forestier. ed.

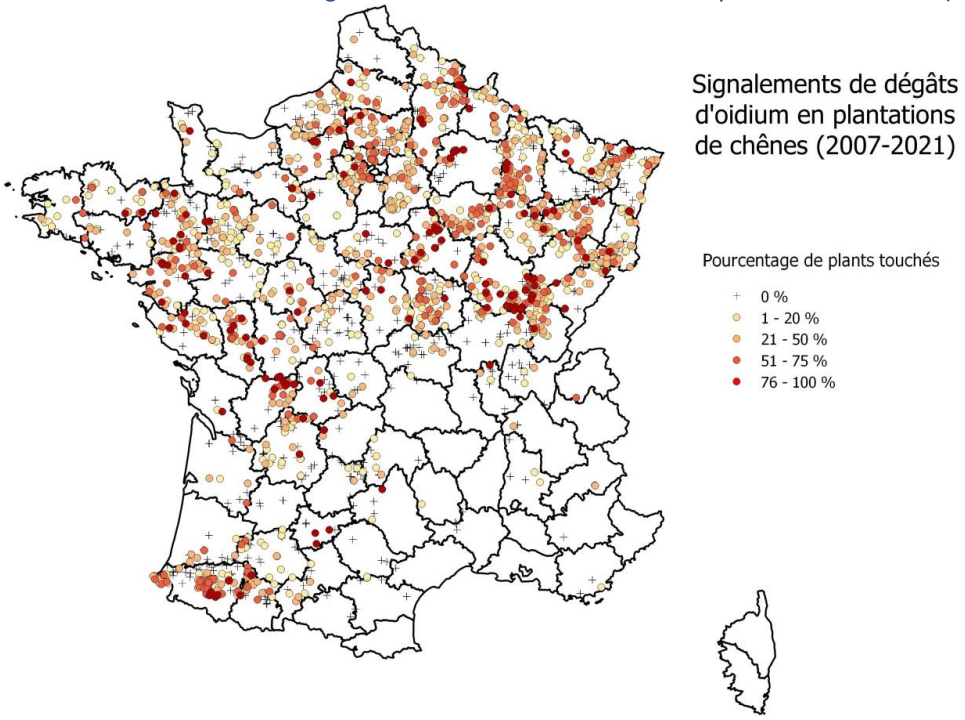
Robin, C., Desprez-Loustau, M.-L., 2018. Émergences de maladies chez les arbres forestiers : Définitions, concepts et recommandations. Rev. For. Fr. 70, 569–577. https://doi.org/10.4267/2042/70305

Robin, C., Husson, C., 2017. Pourquoi et comment contrôler les maladies des arbres forestiers en pépinières. Rev. For. Fr. LXX, 683–690.

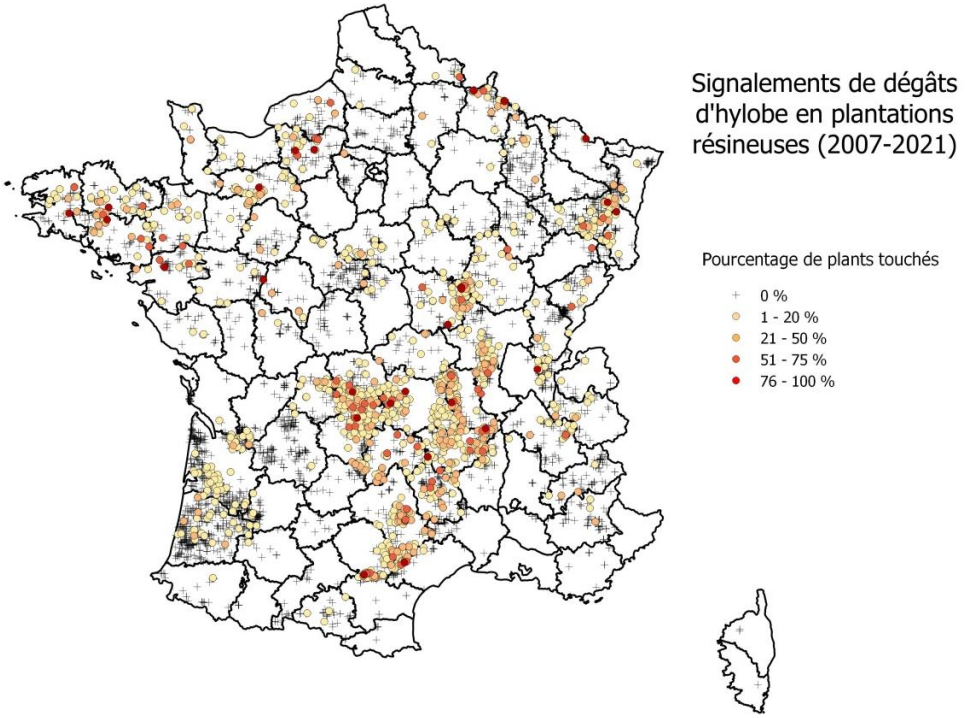
Seidl, R., Thom, D., Kautz, M., 2017. Forest disturbances under climate change. Nat. Clim. Change 7, 395–402.

1.6 Annexes

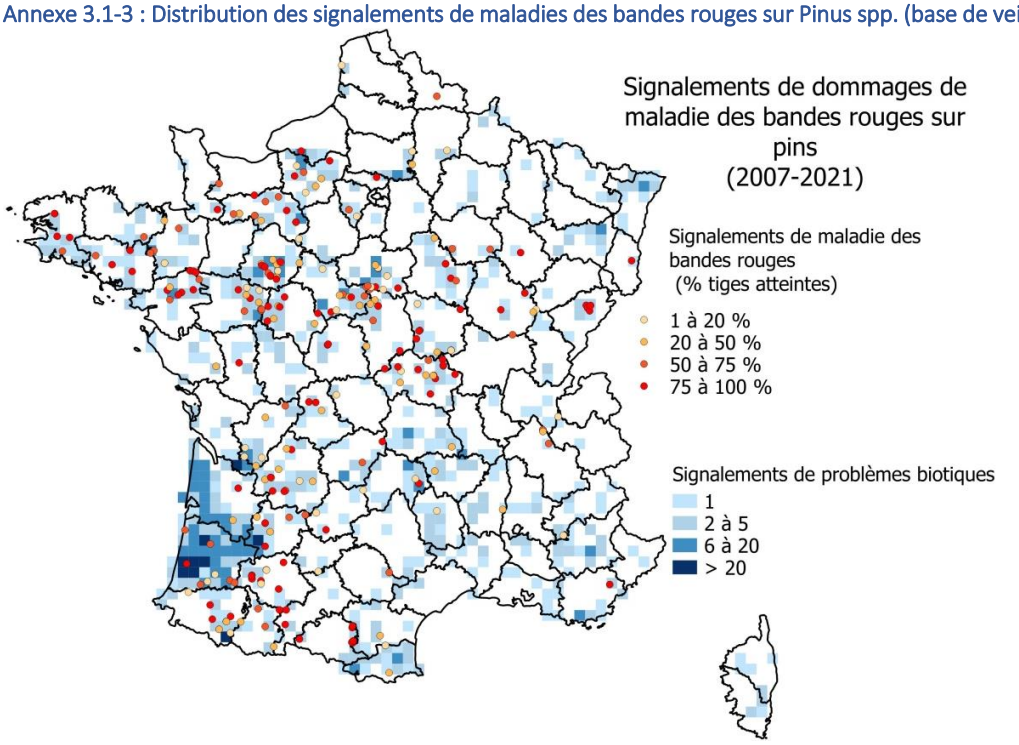
Annexe 3.1-1 : Distribution des signalements d'oïdium du chêne dans les plantations de l'année (base de plantation)



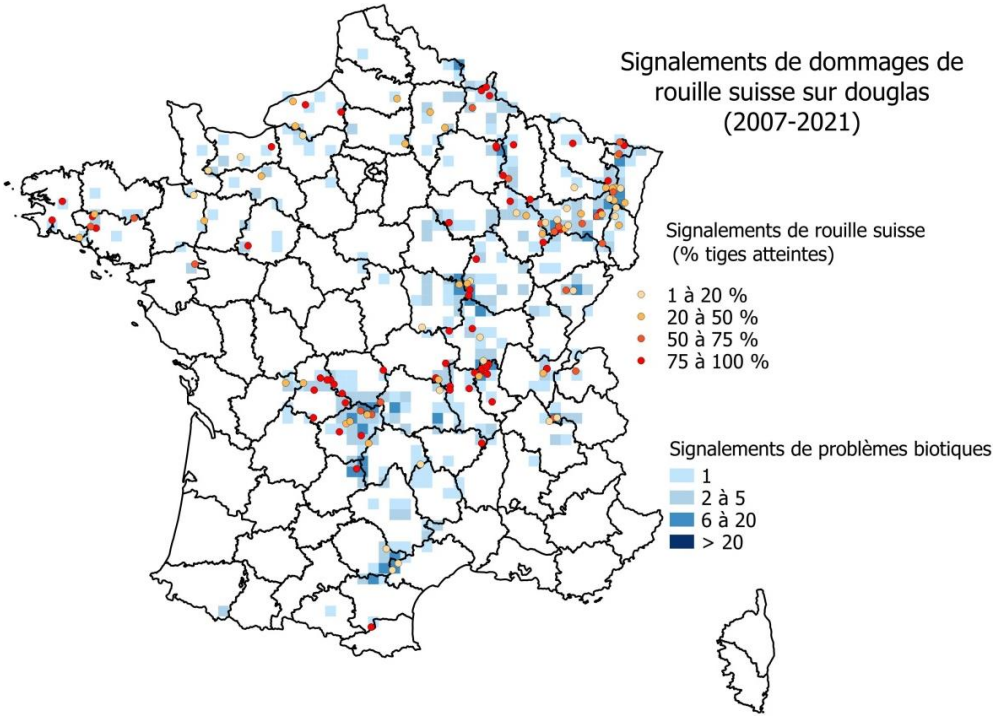
Annexe 3.1-2 : Distribution des signalements d'hylobe sur résineux dans les plantations de l'année (base de plantation)



Annexe 3.1-3 : Distribution des signalements de maladies des bandes rouges sur Pinus spp. (base de veille sanitaire)



Annexe 3.1-4 : Distribution des signalements de la rouille suisse sur douglas (base de veille sanitaire)


Signalements de dommages de rouille suisse sur douglas (2007-2021)
Signalements de rouille suisse (% tiges atteintes)
1 à 20 %
20 à 50 %
50 à 75 %
75 à 100 %
Signalements de problèmes biotiques
1
2 à 5
6 à 20
> 20

Volet 2| Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ?

Sommaire

2.1 Contexte et problématique 671
2.1.1 Évolution récente des populations d'ongulés 672
2.1.2 Place des herbivores en forêt 672
2.2 Définitions 673
2.2.1 Les différentes espèces d'ongulés en France 673
2.2.2 Régime alimentaire des principaux ongulés forestiers 673
2.2.3 Les dommages causés à la régénération forestière 674
2.2.4 Objectifs sylvicoles de renouvellement des peuplements 676
2.3 Réponses à la question posée 676
2.3.1 Réduire les populations de grands ongulés pour limiter les dégâts aux renouvellements 676
2.3.2 Quelles actions sylvicoles sont susceptibles de limiter efficacement les dégâts d'ongulés en forêt et sous quelles conditions ? 678
2.3.2.1 Protection individuelle des jeunes plants et collective des peuplements 678
2.3.2.2 Actions au niveau du milieu forestier dans son ensemble 679
2.3.3 Les dégâts de grands ongulés interagissent-ils avec les stratégies d'adaptation aux changements climatiques des gestionnaires forestiers ? 681
2.4 Perspectives 682
2.4.1 Besoins de recherche 682
2.4.2 Pistes opérationnelles 683
2.5 Références bibliographiques 684

Rédacteurs

Sonia **Saïd**, OFB, Direction Recherche et appui scientifique, Service Conservation et gestion des espèces à enjeux, Birieux (01), France
Vincent **Boulanger**, Office national des forêts, Recherche développement innovation, Fontainebleau (77), France
Lisa **Laurent**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France

2.1 Contexte et problématique

Les différents modes de régénération ont leurs caractéristiques et, du point de vue de la gestion, leurs contraintes propres. Les coupes rases sont généralement suivies de plantations (voir Volet 1, Thème 1, « Thème 1. Définition des coupes rases »), d'autres modes d'exploitation visent au contraire à obtenir une régénération sous forme de semis naturels. Plants issus de pépinière comme semis naturels mais aussi les fruits et graines produits par les arbres constituent une ressource alimentaire pour les grands ongulés. En d'autres termes, les grands ongulés constituent un aléa de premier plan pour la régénération des arbres forestiers. Avant de développer les liens entre grands ongulés, modes de renouvellement des peuplements et itinéraires techniques mise en œuvre, nous présentons brièvement la place actuelle des ongulés en forêt métropolitaine.

Cette contribution est une revue bibliographique narrative, basée autant que possible sur les références scientifiques et techniques proposant des synthèses d'études et de résultats. Nous avons ensuite exploré les travaux citant ces synthèses depuis leur parution. Nous avons ponctuellement

complété par des éléments relevant de notre expertise et de notre veille, des travaux et résultats récemment publiés, lorsqu'ils apportent un éclairage original et récent sur les questions abordées. Ce travail n'a donc aucune visée systématique ni quantitative.

2.1.1 Évolution récente des populations d'ongulés

Depuis plusieurs décennies , les populations d'ongulés sauvages de l'hémisphère Nord n'ont cessé de croître et de coloniser de nouveaux territoires sous les effets combinés de plusieurs facteurs : augmentation des surfaces forestières, raréfaction des prédateurs naturels, diminution du nombre de chasseurs et une gestion plus conservatrice de la faune sauvage (Cote *et al*., 2004 ; Beguin *et al*., 2022). En France, l'instauration des plans de chasse à partir des années 1970 a favorisé cette gestion plus conservatrice des populations de grands ongulés ; l'expansion géographique couplée à l'accroissement démographique des populations aboutit aujourd'hui à une occupation des mêmes territoires par plusieurs – jusqu'à six dans certains cas – espèces d'ongulés sauvages (Saint-Andrieux *et al*., 2012). Cette forte croissance des populations d'ongulés sauvages a entraîné de grandes modifications dans les relations faune-flore-société.

Les grands herbivores sont qualifiés d'ingénieurs de l'écosystème, au sens où ils agissent sur la disponibilité des ressources pour les autres organismes : interactions trophiques directes (herbivorie, prédation) et indirectes (cascades trophiques), vecteurs par leurs déplacements à moyenne et longue distance pour les diaspores (épi- et endozoochorie) et acteurs directs de processus physiques (perturbations du sol et de l'habitat) et processus chimiques (effets sur les flux de nutriments) (Baltzinger, 2016).

2.1.2 Place des herbivores en forêt

Historiquement, les herbivores ont vraisemblablement joué un rôle clé dans la structuration et la diversification des écosystèmes forestiers (Baltzinger *et* Mårell, 2022), bien avant qu'ils ne soient très fortement modelés par la sylviculture. Toutefois, le degré d'ouverture historique de ces écosystèmes, et donc l'intensité et la manière dont les herbivores ont structuré la végétation fait encore débat : on n'a pu trancher entre l'hypothèse de forêts claires sous l'effet des grands herbivores (abondants et diversifiés) et celle d'une forêt fermée au couvert dense (Boulanger *et al*., 2018 ; Malhi *et al*., 2016 ; Vera, 2000). De nos jours et considérant les enjeux non seulement écologiques mais aussi socio-économiques de la gestion des forêts, ces relations étroites entre fonctionnement de la forêt et pression exercée par les animaux sont clairement formalisées dans la loi comme un principe fondamental de la politique forestière (art. L. 425.4 du Code de l'environnement[425]) : « *L'équilibre sylvo-cynégétique tend à permettre la régénération des peuplements forestiers dans des conditions économiques satisfaisantes pour le propriétaire, dans le territoire forestier concerné.* » La loi positionne l'enjeu écologique sur la dynamique de renouvellement (survie et croissance des arbres par suite de la récolte/mort des arbres adultes), et en spécifie les objectifs (conditions économiques) et le bénéficiaire (le propriétaire de la forêt – qui peut être l'État, les collectivités, des personnes morales ou physiques). L'ensemble des services (avantages procurés aux sociétés) et disservices (inconvénients) écosystémiques ont été analysés et présentés dans le cadre d'une évaluation nationale (Loison *et* Bison, 2022). Dans cette contribution, nous ciblons les liens entre grands ongulés et régénération des forêts dans un contexte de gestion multifonctionnelle (enjeux combinés de production, protection et de satisfaction des publics) et dans la perspective du changement climatique, tant du point de vue de l'adaptation des peuplements que de l'assurance du rôle d'atténuation.

[425] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029595751

2.2 Définitions

2.2.1 Les différentes espèces d'ongulés en France

Les ongulés sont des animaux coureurs onguligrades, dont les doigts sont terminés par des sabots plus ou moins enveloppants. Les différentes espèces d'ongulés occupent une large diversité d'habitats et de conditions biogéographiques et climatiques. Le Chevreuil européen (*Capreolus capreolus*) et le Sanglier d'Europe (*Sus scrofa*) occupent une large gamme d'habitats (plaine et montagne, forêt et milieux agricoles). Le Cerf élaphe (*Cervus elaphus*) est présent dans plus de la moitié des forêts françaises, principalement les grands massifs tempérés et les forêts et maquis méditerranéens. Dans les forêts de montagne, on trouve, en plus, le Chamois des Alpes (*Rupicapra rupicapra*) et le Mouflon (*Ovis sp*.), présents dans les Alpes, le Jura, les Vosges et le Massif central, l'Isard des Pyrénées (*Rupicapra pyrenaica*) dans les Pyrénées ; enfin, le Bouquetin des Alpes (*Cabra ibex*) se cantonne, lui, hors forêt, dans les milieux rocheux et ouverts. Plus ponctuellement, quelques populations de daims (*dama dama*), cerfs sika (*Cervus nippon*) et, dans les Pyrénées, de bouquetin ibérique (*Cabra pyrenaica*) sont présentes, bien que rares. Dans le reste de cette étude, nous nous concentrons sur les principales espèces indigènes ; la présence et dynamique des exotiques reste tout de même à surveiller *a fortiori* dans la perspective des changements globaux.

2.2.2 Régime alimentaire des principaux ongulés forestiers

À l'exception du sanglier dont le régime est de type omnivore, toutes ces espèces sont herbivores, mais présentent des comportements alimentaires et des régimes alimentaires variés et sont plus ou moins sélectives. Le chevreuil est un cueilleur, c'est-à-dire qu'il sélectionne des aliments plutôt ligneux et de haute qualité alimentaire alors qu'à l'inverse, le mouflon est un paisseur qui consomme plus de végétation herbacée ; chamois et cerf ont, quant à eux, des régimes alimentaires intermédiaires (Hoffmann, 1977). Tous concentrent leur alimentation sur les parties aériennes des végétaux, à l'exception du sanglier qui consomme également les racines. L'alimentation doit fournir à l'herbivore un ensemble de nutriments qui ne peuvent pas être trouvés dans une seule espèce végétale et le régime alimentaire doit comprendre une gamme de végétaux de valeur nutritive variable (Westoby, 1974, 1978). Les différentes espèces de plantes présentent une appétence variable pour les herbivores sur la base de critères liés à leur morpho-physiologie, à leur disponibilité dans le milieu, à la valeur nutritive et aux caractéristiques physico-chimiques propres aux espèces végétales (Tixier, 1996). Les études de la composition du régime alimentaire des herbivores en France, principalement basées sur des analyses de contenu stomacal ou de fèces, ont mis en évidence une consommation d'essences forestières d'intérêt sylvicoles par les ongulés (Redjadj, 2010a ; Storms *et al*., 2008a). Ces études de deux thèses (Storms *et al*., 2008a ; Redjadj, 2010a), conduites sur les territoires bien délimités (Réserves de chasse et de faune sauvage des Bauges et de La Petite Pierre) et sur des analyses de panses et fèces par metabording et binoculaire, ont mis en évidence que le mouflon a le plus large effet déprédateur en période de disette (période hivernale) ; on retrouve parmi les plantes-clés composant son régime, le sapin pectiné, l'épicéa, l'érable sycomore, et le frêne. Suit le cerf qui consomme fréquemment le sapin pectiné, le frêne et le chêne, le chevreuil qui se concentre également – mais dans une moindre mesure – sur le sapin et le frêne. Enfin, le chamois présente la plus faible consommation de ces essences forestières. L'appétence des ongulés pour les différentes essences forestières est donc très variable. L'appétence d'une espèce végétale correspond à « l'attrait » qu'elle exerce vis-à-vis des ongulés et est déterminée par plusieurs paramètres physicochimiques conditionnant les choix alimentaires des animaux : composés secondaires, éléments minéraux, digestibilité, etc. (Maizeret *et al*., 1999). Une espèce est dite appétente si elle est préférentiellement consommée par les animaux et présente donc une probabilité accrue de subir un événement

d'herbivorie. L'observation directe des abroutissements sur la plante permet d'apprécier également le niveau de consommation des espèces par les animaux ; l'appétence des plantes pour les animaux semble être une caractéristique stable au cours du temps, et donc liée aux caractéristiques propres des espèces (Boulanger *et al*., 2009).

2.2.3 Les dommages causés à la régénération forestière

Les effets de ces populations de grands ongulés, c'est-à-dire la modification du milieu résultant de la pression qu'ils exercent, varient en fonction des caractéristiques des milieux et des densités d'animaux en présence. Ces effets peuvent s'interpréter dans des sens agronomique (diminution de production végétale) et écologique (altération de composition, structure ou fonction), avec des conséquences sociétales (augmentation des risques naturels, altération de services rendus par les écosystèmes) transposables en termes économiques (Zürcher-Gasser *et* Frehner, 2019). L'impact fait référence à une altération significative du milieu par rapport à un état de référence prédéfini par les acteurs, que ce soit en lien avec des normes sylvicoles, des objectifs de conservation de la biodiversité, ou toute autre valeur environnementale (Mårell *et al*., 2015, Figure 3.2-1). Ainsi, la notion d'impact suppose la définition de seuils d'acceptabilité par les gestionnaires d'écosystèmes.

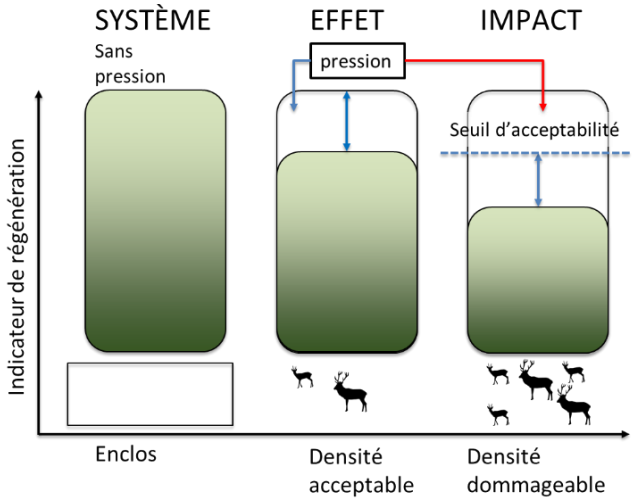


Figure 3.2-1 : Schéma fonctionnel des définitions des termes pression, effet et impact, d'après Mårell *et al.* (2015)

Appliqué au cas du renouvellement des peuplements forestiers, la dégradation de tout ou partie des végétaux (semis ou plants) par les ongulés provoque ce qu'on appelle communément des dégâts. Un dégât est une blessure à la plante sous la forme de prélèvement ou dégradation de toute la plante (cas d'une consommation totale de semis de petite taille, ou déracinement des plants) ou partielle sur des organes ou tissus précis : bourgeons, rameaux, feuilles, fleurs, écorce ou racines (Gill, 1992a). Les cerfs ont la particularité de s'attaquer à l'écorce des arbres de petite taille (perches en général), ces actions d'écorçage concernant des peuplements déjà établis, nous n'aborderons pas ce type de dégâts ici puisqu'ils n'affectent pas directement le renouvellement des peuplements, mais des arbres au stade de la première éclaircie.

Les ongulés peuvent agir en prédateurs sur les végétaux lorsqu'ils prélèvent un individu végétal dans sa totalité. En saison, les ongulés consomment les fruits produits, particulièrement lorsque ceux-ci sont riches en tissus de réserve ; les glands de chêne peuvent représenter une part importante de leur alimentation en automne (Barrere *et al*., 2020a ; Picard *et al*., 1991a). Dans d'autres situations, les ongulés peuvent aussi consommer les plantes en totalité lorsqu'ils sont petits et peu enracinés, ou bien consommer les parties souterraines ou le collet des plants (c'est notamment le cas des sangliers), entrainant la disparition pure et simple de l'arbrisseau.

La consommation des rameaux et bourgeons, qualifiée d'abroutissement, va agir sur la morphologie, la croissance et l'état de santé des jeunes arbres. L'abroutissement a pour conséquence directe de prélever une partie de la pousse réalisée par l'arbre, ralentissant de la sorte sa croissance. L'abroutissement du bourgeon terminal va engendrer une perte de dominance apicale chez l'arbre affecté et aura des conséquences sur sa conformation (création de fourches). L'intensité et la fréquence des abroutissements subis par un même individu sont des paramètres déterminants de l'ampleur de ces conséquences. L'appétence variable des ongulés pour les différentes essences forestières les rend plus ou moins vulnérables aux abroutissements ; certaines stratégies de défense leur permettant d'éviter (ou réduire le risque) d'être abroutis. Ultimement, les conséquences écologiques sont aussi liées à la réaction de la plante à l'abroutissement. Les capacités de cicatrisation et de croissance compensatoire, variables d'une espèce à l'autre, déterminent la tolérance de l'espèce à l'abroutissement, c'est-à-dire la capacité à maintenir son fonctionnement (croissance, reproduction) malgré les dommages subis (Rosenthal *et* Kotanen, 1994). Enfin, l'appétence des animaux pour l'espèce, combinée à leur tolérance aux abroutissements, leur confère des avantages ou des inconvénients compétitifs. Les abroutissements agissent donc sur la compétition interspécifique : les moins abroutis et/ou plus tolérants à l'abroutissement seront favorisés face aux essences les plus abrouties et moins tolérantes (Picard, 1976).

Au-delà des prélèvements directs de portions de végétaux pour leur alimentation, les ongulés ont aussi des actions comportementales qui engendrent des dommages aux végétaux. Les frottis (parfois frayures) sont causés par l'action de friction des bois des animaux contre les tiges, soit pour en détacher le velours, soit pour assurer un marquage olfactif via les glandes situées entre les bois ; ils ont pour conséquence de détacher en partie l'écorce et le cambium des jeunes tiges ligneuses (arbres et arbustes), causant alors des plaies qui dégradent la qualité et compromettent la survie de la tige (Gill, 1992b). Les ongulés peuvent aussi affecter le sol par leurs simples déplacements (jouant alors le rôle de vecteurs de graines – bien que les diaspores des arbres forestiers ne requièrent pas ce mode de transport) ou de manière plus intense par des actions de grattage dans le but d'y trouver de la nourriture (cas fréquent du sanglier qui consomme la macrofaune du sol), ou d'y installer leurs lieux de repos ou de mise-bas, avec pour conséquence d'affecter les systèmes racinaires des semis ou plants.

Au niveau des populations et communautés d'arbres, l'agrégation des dommages directs et indirects sur les semis et jeunes arbres permet d'évaluer le niveau des dégâts causés par les ongulés sur la régénération forestière. Ce niveau de dégâts se traduit à travers la réduction du nombre de semis et la modification de la composition en essences (acquisition du capital de régénération), la réduction de croissance et la proportion de tiges dont la conformation est affectée. Ces dégradations, par rapport à un état de référence (sans dommages) sont mises en regard des objectifs fixés par le sylviculteur pour évaluer l'intensité des dégâts.

Si les prélèvements des animaux sur la végétation peuvent parfois sembler faibles quantitativement au sens de l'apport alimentaire, quelques calculs simples montrent que ceux-ci peuvent représenter des dégâts importants au sens sylvicole. Maizeret *et al*. (1999a) montre, par un simple calcul, que l'abroutissement de la totalité des plants d'1 ha de chêne (planté à 1100 tiges/ha) ne procure que 5 jours de ressource alimentaire pour un chevreuil. Il est ainsi essentiel de relativiser apport nutritionnel et intensité des dégâts causés à la végétation ; les interprétations données au même phénomène seront donc tout à fait contingentes au point de vue adopté.

2.2.4 Objectifs sylvicoles de renouvellement des peuplements

À ce stade, il est nécessaire de poser le cadre minimal de définition des objectifs sylvicoles en matière de renouvellement afin de pouvoir évaluer l'importance et les conséquences des dégâts causés par les ongulés. En fonction du mode de conduite de référence (voir Volet 1, Thème 1, « Question 2. Quelles sont les principales modalités de coupes de régénération, en forêts tempérées et boréales, et particulièrement en France métropolitaine ? ») et des conditions locales, le forestier optera soit pour la régénération naturelle soit pour le reboisement par voie artificielle (plantation en plein ou en enrichissement). Dans les deux cas, deux objectifs quantitatifs seront recherchés : (i) le nombre (densité) de plants vivants à un stade donné, et (ii) la croissance en hauteur. Ces objectifs peuvent être considérés comme communs à toutes les essences même si certaines présentent une sensibilité plus forte aux abroutissements qui modifient les dominances des bourgeons, d'où une altération du port des tiges et des altérations de forme rédhibitoires pour la qualité des arbres. Dans le cas particulier de la régénération naturelle, il est nécessaire de bien spécifier l'essence objectif, et éventuellement la diversité d'essences recherchée. Pour certaines essences (notamment les résineux), la conformation dans le jeune âge peut être déterminante quant au potentiel d'avenir du peuplement, le forestier fixera alors un objectif de nombre de tiges minimal sans dégâts morphologiques.

Le mode de traitement (futaie régulière ou irrégulière, taillis-sous-futaie) va également conduire à spatialiser de manière différente les enjeux de renouvellement. Dans le cas de systèmes en futaie régulière, ou lorsque des coupes sont opérées sur des grandes surfaces, les enjeux de renouvellement concerneront des portions de territoire bien délimitées. *A contrario*, dans les systèmes à structure plus irrégulière, avec des trouées plus nombreuses et plus petites, l'enjeu de renouvellement sera plus diffus et donc généralisé à l'échelle du massif.

Les enjeux de régénération sont plus forts que par le passé en raison de l'augmentation récente des surfaces en régénération sous l'effet tant de crises biotiques et abiotiques, mais également en rattrapage de retards de gestion. Les aléas sont aussi plus fréquents et intenses en raison de l'augmentation des populations d'ongulés sauvages depuis 50 ans, tant en nombre qu'en expansion spatiale. Finalement, deux phénomènes se croisent et aboutissent à l'augmentation du niveau de risque, résultat du croisement des enjeux et des aléas.

2.3 Réponses à la question posée

Pour limiter et prévenir les dégâts des grands ongulés sur les jeunes arbres devant assurer le renouvellement de la forêt, les actions usuellement mises en œuvre consistent d'une part à agir sur l'abondance, la composition et le comportement des populations de grand gibier, et d'autre part à identifier des modes de gestion de la végétation forestière et d'aménagement de la mosaïque forestière permettant de réduire la vulnérabilité aux ongulés des régénérations, c'est à dire l'exposition des jeunes arbres aux aléas causés par les ongulés. Comment ces actions interagissent-elles avec les ambitions d'adaptation des forêts aux changements climatiques ?

2.3.1 Réduire les populations de grands ongulés pour limiter les dégâts aux renouvellements

Parmi les dégâts forestiers, l'abroutissement est considéré comme la troisième menace la plus importante pesant sur les peuplements forestiers, derrière les insectes et les évènements climatiques extrêmes (Schuck *et* Köhl, 2009), observation corroborée par d'autres enquêtes et synthèses (Rackham, 2008 ; Requardt *et al.*, 2007). La stratégie la plus intuitive est de réduire les causes pour limiter les conséquences, il s'agit en l'occurrence d'ajuster la stratégie de prélèvement par la chasse

(en quantité, mais aussi en qualité en jouant sur les prélèvements des jeunes et des femelles et la saison de prélèvement) afin de diminuer la densité des populations, limiter leur dynamique et réduire ainsi les dégâts aux régénérations (Apollonio *et al*., 2010 ; Carpio *et al*., 2021; Gortázar and Fernandez-de-Simon, 2022). La synthèse réalisée par Ramirez *et al*. (2018) conclue sur le rôle crucial de la densité des grands ongulés sur la régénération et le fonctionnement des écosystèmes forestiers.

Il a été démontré expérimentalement que le **niveau des populations de cervidés** est un des facteurs essentiels de la réussite de la régénération naturelle (Tremblay *et al*., 2007). L'intensité de l'abroutissement et des dégâts dépend de la densité d'animaux, mais également de l'abondance et **de la structure de la ressource alimentaire** (Chevrier *et al*., 2012) et la réponse de la régénération aux variations de pression d'abroutissement sont conditionnées par le degré d'ouverture des milieux (Barrere *et al.*, 2021). Les tempêtes constituent une occasion d'étudier à grande échelle les changements comportementaux des ongulés en réponse à des modifications fortes et rapides des milieux et paysages forestiers. Ces changements ont pour conséquence une modification (i) du comportement des herbivores en déplaçant et réduisant leur domaine vital et (ii) de leur démographie (mortalité lors des chutes d'arbres mais aussi meilleur succès reproducteur lié à l'ouverture des milieux et à l'augmentation de la ressource alimentaire résultante). Par exemple, Widmer *et al*. (2004) ont montré qu'après les tempêtes Lothar et Martin de 1999, les domaines vitaux des chevreuils se sont réduits en surface et déplacés depuis les zones forestières fermées vers les zones les plus touchées par la tempête et donc ouvertes.

En France, les cas où la réduction locale des populations a permis de limiter les dégâts aux régénérations sont nombreux, mais peu documentés. Citons le cas des travaux menés par Roucher (Roucher, 1991 ; Roucher *et* Peccoud, 1992) dans les années 1980 sur une propriété privée, où la mise en place d'une stratégie de gestion intégrée des populations de chevreuil (réduction de la population via une pression de chasse accrue) conjointement avec une transition des méthodes de renouvellement des peuplements (réduction de la part des plantations, augmentation des régénérations naturelles) a porté ses fruits. La réduction des populations de chevreuil a rendu possible l'acquisition d'une régénération naturelle conforme aux objectifs fixés par le gestionnaire forestier, en réduisant les recours aux clôtures et aux plantations et protections associées. Il en résulte une amélioration d'ensemble : augmentation de la qualité des arbres, diminution des coûts de renouvellement, et amélioration qualitative de la population des chevreuils (augmentation rapide de la fertilité des chevrettes et du poids des animaux sur le long terme).

En forêt domaniale d'Arc en Barrois (Haute-Marne, actuellement intégrée dans le Parc National de Forêts), une forêt feuillue de plaine historiquement gérée avec une vocation cynégétique forte par son propriétaire avant d'être acquise par l'Etat à la fin des années 1960, les effets des réductions des populations de cerfs ont aussi eu des conséquences assez notables sur le fonctionnement de l'écosystème (Boulanger, 2010) ; toutefois, en 2020 alors que le Parc National de Forêts se mettait en place, le gestionnaire n'envisageait pas de renouvellement de peuplement sans mise en place de protection, aux dégâts des cervidés – certes moindres – s'ajoutant ceux d'une population de sangliers en forte croissance depuis une quinzaine d'années et atteignant des niveaux très élevés.

À grande échelle, une opération de réduction des populations via un effort de chasse accru a été conduite en Bavière entre 2006 et 2009, permettant en l'espace de 3 années de faire baisser considérablement les dégâts d'abroutissement, rendant alors possible la réussite des régénérations naturelles sans protection (Hothorn *et* Müller, 2010). D'autres travaux sont depuis venus attester de la réduction des dégâts d'abroutissement aux semis et jeunes tiges d'arbres forestiers en réponse à une pression de chasse accrue (Fichtner *et al.*, 2011; Jenkins *et al.*, 2015). Une récente revue systématique de littérature sur le sujet (Bernes *et al*., 2018), basée sur 144 publications faisant état de

résultats acquis principalement en Amérique du Nord et en Europe confirme que **les réductions de populations influent très fortement sur la régénération des arbres et également sur l'abondance, la diversité et la composition du sous-bois**. Une récente méta-analyse de la littérature existante sur la gestion de la pression d'herbivorie en forêt, basée sur 99 publications d'études conduites en forêts feuillues tempérées, a établi que **la chasse représente bien un moyen efficace pour limiter les dégâts aux régénérations forestières** (Redick *et* Jacobs, 2020).

Pour autant, les mécanismes reliant les baisses de populations aux réductions de dégâts aux régénérations ne sont pas forcément directs et linéaires, au sens où un nombre plus faible d'animaux réduirait mathématiquement les prélèvements sur la végétation (moindres besoins alimentaires) et donc la pression, conduisant à limiter les impacts pour la régénération. Les travaux de Martin *et* Baltzinger (2002) sur le cerf ont établi que le lien entre chasse des ongulés et régénération de la forêt (survie et croissance des jeunes arbres) est davantage dû à l'effet de la chasse (dérangement) sur le comportement des animaux que sur la densité de cerfs en elle-même. Les actions de chasse accrues augmentent la vigilance des animaux (Le Saout *et al*., 2014), ces modifications comportementales les font déserter les zones à plus grande visibilité où ils se sentent plus vulnérables, en conséquence la végétation y est alors moins consommée. Ces « paysages de la peur » (*landcape of fear)* modifient ainsi la répartition des animaux et les dégâts qu'ils occasionnent à la végétation, c'est par ce biais que la réintroduction des loups dans le parc de Yellowstone a permis de relancer la dynamique de renouvellement des forêts (Hernandez *et* Laundre, 2005). En forêt de Bialowieza (Pologne), les travaux récents ont confirmé que la réduction des dégâts causés par les grands herbivores aux jeunes arbres résulte plus de l'effet des grands prédateurs sur le comportement des grands herbivores que sur le niveau des populations (Kuijper *et al*., 2013).

La gestion des populations par la chasse apparaît donc comme un levier majeur pour limiter les dégâts aux régénérations forestières, non seulement sur l'abondance des populations mais aussi sur l'occupation de l'espace. Face aux diverses conséquences qu'ont les ongulés sur leur environnement, la recherche de l'équilibre sylvo-cynégétique, c'est-à-dire un niveau de populations animales dont les effets sur renouvellement de la forêt n'altèreraient que marginalement la dynamique de ce dernier, s'impose. Au-delà, c'est l'équilibre entre les services et les disservices écosystémiques associés qu'il convient de viser, afin de garantir une faune riche et diversifiée sans pour autant porter atteinte aux services rendus par l'écosystème forestier, ni augmenter les risques (notamment sanitaires) liés à leur présence sur les territoires. On cherche aujourd'hui à atteindre cet équilibre en agissant sur les populations de grands ongulés : les actions de chasse permettent de baisser les populations de gibier mais aussi d'agir sur la répartition des animaux (Apollonio *et al*., 2010). Les populations de prédateurs restent pour l'heure assez marginales et leur action sur les populations de grand gibier ne pourront en aucun cas être ajustées pour atteindre les objectifs d'équilibre qui sont fixées pour les socio-écosystèmes concernés. En parallèle, les gestionnaires ont aussi comme leviers (i) la gestion des habitats pour limiter des dégâts et (ii) la mise en place de protections, que nous discutons ci-après.

2.3.2 Quelles actions sylvicoles sont susceptibles de limiter efficacement les dégâts d'ongulés en forêt et sous quelles conditions ?

2.3.2.1 Protection individuelle des jeunes plants et collective des peuplements

En situation de déséquilibre sylvo-cynégétique, la méthode la plus couramment employée pour réduire les dégâts consiste à **protéger les jeunes arbres, soit individuellement – principalement pour les plants artificiels – soit collectivement en protégeant des zones entières**. La méthode la plus classique consiste à poser une clôture sur le périmètre d'une zone vierge d'animaux, afin de la soustraire à la pression du grand gibier (Mårell *et al*., 2012). Cette méthode est identifiée comme la

plus efficace pour réduire la pression des grands herbivores (Redick *et* Jacobs, 2020), mais elle est en revanche particulièrement coûteuse. Les analyses économiques conduites sur les cas résineux (Rakotoarison *et* Boulanger, 2014) et sur le chêne (Del Rey, 2019) suggèrent que l'investissement dans une clôture n'est généralement pas rentabilisé à long terme par la vente des produits bois. En outre, ces clôtures nécessitent un entretien régulier pour rester efficaces (garantir l'étanchéité aux pénétrations d'ongulés), posent des problèmes techniques forts en contexte montagnard (forte pente et sensibilité à la neige, nécessité d'augmenter la hauteur pour compenser les effets du manteau neigeux) et les opérations de démontage-recyclage doivent être planifiées et financées. Enfin, la pose de grillages constitue une forme de privatisation et de spécialisation de l'espace, susceptibles d'engendrer des conflits entre les différents usagers de la forêt (Baltzinger *et al.*, 2016).

Dans le cadre des plantations, le gestionnaire forestier est souvent amené à envisager des **protections individuelles**, à l'échelle de chaque plant. Ces protections individuelles peuvent être de type mécanique ou répulsif. Les protections mécaniques sont conçues pour empêcher l'accès des ongulés (principalement chevreuil et cerf) aux parties du plant qui sont les plus consommées. La protection intégrale des plants, basée sur l'utilisation de manchons, tubes ou filets dans des matériaux divers est une technique connue par les praticiens, aux avantages et inconvénients bien documentés (Redick *et* Jacobs, 2020). Ces méthodes, plus ou moins coûteuses selon le matériau utilisé et les techniques de mise en œuvre associées, sont très largement utilisées par les reboiseurs forestiers mais aussi, et presque systématiquement, en horticulture (Thyroff *et al*., 2022). D'autres méthodes de protection partielle (pinces à bourgeons, spirale, piquets bambou ou bois, filets extensibles, etc.) qui répondent à une demande de réduction des coûts, d'allègement de la mise en œuvre, ou de produits recyclables ou biodégradables, se sont développées et sont maintenant largement utilisées, mais leurs performances sont moins bien documentées dans les études scientifiques. Toutefois, ces protections mécaniques des plantations vis-à-vis des ongulés constituent une gêne paysagère (inesthétique) pour qui vient en forêt pour se ressourcer et pratiquer des activités récréatives (Dorioz et al., 2018 ; Abildtrup *et al*., 2021) ; de plus, les matériaux utilisés (métal, plastique) contrarient l'image du milieu naturel recherché par le public.

Les **protections répulsives** visent à dissuader les ongulés (différentes espèces sont ciblées, selon le produit utilisé) de consommer le plant. Les méthodes sont très variées, et se distinguent par le stimulus impliqué (olfactif, gustatif, visuel) et la réaction induite (peur, irritation ou douleur) chez l'animal, ainsi que par le mode d'application (dépôt, attache, pulvérisation, badigeonnage). Par le passé, de nombreux répulsifs basés sur des produits de synthèse (Arbinol, Cunitex) ont été utilisés (Daburon, 1966) et, à l'heure actuelle, seuls les répulsifs d'inspiration naturelle sont encore commercialisés. Les effets de différentes substances naturelles (capsaïcine issue du piment, urine, poils et fèces de prédateurs, produits à base de sang, composés soufrés, caséine, etc.) sur les animaux ont été étudiés dans la littérature internationale et leurs mécanismes d'action identifiés. D'autres produits (graisse et laine de mouton, cheveux humains, peintures répulsives, engrais répulsifs) actuellement commercialisés sont moins bien renseignés et leur efficacité reste sujette à caution. Néanmoins, quels que soient la matière et le mode d'action impliqués, l'efficacité de la méthode dépend d'un grand nombre de facteurs (concentration du produit, date d'application, type de plants, caractéristiques des populations d'ongulés, capacité d'accueil des écosystèmes, conditions météorologiques, etc.) et l'efficacité réelle dans nos contextes forestiers est difficile à estimer, même pour les produits pour lesquels les références sont les plus nombreuses.

2.3.2.2 Actions au niveau du milieu forestier dans son ensemble

Afin de réduire la pression sur la régénération forestière, les gestionnaires se sont aussi intéressés aux **possibilités d'action sur le milieu dans son ensemble**. Faisant l'hypothèse qu'en améliorant la capacité

d'accueil – sous réserve de ne pas accueillir plus d'animaux – les dégâts aux jeunes arbres pourraient être amoindris. Un collectif d'experts associant l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (désormais OFB), Centre d'Étude du Machinisme Agricole et du Génie Rural des Eaux et Forêts (désormais INRAE), l'ONF et l'Association Nationale des Chasseurs de Grand Gibier a produit un guide technique réunissant de nombreuses propositions (Klein *et al*., 2008), dans le but de mieux gérer conjointement forêt et populations de grands animaux. Il s'agit par exemple de mettre en œuvre des actions de gestion permettant d'augmenter l'apport de lumière dans le sous-bois, de favoriser le développement de la strate arbustive et d'améliorer ainsi l'offre alimentaire, en appliquant une sylviculture plus dynamique avec des interventions plus fortes et récurrentes pour ouvrir les peuplements, en ouvrant les cloisonnements comme recommandé, récolter régulièrement les taillis, maintenir et préserver les zones ouvertes telles que clairières, prairies, bords de route, prébois et secteurs avec des arbres fruitiers (Saïd *et al*., 2022). Les auteurs de ce guide technique considèrent cependant que ces mesures ne sont pertinentes qu'« une fois l'équilibre (forêt-gibier) établi ou rétabli ».

L'autre stratégie vise à **réduire la sensibilité des peuplements forestiers aux dégâts**, et notamment des zones en régénération en favorisant autant que possible le renouvellement par régénération naturelle (semis plus abondants et moins appétents que les plants issus de pépinière) et en maintenant la flore d'accompagnement qui est plus appétente que les semis d'essences objectif sylvicole. Considérant les préférences alimentaires des grands ongulés, qui ont une tendance à s'alimenter préférentiellement sur les essences arbustives voire sur les herbacées (Boulanger *et al*., 2009 ; Picard, 1976), l'une des pistes envisagées est d'**agir sur la végétation, en favorisant le développement d'une offre alimentaire alternative afin de détourner les ongulés des jeunes arbres constituant la régénération des forêts**. Cet effet de détournement peut s'envisager soit à courte distance (le voisinage du plant), soit *via* la mosaïque de milieux. Deux hypothèses sont formulées dans la littérature : soit un voisin pour lequel les herbivores ont plus d'appétence détourne l'attention de l'herbivore et réduit la vulnérabilité du plant cible, le voisin étant alors préférentiellement consommé (hypothèse du leurre-attractif), soit une espèce voisine particulièrement repoussante, avec des mécanismes de défense physiques ou chimiques lui évitant d'être consommé, confèrent une protection en rendant le patch alimentaire peu attractif (hypothèse du repoussoir). Une synthèse de littérature a montré que la seconde hypothèse est assez bien documentée et étayée, notamment pour les relations plantes-mammifères, tandis que la première hypothèse a été bien moins étudiée (Ruttan *et* Lortie, 2015). Toutefois, l'effet de voisinage n'apparaît pas comme une voie prometteuse pour réduire les dégâts de grands ongulés lorsqu'ils sont trop abondants (Holík *et al*., 2021) ; en effet, le risque d'abroutissement s'avère augmenté sur l'ensemble des végétaux dans le voisinage d'une espèce appétente (qui ne concentre pas l'alimentation de l'animal, mais l'attire sur le patch de végétation).

À plus grande échelle, il a aussi été envisagé de diversifier les milieux pour réduire les dégâts dans les zones à enjeux, notamment en proposant une offre alimentaire alternative et plus appétente pour orienter les animaux en dehors des zones sensibles. Toutefois, les études conduites n'apportent pas de preuve formelle d'une réduction des dégâts aux régénérations, et font craindre le développement des populations animales à la faveur d'un milieu plus propice (Arnold *et al.*, 2018).

Le maintien du bois mort au sol, et notamment les **tas de rémanents**, a été envisagé pour réduire l'accessibilité des semis aux ongulés. Si les résultats de différentes études convergent sur le rôle de barrière physique permettant de réduire les dégâts causés par les ongulés (Chantal *et* Granström, 2007 ; Hagge *et al*., 2019 ; Marangon *et al.*, 2022 ; Milne-Rostkowska *et al.*, 2020 ; Smit *et al*., 2012) d'autres ne le mettent pas en évidence (Pellerin *et al*., 2010).

L'utilisation de techniques de production végétale appropriées pour réduire la sensibilité des plants fait aussi partie de l'arsenal que tente de mobiliser le sylviculteur. **Les plants issus de pépinière sont, pour une même essence, plus sensibles que les semis issus de régénération naturelle** ; le conditionnement des plants en motte augmente la sensibilité des plants par rapport à un conditionnement en racines nues pour le sapin pectiné, en revanche, le forçage en pépinière ou la région de provenance ne semble pas avoir d'effet sur la sensibilité des plants de chêne (Ballon *et al*., 1999). Des travaux ont aussi été menés sur l'utilisation de répulsifs systémiques absorbés par le plant (Allan *et al*., 1984 ; Picard, 1989 ; Ward *et* Williams, 2010), mais ils n'ont pas abouti et ne sont pas utilisés par les pépiniéristes forestiers.

Des techniques sylvicoles favorisant une **croissance rapide des plants** sont aussi envisagées pour limiter les dégâts des ongulés ; il s'agit de réduire le temps nécessaire pour placer le bourgeon terminal hors de portée de la dent des ongulés ou d'augmenter la capacité de croissance compensatoire après abroutissement. Les résultats publiés dans la littérature établissent clairement que les effets recherchés de croissance compensatoire ne peuvent pas contrebalancer les dégâts causés par les ongulés lorsqu'ils sont trop importants (Redick *et al.*, 2020). Biologiquement, il a d'ailleurs été démontré que les semis et plants les plus vigoureux sont aussi ceux dont la probabilité d'être abroutis est la plus forte (Kupferschmid, 2017 ; Kupferschmid *et al*., 2019).

La question des rôles respectifs des opérations sylvicoles sur la structure des peuplements et de l'abroutissement dans les échecs de régénération est aussi régulièrement posée (Heuze *et al*., 2005). Si les deux semblent assez interdépendants (les ongulés opèrent une sélection d'habitat basée sur les caractéristiques du peuplement, et en retour, ils agissent sur la structure de l'habitat), l'optimisation des itinéraires sylvicoles pour favoriser le renouvellement des peuplements ne donne des résultats satisfaisants que pour des conditions de pression d'herbivorie faibles ou modérées (Ficko *et al.*, 2018). C'est en outre dans ces conditions de pression modérée que le sylviculteur peut espérer retirer le plus de bénéfices des services rendus par les ongulés, notamment pour contrôler le développement des espèces compétitrices, et minimiser les disservices qu'ils causent du fait des dégâts aux régénérations (Brousseau *et al*., 2019 ; Stokely *et* Betts, 2020).

Les connaissances disponibles indiquent ainsi que la réussite du renouvellement des peuplements requiert au préalable une réduction des populations d'ongulés, là où elles provoquent des dégâts rédhibitoires sur la survie et la croissance des essences forestières objectif. L'effet des actions de gestion de la végétation, qu'il s'agisse de techniques sylvicoles ou d'aménagement de l'espace visant à limiter les dégâts, apparait de second ordre ; en d'autres termes, les stratégies et techniques d'ingénierie écologique explorées jusque-là n'ont pas démontré de capacité à contrebalancer les dégâts causés par des populations d'ongulés en excès de la capacité d'accueil des habitats. Les références ici réunies tendent donc à montrer que l'effet des actions sylvicoles est rendu vain en présence de populations d'ongulés trop importantes, mais que le maintien de celles-ci à des niveaux modérés permet aux actions sylvicoles de porter leurs fruits dans la réussite du renouvellement et même offrir un avantage en matière de contrôle de la végétation concurrentielle dans certains cas.

2.3.3 Les dégâts de grands ongulés interagissent-ils avec les stratégies d'adaptation aux changements climatiques des gestionnaires forestiers ?

À grande échelle, les ongulés sont susceptibles d'impacter les limites constatées des aires de répartition des essences forestières. En contexte boréal, Fisichelli *et al*. (2012) ont établi que la pression exercée par les ongulés (Cerf de virginie, Élan) sur la végétation forestière contrebalance les effets du réchauffement climatique sur la limite entre la zone tempérée et la zone boréale : les espèces

feuillues tempérées (Érable rouge, Érable à sucre et Chêne rouge) ne progressent pas vers le nord en réponse à la hausse des températures, freinées par les dégâts des ongulés. Cette limitation de la migration vers le nord des essences tempérées et le maintien réciproque des essences boréales conduit à accroitre le découplage entre la présence d'une essence et sa niche climatique. Ce phénomène peut induire une mauvaise appréciation de la niche climatique « réelle » des essences et donc altérer les diagnostics de vulnérabilité et par ricochet conduire le forestier à des stratégies sylvicoles d'adaptation aux changements climatiques non nécessaires ou non pertinentes. Les travaux menés dans les Vosges ont établi de manière similaire que les fortes populations de cerf ont largement favorisé la progression de l'Épicéa au détriment du sapin, induisant un changement de composition forestière moins adapté aux évolutions du climat (Bernard *et al*., 2017).

Une revue de littérature récente (Champagne *et al*., 2021) a abordé deux questions-clés sur les interactions entre stratégies d'adaptation des forêts aux changements climatiques et effets des populations d'ongulés sur la végétation forestière : comment les ongulés sont-ils intégrés aux stratégies d'adaptation des forêts aux changements climatiques ? Les dégâts des ongulés peuvent-ils remettre en question le succès de ces stratégies d'adaptation ? La synthèse des résultats issus des références collectées dans cette revue de littérature révèle que l'abroutissement par les ongulés constitue une difficulté majeure pour la mise en œuvre des principales stratégies d'adaptation des forêts aux changements climatiques actuellement envisageables. **Ainsi, les stratégies de migration assistée sont, pour bonne partie, mises en défaut par les abroutissements sur les plantations, tandis que des abroutissements trop importants sur la strate arbustive ne permettent pas d'obtenir la diversité de structure et de stratification souhaitée dans les approches de sylviculture irrégulière basée sur la nature visant à accroitre la résilience des peuplements**.

2.4 Perspectives

2.4.1 Besoins de recherche

Les éléments de cette synthèse bibliographique ont été rassemblés à dire d'expert, en interrogeant les bases de données bibliographiques et en mobilisant les résultats d'un travail de veille courant. Les questions ici abordées mériteraient d'être retravaillées afin d'en formaliser des requêtes plus rigoureuses et permettant alors de traiter le sujet avec des méthodologies standardisées (méta-analyse ou revue systématique de littérature) consolidant ainsi les conclusions en s'appuyant sur une base de publications plus large.

Dans la suite des travaux, il serait important d'aborder les relations entre la structure forestière et la dynamique des populations de ces espèces ingénieures d'écosystème. En effet, les ongulés rendent des services (dissémination des graines, ouverture du milieu, etc.) et des disservices (abroutissement, piétinement, activités sur les propriétés physico-chimique du sol et de l'eau, etc.) en modifiant leur habitat et les écosystèmes forestiers et ceci dans un contexte de changements globaux. Il existe aujourd'hui une réelle nécessité scientifique à étudier en détail les relations trophiques, les effets cascades (et les « paysages de la peur ») et les interactions entre espèces végétales (ligneux, herbacées) et animales (avifaune, entomofaune, micro-mammifères, amphibiens, etc.) au sein de l'écosystème forestier. Les grands herbivores peuvent avoir un effet puissant sur la composition et la dynamique de la régénération, sur la fermeture des paysages, mais également sur la qualité et la diversité des habitats et les traits des espèces présentes. Il apparait donc important de comprendre comment les ongulés (intra et inter-espèces) cohabitent et se partagent les ressources disponibles afin de proposer des modalités de gestion fondées simultanément sur les populations d'ongulés et les habitats pour garantir le développement harmonieux d'une faune variée et d'une forte biodiversité végétale, au sein d'une forêt avec des objectifs variés (production, protection et loisirs) en présence et

absence de prédateur. La modification des aires de répartition des espèces végétales est difficile à prévoir en fonction des changements globaux notamment (Bertrand *et al*., 2011) et pourrait occasionner une véritable recomposition des paysages forestiers de plaines et de montagne, avec des changements notables en matière de structure et de fonctionnement des écosystèmes, mais aussi du fait des changements de pratiques de gestion. L'augmentation et la combinaison des risques naturels associés (sécheresses, incendies, ravageurs et pathogènes) aux changements globaux pourraient provoquer une diminution de la productivité nette des forêts et avoir des conséquences aggravantes sur les écosystèmes forestiers. Réciproquement, les effets des accidents météorologiques – et des changements du climat en général – affectant la végétation, pourraient modifier l'abondance et la qualité des ressources alimentaires pour les animaux et donc engendrer, par effet cascade, des mouvements inédits de la faune sauvage et perturber les paramètres de la dynamique des populations.

Finalement, l'approche collaborative et transdisciplinaire *One Health* (Prata *et al.*, 2022), ou Santé Globale en français, constitue un cadre de réflexion et d'analyse qui pourrait permettre d'aborder les enjeux associés à la présence des grands ongulés dans le cadre très large d'une problématique de santé globale. Il s'agirait alors de raisonner la gestion des populations de grands ongulés en forêt dans une perspective de santé optimale et de durabilité des socio-écosystèmes forestiers, en considérant non seulement les intérêts des populations humaines mais aussi l'ensemble de la faune et la flore et l'environnement en général. Une telle démarche permettrait de segmenter et hiérarchiser les actions relevant des niveaux politiques, institutionnels ou opérationnels, en suivant une approche systémique qui aurait pour vertu de décloisonner les domaines et favoriser l'émergence de stratégies de gestion partagées par l'ensemble des acteurs. Dans ce cadre, il pourrait notamment être envisagé de combiner des actions sur les différents compartiments du système forêt-ongulés-société pour évaluer si la complémentarité entre des effets pourrait permettre d'atteindre les objectifs visés.

2.4.2 Pistes opérationnelles

Les résultats de cette étude bibliographique appellent aussi la nécessité pour les gestionnaires de disposer d'**outils** leur permettant d'évaluer avec acuité l'intensité des effets (ou impacts) des grands ongulés sur les régénérations. Ces outils devraient constituer à l'avenir un point critique pour l'aide à la hiérarchisation des priorités de gestion, notamment pour choisir entre un effort accru de réduction des populations et la mise en œuvre d'aménagements permettant de limiter des dégâts. Pour cela, il est sans doute nécessaire de proposer de nouvelles approches, plus ciblées sur l'évaluation de l'effet des ongulés sur la dynamique de renouvellement. Les indicateurs actuellement disponibles ont été développés afin de piloter les populations de grand gibier dans une approche de gestion adaptative (Cordonnier *et* Gosselin, 2009), en d'autres termes adapter la mise en œuvre d'objectifs de gestion cynégétique au fur et à mesure de l'acquisition de données nouvelles sur l'état des populations et de leur biotope (Morellet *et al*., 2007) ; les indicateurs qui rendent compte des effets des grands ongulés sur la régénération des peuplements forestiers nécessitent encore d'être développés, non plus uniquement sous l'angle des dégâts mais aussi en prenant en compte les densités et dynamique de développement des semis (Hagen *et al*., 2021).

En filigrane, il ressort également de cette étude bibliographique que le rétablissement de l'équilibre forêt-gibier par la voie de la réduction des populations est l'action qui aura les effets les plus prononcés, les plus généraux et les plus directs sur l'amélioration du renouvellement des peuplements. Néanmoins, mettre en œuvre une réduction des populations de grands ongulés est une stratégie territoriale qui nécessite l'implication de multiples acteurs (forestiers et chasseurs, mais aussi et de plus en plus fréquemment les autres usagers de la forêt), et prend quelques années pour porter ses fruits. Cette cinétique n'est pas toujours compatible avec les enjeux de renouvellement qui s'imposent pour assurer une gestion durable de la forêt et de la ressource en bois, notamment dans un contexte

de dépérissements plus massifs et plus fréquents sous les effets, parfois combinés, des sécheresses et des ravageurs. Ainsi, lorsque les forestiers ont recours aux plantations, celles-ci sont très fréquemment protégés protégées contre les dégâts que causent les grands ongulés alors que l'objectif général est de tendre vers des systèmes forêt-ongulés qui ne nécessitent plus la protection systématique. Le choix du type de protection constitue une question de premier plan pour les reboiseurs, gestionnaires et propriétaires qui doivent non seulement considérer le rapport qualité/prix des produits, mais font également face à des impératifs de qualité environnementale des outils utilisés. Pour ce faire, l'INRAE pilote actuellement un projet de R&D, en partenariat avec l'ONF, l'OFB, le CNPF-IDF, le Groupe Coopération Forestière, la SFCDC, le Muséum National d'Histoire Naturelle ainsi que le Centre de Développement Agro-Forestier (Chimay-Belgique), visant à comparer un large panel de techniques de protections individuelles, sur des aspects à la fois de performance technique, de coûts d'ensemble et d'ergonomie pour les opérateurs.

2.5 Références bibliographiques

Abildtrup, J., Garcia, S., Kervinio, Y., Sullice, E., Tardieu, L., Montagné-Huck, C., 2021. Les usages récréatifs des forêts métropolitaines Un état des lieux des pratiques et des enjeux. Post-Print, Post-Print.

Allan, G.G., Gustafson, D.I., Mikels, R.A., Miller, J.M., Neogi, S., 1984. Reduction of deer browsing of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii) seedlings by quadrivalent selenium. Forest Ecology and Management 7, 163–181. https://doi.org/10.1016/0378-1127(84)90065-3

Apollonio, M., Andersen, R., Putman, R., 2010. European Ungulates and Their Management in the 21st Century. Cambridge University Press.

Arnold, J.M., Gerhardt, P., Steyaert, S.M.J.G., Hochbichler, E., Hackländer, K., 2018. Diversionary feeding can reduce red deer habitat selection pressure on vulnerable forest stands, but is not a panacea for red deer damage. Forest Ecology and Management 407, 166–173. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.050

Ballon, P., Guibert, B., Hamard, J.-P., Guillon, N., Boscardin, Y., 1999. Sensibilité de quelques essences forestières de reboisement à l'abroutissement par le Chevreuil (Capreolus capreolus). Revue forestière française 51, 20–34. https://doi.org/10.4267/2042/5414

Baltzinger, C., 2016. Pour une approche intégrée du rôle des ongulés sauvages dans l'assemblage des communautés végétales et le fonctionnement des écosystèmes. (HDR en Sciences de la Vie - Biologie des populations et écologie). Université d'Orléans, Orléans.

Baltzinger, C., Mårell, A., 2022. Plant Assemblages and Ecosystem Functioning, a Legacy of Long-term Interactions with Large Herbivores, in: Historical Ecology. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 163–176. https://doi.org/10.1002/9781394169764.ch13

Baltzinger, M., Mouche, J., Blondet, M., Hautdidier, B., 2016. Political ecology of private forest fencing in the French Sologne: What are the social and environmental issues at stake in the dispute? Natures Sciences Societes 24, 97–108. https://doi.org/10.1051/nss/2016017

Barrere, J., Boulanger, V., Collet, C., Walker, E., Siat, V., Henry, L., Saïd, S., 2020. How does oak mast seeding affect the feeding behavior of sympatric red and roe deer? Basic and Applied Ecology 47, 83–94. https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.006

Barrere, J., Petersson, L.K., Boulanger, V., Collet, C., Felton, A.M., Löf, M., Saïd, S., 2021. Canopy openness and exclusion of wild ungulates act synergistically to improve oak natural regeneration. Forest Ecology and Management 487, 118976. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118976

Beguin, J., Côté, S.D., Vellend, M., 2022. Large herbivores trigger spatiotemporal changes in forest plant diversity. Ecology. https://doi.org/10.1002/ecy.3739

Bernard, M., Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Laurent, L., Montpied, P., Morin, X., Picard, J.-F., Saïd, S., 2017. Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase. Forest Ecology and Management 400, 269–277. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.040

Bernes, C., Macura, B., Jonsson, B.G., Junninen, K., Müller, J., Sandström, J., Lõhmus, A., Macdonald, E., 2018. Manipulating ungulate herbivory in temperate and boreal forests: Effects on vegetation and invertebrates. A systematic review. Environmental Evidence 7. https://doi.org/10.1186/s13750-018-0125-3

Bertrand, R., Lenoir, J., Piedallu, C., Riofrío-Dillon, G., de Ruffray, P., Vidal, C., Pierrat, J.-C., Gégout, J.-C., 2011. Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. Nature 479, 517–520. https://doi.org/10.1038/nature10548

Boulanger, V., 2010. Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : Influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt. Université Nancy 1 - Henri Poincaré.

Boulanger, V., Baltzinger, C., Saïd, S., Ballon, P., Picard, J.-F., Dupouey, J.-L., 2009. Ranking temperate woody species along a gradient of browsing by deer. Forest Ecology and Management 258, 1397–1406. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.055

Boulanger, V., Dupouey, J.-L., Archaux, F., Badeau, V., Baltzinger, C., Chevalier, R., Corcket, E., Dumas, Y., Forgeard, F., Mårell, A., Montpied, P., Paillet, Y., Picard, J.-F., Saïd, S., Ulrich, E., 2018. Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists. Glob Change Biol 24, e485–e495. https://doi.org/10.1111/gcb.13899

Brousseau, P.M., Tremblay, J.-P., Roy, V., Thiffault, N., 2019. Interactions between the stock type and silviculture in the restoration of fir forests under heavy browsing pressure [Interactions entre le type de plants et la sylviculture dans la restauration de sapinières sous forte pression de broutement]. Forestry Chronicle 95, 29–38. https://doi.org/10.5558/tfc2019-007

Carpio, A.J., Apollonio, M., Acevedo, P., 2021. Wild ungulate overabundance in Europe: contexts, causes, monitoring and management recommendations. Mammal Review 51, 95–108. https://doi.org/10.1111/mam.12221

Champagne, E., Raymond, P., Royo, A.A., Speed, J.D.M., Tremblay, J.-P., Côté, S.D., 2021. A Review of Ungulate Impacts on the Success of Climate-Adapted Forest Management Strategies. Current Forestry Reports 7, 305–320. https://doi.org/10.1007/s40725-021-00148-5

Chantal, M. de, Granström, A., 2007. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of Populus tremula and Salix caprea. Forest Ecology and Management 250, 3–8.

Chevrier, T., Saïd, S., Widmer, O., Hamard, J.-P., Saint-Andrieux, C., Gaillard, J.-M., 2012. The Oak Browsing Index Correlates Linearly With Roe Deer Density: A New Indicator For Deer Management? European Journal Of Wildlife Research 58, 17–22.

Cordonnier, T., Gosselin, F., 2009. La gestion forestière adaptative : intégrer l'acquisition de connaissances parmi les objectifs de gestion. Revue forestière française 61, 131–144.

Cote, S.D., Rooney, T.P., Tremblay, J.P., Dussault, C., Waller, D.M., 2004. Ecological impacts of deer overabundance. Annual Review of Ecology Evolution and Systematics 35, 113–147.

Daburon, H., 1966. Possibilité et limite d'utilisation des répulsifs chimiques dans la protection contre les dégâts de gibier. Rev. For. Fr. 634. https://doi.org/10.4267/2042/24773

Del Rey, P., 2019. Etude d'impact économique des dégâts d'ongulés sur le renouvellement naturel du chêne (Mémoire ingénieur 3A). AgroParisTech.

Dorioz, J., Nivet, C., Peyron, J.-L., 2018. Évaluation Française des Écosystèmes et Services Écosystémiques: Ecosystèmes Forestiers. Rapport Final, Rapport EFESE. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Paris.

Fichtner, A., Sturm, K., Wagner, J., Huckauf, A., Ellenberg, H., 2011. The effect of hunting regimes on tree regeneration in lowland beech (Fagus sylvatica L) forests. Forstarchiv 82, 75–81. https://doi.org/10.2376/0300-4112-82-75

Ficko, A., Roessiger, J., Bončina, A., 2018. Optimizing silviculture in mixed uneven-aged forests to increase the recruitment of browse-sensitive tree species without intervening in ungulate population. IForest 11, 227–236. https://doi.org/10.3832/ifor2567-011

Fisichelli, N., Frelich, L.E., Reich, P.B., 2012. Sapling growth responses to warmer temperatures 'cooled' by browse pressure. Global Change Biology 18, 3455–3463. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02785.x

Gill, R.M.A., 1992a. A review of damage by mammals in north temperate forests .1. deer. Forestry 65, 145–169.

Gill, R.M.A., 1992b. A review of damage by mammals in north temperate forests: 3. Impact on trees and forests. Forestry 65, 363–388.

Gortázar, C., Fernandez-de-Simon, J., 2022. One tool in the box: the role of hunters in mitigating the damages associated to abundant wildlife. European Journal of Wildlife Research 68. https://doi.org/10.1007/s10344-022-01578-7

Hagen, R., Kühl, N., Hanewinkel, M., Suchant, R., 2021. Number and height of unbrowsed saplings are more appropriate than the proportion of browsed saplings for predicting silvicultural regeneration success. Annals of Forest Science 78, 21. https://doi.org/10.1007/s13595-021-01034-7

Hagge, J., Müller, J., Bässler, C., Biebl, S.S., Brandl, R., Drexler, M., Gruppe, A., Hotes, S., Hothorn, T., Langhammer, P., Stark, H., Wirtz, R., Zimmerer, V., Mysterud, A., 2019. Deadwood retention in forests lowers short-term browsing pressure on silver fir saplings by overabundant deer. Forest Ecology and Management 451. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117531

Hernandez, L., Laundre, J.W., 2005. Foraging in the "landscape of fear" and its implications for habitat use and diet quality of elk Cervus elaphus and bison Bison bison. Wildlife Biology 11, 215–220.

Heuze, P., Schnitzler, A., Klein, F., 2005. Is browsing the major factor of silver fir decline in the Vosges Mountains of France? Forest Ecology and Management 217, 219–228. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.06.003

Hoffmann, G., 1977. Les dégâts causés aux peuplements par les cervidés. Rev. For. Fr. 131. https://doi.org/10.4267/2042/21126

Holík, J., Janík, D., Hort, L., Adam, D., 2021. Neighbourhood effects modify deer herbivory on tree seedlings. European Journal of Forest Research 140, 403–417. https://doi.org/10.1007/s10342-020-01339-8

Hothorn, T., Müller, J., 2010. Large-scale reduction of ungulate browsing by managed sport hunting. Forest Ecology and Management 260, 1416–1423. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.019

Jenkins, L.H., Murray, B.D., Jenkins, M.A., Webster, C.R., 2015. Woody regeneration response to over a decade of deer population reductions in Indiana state parks1. Journal of the Torrey Botanical Society 142, 205–219. https://doi.org/10.3159/TORREY-D-14-00047.1

Klein, F., Rocquencourt, A., Ballon, P., 2008. Pour un meilleur équilibre sylvo-cynégétique : des pratiques favorables aux cervidés.

Kuijper, D.P.J., de Kleine, C., Churski, M., van Hooft, P., Bubnicki, J., Jędrzejewska, B., 2013. Landscape of fear in Europe: wolves affect spatial patterns of ungulate browsing in Białowieża Primeval Forest, Poland. Ecography 36, 1263–1275. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00266.x

Kupferschmid, A.D., 2017. The compensation capacity of Central European tree species in response to leader shoot browsing, in: Ungulates: Evolution, Diversity and Ecology. Nova Science Publishers, pp. 1–63.

Kupferschmid, A.D., Bütikofer, L., Hothorn, T., Schwyzer, A., Brang, P., 2019. Quantifying the relative influence of terminal shoot browsing by ungulates on tree regeneration. Forest Ecology and Management 446, 331–344. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.05.009

Le Saout, S., Padie, S., Chamaille-Jammes, S., Chollet, S., Cote, S., Morellet, N., Pattison, J., Harris, E., Martin, J.-L., 2014. Short-term effects of hunting on naive black-tailed deer (Odocoileus hemionus sitkensis): Behavioural response and consequences on vegetation growth. Canadian Journal of Zoology 92, 915–925. https://doi.org/10.1139/cjz-2014-0122

Loison, A., Bison, M., 2022. Les ongulés sauvages de France métropolitaine - Fonctions écologiques, services écosystémiques et contraintes.

Maizeret (C.), Tixier (H.), BALLON (Philippe), Ducan (P.), Guibert (B.), 1999. Les Dégâts alimentaires du chevreuil en milieu forestier. Rev. For. Fr. 405. https://doi.org/10.4267/2042/5446

Malhi, Y., Doughty, C.E., Galetti, M., Smith, F.A., Svenning, J.-C., Terborgh, J.W., 2016. Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene. Proceedings of the National Academy of Sciences 113, 838–846. https://doi.org/10.1073/pnas.1502540113

Marangon, D., Marchi, N., Lingua, E., 2022. Windthrown elements: a key point improving microsite amelioration and browsing protection to transplanted seedlings. Forest Ecology and Management 508. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120050

Mårell, A., Ballon, P., Hamard, J.-P., Boulanger, V., 2012. Les dispositifs de type enclos-exclos : des outils au service de la gestion et de la recherche. Revue Forestière Française 64, 139–150.

Mårell, A., Baltzinger, C., Hamard, J.-P., Said, S., 2015. Que peut nous dire la flore sur la pression exercée par les ongulés sauvages et leurs effets ? Presented at the Colloque ICE 2015 “Vers une nouvelle gestion du grand gibier : les Indicateurs de changement écologique,” p. 145.

Martin, J.L., Baltzinger, C., 2002. Interaction among deer browsing, hunting, and tree regeneration. Canadian Journal of Forest Research 32, 1254–1264.

Milne-Rostkowska, F., Holeksa, J., Bogdziewicz, M., Piechnik, Ł., Seget, B., Kurek, P., Buda, J., Żywiec, M., 2020. Where can palatable young trees escape herbivore pressure in a protected forest? Forest Ecology and Management 472. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118221

Morellet, N., Gaillard, J.-M., Hewison, A.J.M., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., Klein, F., Maillard, D., 2007. Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. Journal of Applied Ecology 44, 634–643. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01307.x

Pellerin, M., Saïd, S., Richard, E., Hamann, J.-L., Dubois-Coli, C., Hum, P., 2010. Impact Of Deer On Temperate Forest Vegetation And Woody Debris As Protection Of Forest Regeneration Against Browsing. Forest Ecology And Management 260, 429–437.

Picard, J., Oleffe, P., Boisaubert, B., 1991. Influence of oak mast on feeding behaviour of red deer (Cervus elaphus L.). Annales des Sciences Forestieres 48, 547–559.

Picard, J.-F., 1989. Le sélénium comme répulsif systémique - état des recherche et perspectives. Bulletin mensuel de l’Office national de la chasse 28–30.

Picard, J.-F., 1976. Les goûts alimentaires des cervidés et leurs conséquences. Premières conclusions sur deux années d'expérimentation. Rev. For. Fr. 106. https://doi.org/10.4267/2042/21040

Prata, J.C., Ribeiro, A.I., Rocha-Santos, T., 2022. Chapter 1 - An introduction to the concept of One Health, in: Prata, J.C., Ribeiro, A.I., Rocha-Santos, T. (Eds.), One Health. Academic Press, pp. 1–31. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822794-7.00004-6

Rackham, O., 2008. Ancient woodlands: modern threats. New Phytologist 180, 571–586.

Rakotoarison, H., Boulanger, V., 2014. Evaluation économique des dommages forestiers des cervidés en présence d'incertitudes.

Ramirez, J.I., Jansen, P.A., Poorter, L., 2018. Effects of wild ungulates on the regeneration, structure and functioning of temperate forests: A semi-quantitative review. Forest Ecology and Management 424, 406–419. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.016

Redick, C.H., Jacobs, D.F., 2020. Mitigation of deer herbivory in temperate hardwood forest regeneration: A meta-analysis of research literature. Forests 11, 1–16. https://doi.org/10.3390/f11111220

Redick, C.H., McKenna, J.R., Carlson, D.E., Jenkins, M.A., Jacobs, D.F., 2020. Silviculture at establishment of hardwood plantations is relatively ineffective in the presence of deer browsing. Forest Ecology and Management 474. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118339

Redjadj, C., 2010. Étude inter-et intra-spécifique des variations spatio-temporelles de l'utilisation des ressources alimentaires au sein d'une communauté de grands herbivores de montagne (These de doctorat). Grenoble.

Requardt, A., Poker, J., Kohl, M., Schuck, A., Janse, G., Mavsar, R., Paivinen, R., 2007. Feasibility Study on means of combating forest dieback in the European Union. Final Technical Report, EC DG ENV Contract, Brussels.

Rosenthal, J.P., Kotanen, P.M., 1994. Terrestrial plant tolerance to herbivory. Trends in Ecology & Evolution 9, 145–148. https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90180-5

Roucher, F., 1991. Gestion intégrée de la forêt et du chevreuil (Capreolus capreolus l.) Huit années d'exercice sur 4 500 hectares boisés des Vosges du Nord. Première partie : origines de la méthode. Rev. For. Fr. 475. https://doi.org/10.4267/2042/26232

Roucher, F., Peccoud, J., 1992. Gestion intégrée de la forêt et du chevreuil (Capreolus capreolus L.). Huit années d'exercice sur 4 500 hectares boisés des Vosges du Nord. Deuxième partie : méthode et résultats. Rev. For. Fr. 141. https://doi.org/10.4267/2042/26309

Ruttan, A., Lortie, C.J., 2015. A systematic review of the attractant-decoy and repellent-plant hypotheses: do plants with heterospecific neighbours escape herbivory? Journal of Plant Ecology 8, 337–346. https://doi.org/10.1093/jpe/rtu030

Saïd, S., Laurent, L., Cuillier, B., 2022. À la recherche de l'équilibre sylvo-cynégétique dans la Réserve nationale de chasse et de faune sauvage de La Petite-Pierre.

Saint-Andrieux, C., Barboiron, A., Corti, R., Guibert, B., 2012. La progression récente des grands ongulés sauvages en France. Faune sauvage 10–17.

Schuck, A., Köhl, M., 2009. Means of combating forest dieback - EU support for maintaining forest health and vitality. iForest - Biogeosciences and Forestry.

Smit, C., Kuijper, D.P.J., Prentice, D., Wassen, M.J., Cromsigt, J.P.G.M., 2012. Coarse woody debris facilitates oak recruitment in Białowieża Primeval Forest, Poland. Forest Ecology and Management 284, 133–141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.052

Stokely, T.D., Betts, M.G., 2020. Deer-mediated ecosystem service versus disservice depends on forest management intensity. Journal of Applied Ecology 57, 31–42. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13532

Storms, D., Aubry, P., Hamann, J.L., Saïd, S., Fritz, H., Saint-andrieux, C., Klein, F., 2008. Seasonal variation in diet composition and similarity of sympatric red deer Cervus elaphus and roe deer Capreolus capreolus. Wildlife Biology 14, 237–250.

Thyroff, E.C., Burney, O.T., Oliet, J.A., Redick, C.H., Jacobs, D.F., 2022. Toward Identifying Alternatives to Fencing for Forest Restoration: Tube Shelters Outperform Mesh Shelters for Deer Browse Protection of Live Oak, Quercus virginiana. Land 11. https://doi.org/10.3390/land11070966

Tixier, H., 1996. Déterminants et ontogénèse du comportement alimentaire du chevreuil (Capreolus capreolus). Paris Nord.

Tremblay, J.P., Huot, J., Potvin, F., 2007. Density-related effects of deer browsing on the regeneration dynamics of boreal forests. Journal of Applied Ecology 44, 552–562.

Vera, F.W.M., 2000. Grazing ecology and forest history. CABI Pub, Wallingford, Oxon ; New York, NY.

Ward, J.S., Williams, S.C., 2010. Effectiveness of deer repellents in Connecticut. Human-Wildlife Interactions 4, 56–66.

Westoby, M., 1978. What are the biological bases of varied diets? The American Naturalist 112, 627–631.

Westoby, M., 1974. An analysis of diet selection by large generalist herbivores. The American Naturalist 108, 290–303.

Widmer, O., Saıd, S., Miroir, J., Duncan, P., Gaillard, J.-M., Klein, F., 2004. The Effects Of Hurricane Lothar On Habitat Use Of Roe Deer. Forest Ecology And Management 195, 237–242.

Zürcher-Gasser, N., Frehner, M., 2019. Forêts protectrices et coûts induits par l’abroutissement. La Forêt 22–24.

Volet 2| Thème 3. Impact des différents agresseurs biotiques sur le renouvellement et influence des pratiques sur les dégâts d'origine biotique

Question 3. Comment le mode de renouvellement des peuplements forestiers et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles méthodes préconiser pour les limiter ?

Sommaire

3.1 Contexte et problématique 690
3.2 Définitions 691
3.3 Matériels et méthodes 691
3.4 Réponses aux questions posées 692
3.4.1 Quels facteurs conditionnent la dynamique des microrongeurs en forêt ? 692
3.4.2 Quels sont les types et l'importance des dégâts ? 692
3.4.3 Comment le mode de renouvellement et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles modalités de gestion des plantations permettent de réduire le risque ? 692
3.4.4 Peut-on anticiper l'influence du réchauffement climatique ? 693
3.5 Perspectives 693
3.6 Références bibliographiques 693
3.7 Annexe 694

Rédacteur

Olivier **Baubet**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Lempdes (63), France

Contributeur

Fabien **Caroulle**, Ministère de l'Agriculture – DGAL, Département de la santé des forêts, Paris (75)

3.1 Contexte et problématique

Les microrongeurs (voir définition ci-après) font partie intégrante des écosystèmes forestiers ; ils contribuent à la dissémination des graines et au travail superficiel du sol et sont la proie de prédateurs spécifiques et généralistes. Alors qu'il y a peu de signalements de dégâts aux régénérations naturelles, des **dommages** sont localement et **occasionnellement signalés dans les jeunes plantations forestières**.

De manière générale, les dommages aux plantations surviennent pendant des phases de développement épidémique de ces rongeurs et concernent les tout premiers stades des plantations. Les phases épidémiques semblent se renouveler tous les 5 à 9 ans selon les espèces.

La dynamique des petits rongeurs doit être appréhendée dans un environnement plus large que la forêt, et inclure les prairies et les terres cultivées, en particulier parce que les prédateurs (spécifiques ou généralistes) participent à la régulation des rongeurs dans ces différents milieux. Les rongeurs prairiaux, particulièrement le campagnol terrestre, connaissent des variations interannuelles d'abondance régulières, et font des passages fréquents dans le milieu forestier.

Les principaux massifs montagneux français de moyenne altitude (Massif central, Vosges, Jura) sont concernés par des développements épidémiques des rongeurs alors que les massifs d'altitude élevée (Alpes et Pyrénées) le sont moins.

Les dégâts aux plantations signalés par le DSF présente une tendance à la baisse depuis une trentaine d'années. On n'en connait pas précisément les causes, mais on soupçonne le recul net des surfaces plantées en général et des feuillus (plus endommagées par les micromammifères) en particulier (voir Volet 2, Thème 1, « Question 1. Quelle est l'évolution des ventes de plants forestiers et des surfaces plantées en France depuis 30 ans ? »).

3.2 Définitions

Les **microrongeurs** sont des petits rongeurs de la famille des Muridés. Très présentes en France, six espèces principales ont été identifiées comme causant des dégâts aux peuplements forestiers : on distinguera les microrongeurs de prairie, inféodés aux milieux ouverts, des microrongeurs forestiers, plus familiers des écosystèmes forestiers (Baubet *et al*., 2005 ; Caroulle *et* Baubet, 2006).

Les espèces prairiales sont :

- le campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*) présent partout en France hors façade ouest et pourtour méditerranéen, il occasionne des dégâts surtout dans les jeunes plantations du Nord-Est et dans les zones d'altitude autour des prairies de Franche-Comté et du Massif central ;
- le campagnol des champs (*Microtus arvalis*), petit campagnol qui vit dans les milieux ouverts, en particulier dans les prairies où l'herbe est courte, mais évite les milieux humides.

Les espèces forestières sont :

- le campagnol agreste (*Microtus agrestis*), rongeur des milieux ouverts vivant dans les régénérations forestières fortement enherbées en présence de ligneux, supportant très bien les milieux humides ;
- le campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*), également familier des milieux fermés, broussailleux, mais qui s'accommode aussi des milieux plus ouverts ;
- les mulots sylvestre et à collier (*Apodemus sylvaticus* et *Apodemus flavicollis*), généralement associés à des milieux forestiers fermé, il est principalement granivore.

Par comparaison, les **« gros » rongeurs** (écureuil, castor, ragondin, rat musqué), et par extension les lièvres et les lapins (qui ne sont pas à proprement parler des rongeurs) sont, par comparaison, de taille bien plus importante, mais n'occasionnent que des dégâts occasionnels et localisés quoique parfois spectaculaires. Certaines de ces espèces ont été introduites et sont considérées comme des espèces envahissantes, mal régulées dans les écosystèmes.

3.3 Matériels et méthodes

Les signalements de dégâts de microrongeurs dans les bases de données du DSF sont issus de deux sources : la veille sanitaire DSF (voir Annexe 3.3-1) et les enquêtes annuelles sur la réussite des plantations annuelles menées par les correspondants-observateurs du DSF (voir « Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact »). Ces données collectées en continu depuis 1989 présentent l'intérêt de pouvoir quantifier les dommages, on peut aussi quantifier le poids des microrongeurs avec ceux les autres ravageurs de jeunes plants en plantation.

En France, l'expérience acquise à la suite des reconstitutions post-tempête de 1999 a fourni un important ensemble de données. De façon générale, les recherches sur les rongeurs champêtres y sont toutefois peu nombreuses et les publications rares. Les pullulations répétées du campagnol terrestre sont à l'origine d'importantes conséquences pour les exploitations agricoles, et à l'origine de véritables crises.

Concernant les rongeurs forestiers, la bibliographie internationale concerne surtout la dynamique des populations et notamment les relations avec les prédateurs ; on trouve assez peu de choses sur les dommages et les méthodes de contrôles (Jacob *et* Tkadlec, 2010).

3.4 Réponses aux questions posées

3.4.1 Quels facteurs conditionnent la dynamique des microrongeurs en forêt ?

La dynamique des populations des microrongeurs s'analyse en liaison étroite avec la présence d'une partie de la guilde des prédateurs. Ainsi, pendant les phases d'endémie des microrongeurs dans les prairies, la forêt permet aux prédateurs de continuer à s'alimenter alors que pendant les phases de développement épidémique dans les prairies, les prédateurs délaissent les milieux forestiers pour les milieux prairiaux où ils trouvent plus facilement leur subsistance. C'est pendant ces phases que l'on a le plus de chance de se trouver confronté à des dommages en forêt.

Par ailleurs, les microrongeurs sont très sensibles à l'introduction d'éléments exogènes dans leur environnement proche ; les plants forestiers sortant de pépinières sont ainsi repérés et consommés dans les jours ou semaines qui suivent leur installation.

De manière générale, le suivi des microrongeurs en forêt est particulièrement difficile ; les indices de présence traduisant la présence des rongeurs sont difficiles à repérer ; le niveau des populations peut varier très fortement et il s'avère quasiment impossible de prévoir les dommages.

3.4.2 Quels sont les types et l'importance des dégâts ?

Les dégâts liés à ces rongeurs concernent d'une part, dans le sol, les racines et le collet qui sont écorcés voire coupés et d'autre part, les parties aériennes au-dessus du collet qui sont le plus souvent écorcées. Le type de dégât, et dans une moindre mesure son importance, restent essentiellement liés à l'espèce qui s'en est rendue responsable.

Les résultats de la veille DSF et les enquêtes plantation confirment le faible taux des dommages depuis le début des années 2000. Dans l'enquête « réussite des plantations forestières de l'année » (voir « Question 1. Identifier les principaux pathogènes et ravageurs qui menacent le renouvellement des peuplements forestiers pour prévenir et limiter leur impact »), les dégâts dus à des microrongeurs concernent en moyenne moins de 2 % des plantations. Néanmoins, dans 30 % de ces signalements, les dommages sont importants et remettent en cause tout ou partie de la plantation (Baubet, 2018). Les dégâts les plus significatifs concernent les plantations situées à proximité d'un environnement prairial connaissant une forte pression du campagnol terrestre.

À l'avenir, on peut s'attendre à l'avenir à une augmentation des dommages si les plantations de feuillus réalisées à l'automne venaient à augmenter. Ces dommages seront globalement faibles mais peuvent anéantir une plantation en quelques jours si les rongeurs sont présents et qu'une phase de disette (suite à un fort gel par exemple ou une épaisse couche de neige) survient brutalement. La prognose reste très délicate.

3.4.3 Comment le mode de renouvellement et l'itinéraire technique mis en œuvre influencent-ils les dégâts de microrongeurs ? Quelles modalités de gestion des plantations permettent de réduire le risque ?

De manière générale, les dommages enregistrés concernent davantage les feuillus que les résineux et surviennent principalement dans la première partie de l'hiver.

La végétation qui accompagne les plantations (mélange ligneux et herbacées à dominante de graminées) peut constituer un abri favorable pour le campagnol agreste et le campagnol roussâtre. Ainsi, plus les surfaces sont importantes et peu fracturées, vierges d'arbres perchoirs pour les rapaces, plus le travail des prédateurs devient difficile. Dans ces conditions, les populations sont susceptibles de monter en puissance et le risque de dégâts augmente inexorablement pour les plants installés.

C'est pourquoi, lorsque le risque d'attaques de rongeurs est identifié, le gestionnaire (i) évitera de créer de grandes surfaces homogènes, (ii) ouvrira le milieu par un nettoyage d'interlignes en fin de saison facilitant ainsi le travail des prédateurs dans le but de limiter le niveau des populations et des dégâts.

L'utilisation des rodenticides n'est pas une option : actuellement leur utilisation en forêts est proscrite au vu du risque d'intoxication de la faune non cible, en particulier des prédateurs.

Lors des plantations précoces à l'automne, les opérateurs observent parfois facilement des rongeurs. Dans ces situations, il est préférable d'arrêter le chantier et de le reporter en fin d'hiver. En effet, le niveau des populations s'effondre au cours de l'hiver. Ainsi, il est fréquent de ne plus avoir de dommages lorsqu'il est effectué des regarnis tardifs au printemps.

3.4.4 Peut-on anticiper l'influence du réchauffement climatique ?

Les effets du changement climatique conduisent à un allongement de la saison de végétation. La période de reproduction des rongeurs est allongée ce qui pourrait avoir un effet sur la dynamique de populations. Parmi les facteurs à intégrer à l'analyse, la dynamique de reproduction de ces micromammifères est marquante. Un couple de rongeurs au printemps est susceptible (en l'absence de facteurs de régulations) d'être à l'origine d'une centaine d'individus à l'automne. La reproduction de ces rongeurs est très dépendante de la disponibilité alimentaire. Parmi les effets documentés du réchauffement climatique, on constate partout un allongement des saisons de végétation. Si cette augmentation permet à ces micromammifères d'effectuer un cycle en plus, cela va se traduire par une augmentation de 20 à 30 % du niveau des populations. Cette augmentation très significative pourrait avoir un impact très marquant sur les dommages dans les plantations. Cela n'a pas encore été observé à l'heure actuelle dans l'enquête plantations du DSF, où les dégâts imputables aux sécheresse estivales dominent très largement le tableau sanitaire.

3.5 Perspectives

À l'avenir, certaines stratégies d'adaptation sylvicole au changement climatique, comme l'augmentation potentielle des surfaces plantées (en lien, à court terme, avec le plan d'investissement France 2030), le recours au mélange d'essences, ou l'usage plus important des essences feuillues, constituent potentiellement un accroissement du risque dû aux microrongeurs. Il faudra garder à l'esprit que certaines essences implantées dans ce cadre peuvent s'avérer particulièrement appétentes pour les rongeurs.

En résumé, si l'enjeu semble à l'heure actuelle relativement faible, la situation pourrait changer à l'avenir, et une veille sanitaire reste nécessaire. Les correspondants-observateurs du DSF sont régulièrement formés à l'identification des espèces impliquées dans les dommages et les méthodes de lutte utilisables. Comme les dégâts restent très difficiles à prévoir, toute observation de terrain méritera d'être signalé au DSF, par l'intermédiaire de réseau des correspondants-observateurs.

3.6 Références bibliographiques

Baubet, O., 2018. Les petits rongeurs en milieu forestier. Point thématique 2018. Document interne.

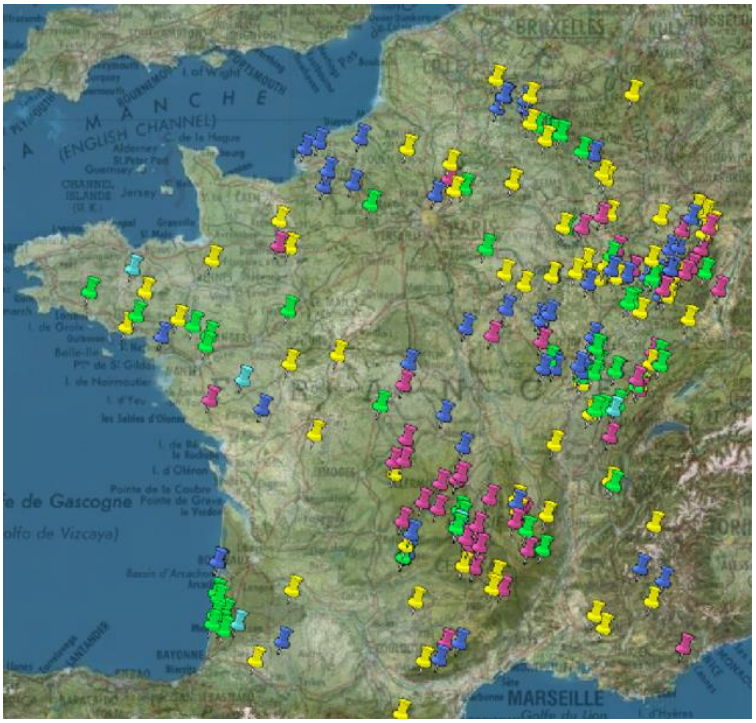
Baubet, O., Ducourtieux, C., Royer, P., 2005. Et si nous parlions des dégâts de microrongeurs... Rendez Vous Techniques (ONF) 46–50.

Caroulle, F., Baubet, O., 2006. Dégâts de rongeurs en forêt : comment y remédier ? Rev. For. Fr. https://doi.org/10.4267/2042/6769

Jacob, J., Tkadlec, E., 2010. Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage, in: Rodent Outbreaks: Ecology and Impacts. pp. 207–223.

3.7 Annexe

Annexe 3.3-1 : Localisation des dégâts de « petits rongeurs » en forêt dans la période 2007-2017 (Base de données du DSF, veille sanitaire)



MICRAGR : Campagnol agreste

RONGEUR : Dégâts dus à des rongeurs

CLETGLA : Campagnol roussâtre

ARVITER : Campagnol terrestre

MICRARV : Campagnol des champs

Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

L'adaptation des forêts au changement climatique s'effectue par des stratégies qui combinent diversification des essences, installation d'essences supposées plus résilientes aux climats futurs, réduction de la densité des arbres pour limiter le prélèvement de l'eau des sols. Ces stratégies mènent à l'installation de nouveaux types de peuplements, dont nous ne connaissons pas suffisamment la dynamique, ni les règles de conduites sylvicoles. Par ailleurs, les changements climatiques et biotiques imposent un nouvel ensemble de contraintes aux jeunes arbres, notamment des conditions plus sèches et plus chaudes, une augmentation globale des agresseurs et une hausse de situations de crises suite à des accidents de grande ampleur (tempêtes, incendies, dépérissements, scolytes). Ces changements modifient fortement les conditions dans lesquelles s'effectuent les renouvellements et, quand ces changements sont marqués, peuvent rendre inopérants les itinéraires techniques de renouvellement traditionnels.

L'adaptation des forêts aux changements globaux modifie donc à la fois les objectifs et les conditions du renouvellement, et implique donc des modifications profondes dans les méthodes sylvicoles. Notons que les gestionnaires forestiers qui mènent actuellement des renouvellements sont amenés à prendre des décisions dans un contexte changeant sans le confort apporté par des connaissances scientifiques et techniques pour les guider dans ce nouveau contexte. C'est un défi majeur pour la recherche et le développement.

Ce Thème vise à synthétiser les connaissances sur les stratégies et itinéraires techniques de renouvellement à l'étude ou déjà mis en place dans un objectif d'adaptation à un climat changeant, en évolution constante et rapide. Il comporte six contributions : (1) et (2) deux synthèses bibliographiques narratives de la littérature scientifique qui se focalisent sur les plantations et analysent comment raisonner le choix de la densité des plants, du schéma de plantation et du mélange d'essences ; (3.1) et (3.2) deux synthèses bibliographiques narratives de la littérature scientifique et techniques qui étudient les options disponibles pour reconstituer les peuplements endommagés par les tempêtes et par les incendies ; (4) une enquête de terrain qui fait un état des lieux de la diversité des initiatives de renouvellement testées dans les territoires ; et (5) une enquête en ligne qui analyse les stratégies mises en œuvre dans différents pays européens pour renouveler les forêts.

Volet 2 | Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 1. Comment raisonner le choix de la densité et du schéma de plantation dans les peuplements purs (de la phase d'installation aux entretiens) ?

Sommaire

1.1 Contexte et problématique 696
1.2 Définitions 698
1.2.1 Préambule sur la notion de densité globale à l'installation et de design de plantation 698
1.2.2 Densité initiale et organisation spatiale de la plantation dans l'unité de gestion 698
1.2.3 Historique et valeurs de référence pour les densités initiales en France en peuplement complet 700
1.2.4 Densité absolue et relative 701
1.3 Matériels et méthodes 701
1.4 Réponses à la question posée 702
1.4.1 Développement du peuplement et densité initiale : quatre principes de base 702
1.4.2 Densité initiale et rectangularité 703
1.4.3 Autres conséquences de la densité initiale 703
1.4.3.1 Densité de plantation et aléas abiotiques 704
1.4.3.2 Densité de plantation et aléas biotiques 704
1.5 Perspectives 705
1.5.1 Pistes de recherche 705
1.5.2 Recommandations 706
1.6 Références bibliographiques 706
1.7 Annexe 709

Rédacteurs
Céline **Meredieu**, INRAE, UMR Biogeco, Cestas (33), France
Philippe **Riou-Nivert**, CNPF-IDF, Paris (75), France

1.1 Contexte et problématique

Les **plantations forestières** sont des peuplements forestiers créés par l'homme par régénération dite artificielle en plantant[426] de jeunes arbres, généralement **avec un espacement régulier**.

Précisons d'emblée qu'en France, la forêt issue de plantation ne concerne que 13 % de la surface boisée (2,1 Mha) dont 1 % de peupleraies (IGN, 2017) et 7 % dans le monde (FAO, 2020). Elle est donc minoritaire en surface par rapport à la forêt naturellement régénérée. Cependant, l'augmentation des aléas plus ou moins liés au changement climatique (attaques phytosanitaires, incendies, tempêtes, etc.) risque d'accroître les dépérissements et les mortalités de peuplements. La reforestation qui s'en suivrait pourrait nécessiter un recours plus important à la plantation tout comme certains objectifs de diversification en essences (migration assistée).

Sur une unité de gestion considérée, la plupart des plantations forestières sont constituées d'une seule espèce – on parle alors de monoculture ou de plantation monospécifique, ou de peuplement pur (Bastien *et* Gauberville, 2011 ; IGN, 2017). Cependant, les surfaces de plantations avec des

[426] Nous avons choisi de simplifier notre analyse en nous restreignant au mode de renouvellement artificiel qu'est la plantation de jeunes plants élevés en pépinière. Concernant la régénération par semis artificiel, une analyse serait à mener pour rassembler les connaissances disponibles aussi bien pour l'utilisation du semis en plein que dans le cas de son utilisation en complément d'une régénération naturelle insuffisante.

mélanges d'espèces (on parlera de plantation mélangée plutôt que de polyculture) sont en augmentation dans le monde (FAO, 2020). En monoculture comme en mélange, les plantations forestières sont fréquemment considérées avec une vision agronomique, dans l'objectif d'obtenir le plus rapidement possible **une forêt la plus efficiente vis-à-vis des objectifs assignés** (Paquette *et* Messier, 2010 ; West, 2013).

Ainsi, ces plantations, mises en œuvre sur des surfaces relativement faibles à l'échelle nationale, mais parfois localement étendues, fournissent des quantités importantes de bois pour la consommation humaine, avec des usages variés : papier ; construction ; emballage ; énergies (chaleur ou électricité). À cette **fonction prépondérante de production de biomasse**, s'ajoutent des services environnementaux de restauration d'écosystèmes dégradés, de protection (montagnes, zones dunaires, zones urbaines) mais aussi de reconstitution progressive de la biodiversité après destruction de forêts naturelles (incendies, tempêtes, etc.) (Payn *et al.*, 2015). Les plantations forestières sont généralement considérées comme des « puits » de carbone en contribuant à sa séquestration, à son stockage dans le bois et le sol et enfin, grâce à l'utilisation du bois, en substitution à des matériaux plus consommateurs d'énergies fossiles (Pawson *et al*., 2013).

Mais quelles que soient les fonctions principales des forêts de plantation et quels que soient leurs territoires d'implantation, les propriétaires et gestionnaires attendent que les arbres installés grandissent vigoureusement et restent en bonne santé de façon à ce que la plantation remplisse ses objectifs le plus rapidement possible.

Quand le choix de la plantation forestière est fait (Perrier *et* Riou-Nivert, 2022) pour réaliser le renouvellement forestier, les trois questions suivantes se posent : quelles sont les capacités actuelles et futures de production forestière de cette zone, quelles espèces vont pouvoir y pousser en courant le minimum de risques, **comment implanter les espèces choisies** ?

La troisième question, spécifique à la régénération artificielle doit aborder les sujets suivants : types d'exploitation du peuplement forestier précédent (ou antécédent cultural pour des usages autres que forestiers), délimitation des zones de plantation, état et préparation du sol, état des plants, techniques de plantation, contrôle de la végétation adventice, contrôle de la nutrition, contrôle des parasites et des herbivores, choix du scénario sylvicole au regard des objectifs de production, de restauration ou de protection.

La question posée dans ce chapitre porte sur la **densité de plantation, c'est-à-dire le nombre de plants installés sur la surface à boiser rapporté à l'hectare, et leur arrangement dans l'espace**. Néanmoins, il est nécessaire de rappeler qu'installer un nombre de plants suivant un motif donné est d'abord lié aux caractéristiques dimensionnelles et topographiques de la parcelle à boiser et à l'état du terrain. Le maintien dans le temps de la densité de plants va ensuite dépendre des conditions de croissance et en tout premier lieu de la qualité du matériel végétal et de son installation. Enfin, pendant les premières années, il sera conditionné par la gestion de la végétation du sous-bois et par les aléas abiotiques (froid, chaleur, sécheresse, etc.) et biotiques qui menacent les jeunes arbres (DSF, 2021). Riou-Nivert (2019) dresse un inventaire exhaustif des facteurs influençant le choix de la densité de plantation, facteurs déclinés en quatre catégories : techniques, environnementaux (en liaison avec les divers aléas), économiques (liste des coûts et des recettes) et sociologiques. Enfin, il est utile de rappeler que le nombre d'arbres constituant le peuplement va évoluer tout au long de la vie du peuplement parfois en augmentant, en lien avec le recrû forestier mais également en diminuant en raison de la mortalité et des coupes partielles que le forestier va faire pour récolter des arbres commercialisables mais aussi pour favoriser la croissance des arbres restants.

1.2 Définitions

1.2.1 Préambule sur la notion de densité globale à l'installation et de design de plantation

On choisit en général en premier la densité, c'est-à-dire le nombre de plants par unité de surface (généralement l'hectare) appelée densité initiale à l'installation. Puis, en second, on choisit l'arrangement spatial des plants (voir Figure 4.1-1). Les plants sont généralement disposés en lignes parallèles puis ensuite organisés selon un maillage carré ou rectangulaire, avec décalage en quinconce ou non des plants entre les lignes (dans une plantation régulière en carré ou en rectangle chaque arbre possède huit voisins, dans une plantation en quinconce chaque arbre a six voisins et ils sont plus régulièrement répartis). Il est possible de calculer une valeur dite de « rectangularité » du design qui est le ratio entre la distance entre les lignes sur la distance entre les plants sur la ligne.

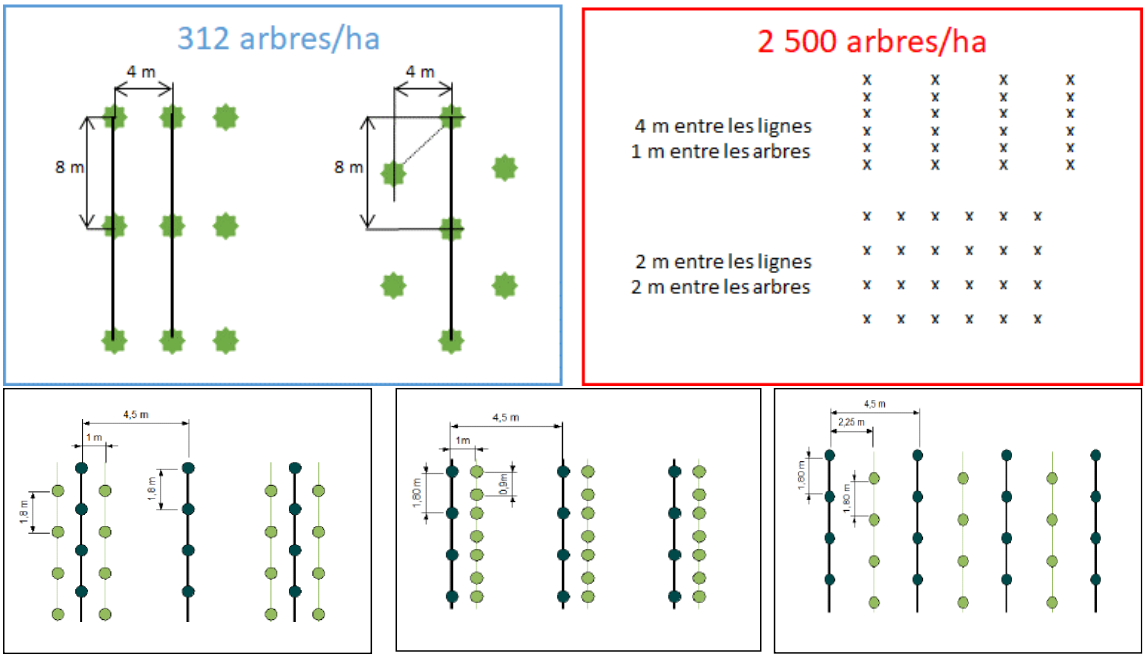


Figure 4.1-1 : Haut : Exemples de deux densités et de leurs motifs possibles. Bas : Exemples de motifs de plantation dite en double densité : 2 500 arbres par ha au total pour des plantations dites « semi-dédiées » à la production de biomasse énergie : les arbres symbolisés en rond vert clair seront exploités en vue d'une récolte de biomasse à la première coupe partielle. Cette coupe conduit à diviser la densité initiale par deux.

D'un point de vue biologique, rien ne justifie ces arrangements spatiaux réguliers. (Shao *et* Shugart, 1997) tout comme Oswald *et* Aubrey (2017) simulent une meilleure efficacité sur la croissance selon un maillage hexagonal. Cependant, d'un point de vue agronomique, la disposition en lignes suffisamment espacées pour faciliter les entretiens et les coupes partielles tout le long de la vie du peuplement est privilégiée (Daniel *et al.*, 2018).

1.2.2 Densité initiale et organisation spatiale de la plantation dans l'unité de gestion

Il ne faudrait pas restreindre la question du choix de la densité au cas du **boisement ou reboisement « en plein » d'une unité de gestion** dont l'objectif est d'obtenir dès le départ **un peuplement « complet »** équienne à partir d'une surface non boisée ou exploitée dans sa totalité.

Il existe en effet d'autres méthodes d'organisation spatiale de la plantation qui peuvent affecter la densité globale ou locale. Dans certains cas, l'essence plantée permettra aussi d'obtenir un peuplement final complet ; dans le cas contraire, on parlera de **plantation en zones délimitées et qui aura pour vocation l'enrichissement** (Coates *et* Burton, 1997). Le peuplement interstitiel déjà en place fournira alors le complément pour constituer le peuplement final. Ce sont par exemple les méthodes de plantation :

- par **bouquets** (on parle aussi de points d'appui, de placeaux ou de nids) d'une surface minimale < 0,5 ha ou par **parquets** (> 0,5 ha) installés au sein de zones non reboisées par plantation ou de zones déjà boisées. Dans ces cas, pour décrire le design de la plantation, il faut ajouter aux deux notions déjà explicitées, densité à l'hectare et motif, la description de l'organisation des bouquets ou des parquets : la surface unitaire (le plus souvent dépendante de l'espèce à installer et de la taille du peuplement interstitiel à l'image des trouées pour obtenir une régénération naturelle, Malcolm *et al.*, 2001) ; la forme (circulaire, rectangulaire) ; et la distance entre eux. On pourra alors calculer la densité locale de plantation dans les surfaces plantées et la densité globale de plantation à l'échelle de l'unité de gestion en calculant le rapport entre le nombre de plants et la surface totale. Dans ces configurations, l'ouverture de cloisonnements sylvicoles le long desquels sont installés les bouquets est en général indispensable pour retrouver les plants et les entretenir ;
- par **bandes** c'est-à-dire en alternant des zones plantées et non plantées plus ou moins régulièrement (au minimum, la bande sera constituée d'une seule ligne de plantation). Dans ce cas, il faut définir la disposition des bandes, leur orientation et la largeur des interbandes si celles-ci sont parallèles. Comme précédemment, on pourra calculer une densité locale et globale (voir Figure 4.1-2) ;
- sur des **lisières**, c'est-à-dire sur tout ou partie de la périphérie d'une unité de gestion déjà boisée ou à reboiser ou **le long d'allées** : voies d'accès (chemins, pistes) ; cloisonnements ouverts dans le peuplement ou sur des zones de pare-feu. Dans ce cas, il s'agira souvent de bandes ou de lignes boisées et la densité de plantation sera calculée sur la zone reboisée.

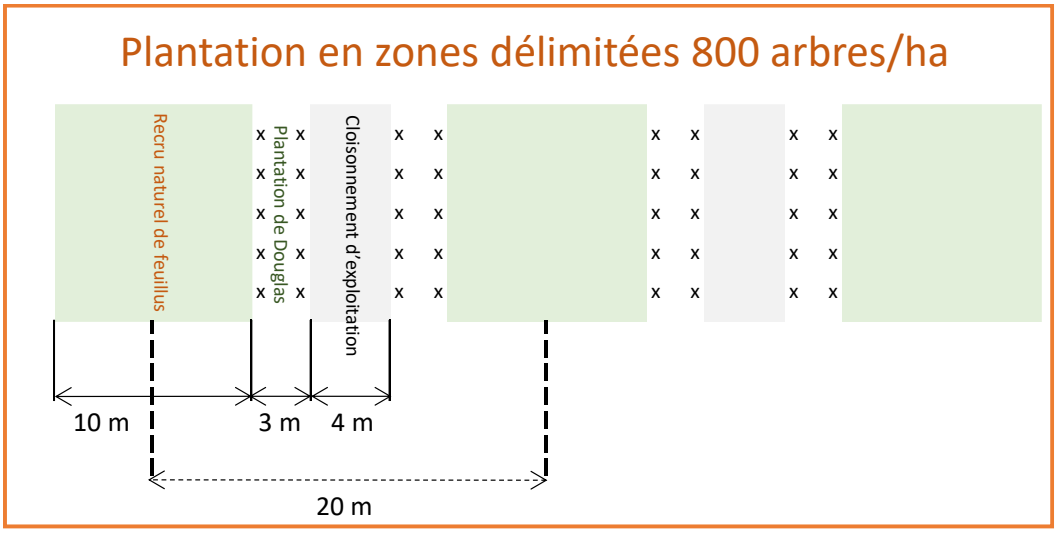


Figure 4.1-2 : Exemple d'une plantation en zones délimitées : Bandes de 3 m avec deux rangées plantées de Douglas espacées de 2,5 m au sein d'un recru de feuillus.

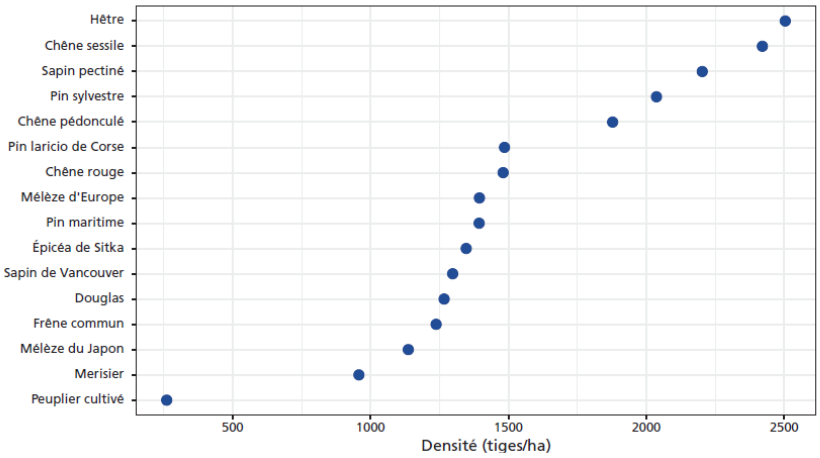
Dans ces trois cas, la plantation sera réalisée soit « sous couvert » pour tout ou partie (des arbres déjà présents surplombent la zone à planter), soit complètement « à découvert » (les zones non plantées forment seulement un abri latéral à la plantation)[427].

Enfin, la plantation peut être réalisée en une ou plusieurs fois, sans compter les opérations dites de regarnis quand la plantation subit de fortes mortalités initiales. C'est le cas de plantations en bandes dans lesquelles les interbandes sont secondairement coupées puis reboisées, ou pour des plantations d'enrichissement de futaies irrégulières, générant des peuplements à plusieurs étages.

Un autre niveau de complexité est représenté par la plantation d'un **mélange d'essences** qui peut se superposer aux différents schémas de plantation présentés plus haut, mais qui sort de notre champ d'étude (voir « Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ? »).

1.2.3 Historique et valeurs de référence pour les densités initiales en France en peuplement complet

En France, lors de la grande période de plantation sous l'impulsion du Fond Forestier National à partir de 1947, la monoculture était la règle et les densités utilisées étaient élevées, de l'ordre de 4 400 plants/ha (motif 1,5 m x 1,5 m) pour l'épicéa, 2 500 tiges/ha (2 m x 2 m) pour le pin sylvestre ou laricio ou 1 600 tiges/ha pour le douglas (Guitton *et* Riou-Nivert, 1987). Bien que considérées comme élevées, les densités de plantation pour du boisement forestier ou du reboisement ont toujours été beaucoup plus faibles que les densités observées en régénération naturelle du fait des coûts d'installation. Les travaux de l'IFN révèlent que les densités initiales observées actuellement (voir Figure 4.1-3 ; IGN, 2017) sont nettement plus faibles que celles des années 1960-1980. Il faut y voir plusieurs raisons : de meilleures connaissances sur la dynamique des arbres et des peuplements ; l'amélioration des techniques de préparation et d'entretien (mécanisation) ; l'amélioration des techniques d'élevage des plants et l'utilisation de matériels forestiers sélectionnés. Cette baisse des densités de plantation a été particulièrement forte pour les feuillus (par exemple, pour le hêtre elles ont été ramenées de 4 000 tiges/ha à 2 500 tiges/ha en 40 ans) mais cette diminution vaut également pour les résineux.



© IGN

Figure 4.1-3 : Densité initiale de plantation des principales essences (IGN, 2017)

On peut considérer aujourd'hui qu'un consensus relatif existe sur des gammes relativement restreintes de densités de plantation adaptées à chacune des espèces utilisées en reboisement. Dans le monde, une fourchette de 1 000 à 1 500 plants /ha semble être communément admise pour ce qui est des plantations dites commerciales suivies de récoltes partielles (*i.e*. éclaircies) et destinées à la production

[427] S'il y a bien une action de plantation dans la zone délimitée, le peuplement ne sera peut-être pas qualifié de « forêt plantée » par l'IGN (IGN, 2017).

de biomasse pour la pâte à papier ou pour le bois de sciage (West, 2013). L'espace entre les rangs est compris entre 3,5 m et 4 m, largeur suffisante pour le passage des engins d'entretien et de coupe. L'espacement entre les arbres sur les rangs est de 2 à 3 m, ce qui permet d'obtenir une rectangularité inférieure à 2.

On retiendra néanmoins que **pour les plantations éligibles à des aides de l'État français (à la date de 2022), des densités minimales de plants vivants à la réception de la plantation ainsi qu'à l'échéance de 5 ans sont requises** : à la plantation, sont requis un minimum de 1 200 plants/ha pour les essences objectif (*i.e.* essences principales de production d'un boisement/reboisement règlementées – hors feuillus précieux et peupliers, 800 plants/ha pour les feuillus précieux utilisés en essence objectif à densité non définitive (érables, merisiers, sorbiers, tilleuls, chêne rouge) et 150 plants/ha pour les futaies de peupliers et noyers à densité définitive (DRAAF Nouvelle Aquitaine, 2021).

Enfin, il existe des plantations à vocation exclusive de bois énergie installées à densités fortes (2 500 à 35 000 tiges/ha) et pour des durées de révolution faibles (5 à 15 ans maximum) pouvant être conduites en taillis (TCR ou TTCR) (Mead, 2005). On peut également citer pour ces très hautes densités, le cas des forêts urbaines plantées selon la méthode dite de Miyawaki (Schirone *et al*., 2011) pour lesquelles les densités sont de plus de 40 000 tiges à l'hectare (au moins 4 plants par m²) dans une tentative d'imitation de la densité observée en régénération naturelle. Dans le cas de ces forêts urbaines, les surfaces unitaires sont toujours très faibles (500 m² environ), nécessitant dans ce cas au moins 2 000 plants, et la plantation se fait avec un mélange de différentes espèces arborées et arbustives. Mais il ne s'agit pas là de plantations à objectif de production de biomasse et le devenir de ces installations est encore incertain en France.

1.2.4 Densité absolue et relative

La densité d'un peuplement est un indicateur du niveau de compétition entre arbres. Les indicateurs de la densité concernent généralement la totalité des arbres d'un peuplement et se réfèrent à une surface donnée. La densité d'un peuplement est généralement exprimée grâce au nombre d'arbres à l'hectare et cet indicateur est indispensable pour qualifier la plantation et les jeunes stades. La surface terrière ou le volume à l'hectare sont deux autres indicateurs utilisés au cours de la vie du peuplement. Ils permettent de définir une valeur absolue de la densité mais la connaissance de la productivité de la station et du stade de développement sont nécessaires pour accéder à la notion de degré de couvert ou de niveau de concurrence entre les individus. Pour cela, au cours de la vie du peuplement, d'autres indicateurs de densité dits relatifs sont utilisés pour qualifier les conditions de croissance des arbres, (notion de concurrence entre individus) (Zeide, 2004 ; Burkhart *et* Tomé, 2012). Le facteur d'espacement de Hart-Becking, qui exprime l'espacement moyen entre les arbres en fonction de la hauteur dominante du peuplement est l'un de ces indicateurs (Schröder, 1999).

1.3 Matériels et méthodes

La question de la densité initiale à la plantation des monocultures a été particulièrement étudiée dans tous les pays et des synthèses existent à ce sujet (West, 2013). En 1984, Evert a recensé plus de 900 études (Evert, 1984 cité par Larocque *et al*., 2013). Nous nous limiterons au cas simple des plantations en plein équiennes et monospécifiques pour les essences majeures de plantation dans le monde (genres *Pinus*, *Eucalyptus*, *Pseudostuga*). Dans ce chapitre, nous en rappellerons les grands principes tout en essayant de dégager des perspectives de recherche. Une sélection dans la bibliographie consultée est fournie en annexe (Consultation du Web of Science avec les mots clés « *initial densit** » «*initial spacing* » puis ajout des mots clé « *rectangular** » « *planting design* » ; sélection de 43

références générales sur les densités initiales postérieures à l'an 2000 pour 79 % d'entre elles, dont toutes les références disponibles sur les agencements depuis 1990).

1.4 Réponses à la question posée

1.4.1 Développement du peuplement et densité initiale : quatre principes de base

Il faut retenir que **plus la densité initiale à la plantation est forte** (voir Figure 4.1-4) :

- plus tôt les arbres plantés (qui vont globalement grandir au même rythme) entreront en **compétition pour les ressources** (lumière, eau et éléments minéraux), ce qui conduit à une mortalité naturelle plus précoce et plus forte. D'un point de vue commercial, avant que n'interviennent les éclaircies, il y aura une perte de bois en raison de la présence plus importante d'arbres morts ;
- plus le diamètre **moyen et le volume moyen du tronc** de tous les arbres du peuplement planté seront faibles. Cette plus faible dimension conduit à une disponibilité plus tardive de billons commercialisables aptes aux débouchés de plus haute valeur ajoutée. La diversité de dimension des arbres est généralement plus forte ;
- plus la **taille moyenne des houppiers** (longueur et extension) sera faible (houppier vivant proche du sommet des arbres), avec de plus petites dimensions de branches, et souvent moins de défauts dans le bois liés à de plus petits nœuds ;
- plus le **volume total des arbres et la biomasse totale du peuplement** seront importants (car le nombre élevé d'arbres peut compenser leur faible dimension) tant que la mortalité n'est pas trop forte. Cette augmentation conduit à stocker plus rapidement du carbone dans les arbres ou à produire plus de biomasse disponible à la commercialisation.

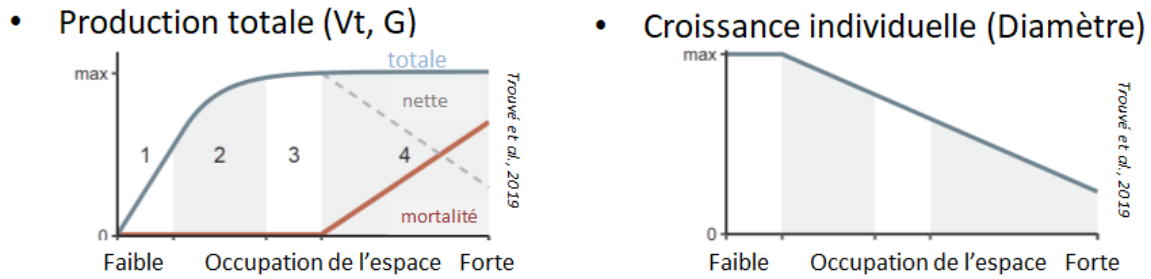


Figure 4.1-4 : À gauche : schématisation de la production totale à l'hectare pour un gradient de densité, peu dense à très dense. La production nette se calcule par la différence entre la production totale et la mortalité. À droite : diamètre moyen des arbres pour le même gradient de densité. (Extrait de Trouvé et al., 2019). Ces schémas montrent le niveau de la production totale ou du diamètre moyen à un âge donné.

Par exemple, les plantations de saules (*Salix* sp.) à courte révolution destinées à produire du bois énergie sont généralement plantées à très forte densité initiale et récoltées avant les premières mortalités pour maximiser la production sans que la taille unitaire des arbres soit primordiale (10 000 à 20 000 arbres par ha en Scandinavie (Willebrand *et* Verwijst, 1993) . Les rectangularités sont alors dans une gamme de 1 à 1,5 mais parfois jusqu'à 2 dans des systèmes de double-rang plus accessibles pour les machines. Au contraire, dans les plantations de feuillus précieux à densité finale (noyers) ou pour les peupliers ou plus généralement dans les plantations agroforestières (Balandier *et* Dupraz, 1999), est recherchée la production de bois de dimensions fortes à courte révolution. On utilise alors des densités initiales très faibles de 100 à 300 tiges/ha.

Ces deux extrêmes de l'utilisation de la densité initiale comme pilote de la production totale et individuelle, occultent la régulation de la densité que les gestionnaires exercent la plupart du temps tout le long de la vie des peuplements. En effet dans les plantations que l'on qualifie d'extensives (que

l'on oppose aux plantations intensives où l'on récolte tout le peuplement en une seule fois après une révolution généralement courte (*e.g.* Paquette *et* Messier, 2010), des arbres sont coupés (et récoltés) périodiquement, modifiant ainsi la densité en continu. C'est le principe de l'éclaircie. On considère généralement que la densité initiale à la plantation doit être trois à quatre fois plus forte que le nombre d'arbres à récolter en fin de révolution. Cette règle empirique permet de mettre l'accent sur les différences de densité de plantation qui peuvent exister entre les essences en raison de leur dynamique de croissance et de leur gestion.

1.4.2 Densité initiale et rectangularité

Comme présenté, il existe pour une densité de plantation donnée, dans le cas d'un reboisement en plein, une multitude de dispositions spatiales des arbres, allant d'un design uniforme à des designs rectangulaires voire aléatoires. Bien que l'espacement rectangulaire présente des avantages indiscutables de gestion (facilitation des opérations forestières grâce à l'optimisation du déplacement des machines entre les rangées, réduction de la surface perturbée, limitation des coûts (Daniel *et al*., 2018), il est souvent déconseillé dans la littérature scientifique. On considère par exemple qu'il réduirait la productivité (Oswald *et* Aubrey, 2017), car l'espace de croissance entre les rangs ne serait pas utilisé efficacement par les houppiers (plus faible vitesse de fermeture du couvert, plus fort développement d'autres strates concurrentes) ou conduirait à des qualités des bois plus défavorables (en raison de l'hétérogénéité des diamètres de branches, excentricité des troncs, remontée des houppiers). En fait, on ne trouve que peu d'études expérimentales sur l'impact de l'organisation spatiale des arbres sur leur croissance ou la qualité du bois (voir Annexe 4.1-1 : Densité de plantation par espèce).

De ces références somme toute assez peu nombreuses, au regard de l'importance de l'étude de la plasticité des houppiers en lien avec la productivité, on peut conclure que pour des rectangularités maximales de 4 et pour des observations jusqu'à mi-révolution en monoculture (ou avant la première coupe partielle), ces espacements n'ont pas d'effet sur la croissance des arbres, le développement des houppiers ou la productivité totale, que ce soit pour des espèces plantées ou même des clones dont on attend encore moins de plasticité. En revanche, on peut signaler que pour des rectangularités plus fortes (4 ou plus) et pour des schémas en double ligne (avec forte densité sur la ligne), les études montrent un effet, mais toujours limité, sur les houppiers et les dimensions des arbres (Salminen *et* Varmola, 1993 ; Niemistö, 1995 ; Sharma *et al*., 2002). Dans la plupart des cas, les opérations de gestion (dépressages et éclaircies) viendront de toute façon limiter les effets de la rectangularité initiale.

1.4.3 Autres conséquences de la densité initiale

Outre les quatre principes de base de la relation densité-productivité décrits plus haut, l'augmentation de la densité de plantation impacte de nombreux facteurs importants mais que nous ne pouvons pas tous détailler ici, parmi lesquels :

- la sensibilité des peuplements aux perturbations ;
- la biodiversité dans le peuplement ;
- les possibilités de mécanisation des différentes interventions suivant la plantation : entretien du sous-bois, fertilisation, coupes, élagages ;
- la rentabilité de la plantation en fonction des types de produits récoltables et de la qualité recherchée ;
- les paramètres esthétiques et environnementaux du milieu forestier constitué (paysage, loisir, acceptabilité des interventions sylvicoles, etc.) (par exemple sur les plantations semi-dédiées ; Brahic *et* Deuffic, 2017).

Nous nous contenterons de développer ci-dessous deux points concernant la sensibilité aux perturbations, essentiels dans le contexte actuel : aléas abiotiques et biotiques.

1.4.3.1 Densité de plantation et aléas abiotiques

Il serait tentant d'écrire qu'augmenter la densité de plantation est une assurance contre les pertes liées aux **aléas abiotiques**. Prenons comme exemple trois aléas influencés par le changement climatique : le gel ; la sécheresse et la canicule ; trois causes qui expliquent les fortes mortalités dans les jeunes plantations (DSF, 2019). Pour ces trois aléas que l'on peut qualifier de globalement homogènes sur de larges zones, c'est le « soin » au sens large apporté à la plantation qui permettra le plus souvent de minimiser les dégâts : conditions d'élevage (conteneurs ou mottes, etc.), qualité des plants (Grossnickle *et* Ivetić, 2022), préparation du sol soignée, conditions de plantation, savoir-faire du personnel, paillage, etc. Ces méthodes coûteuses d'installation inciteraient plutôt à une réduction des densités de plantation, tout comme la nécessaire maîtrise des entretiens autour de chacun des plants qui doit combiner une réduction de la concurrence pour l'alimentation en eau et un maintien d'un couvert latéral pour une régulation de la température et de l'humidité (Balandier *et al*., 2022). Si dans les pays du nord, la taille des plants a été augmentée, dans les pays du sud de l'Europe plus soumis au problème de sécheresse, la taille des plants a, au contraire, été diminuée (Grossnickle, 2012). Pour autant, d'autres caractéristiques des plants ont été examinées et sont continuellement améliorées face à ces aléas.

La question de l'impact des vents forts est elle aussi, dans les toutes premières années, plus une question de qualité des plants et de la plantation que de choix d'une densité initiale, car c'est l'ancrage du jeune arbre grâce à un enracinement de qualité qui empêchera la verse puis le chablis (Danquechin Dorval *et al.*, 2016). En revanche, la maîtrise de la densité et les coupes d'éclaircie, ont ensuite un rôle majeur dans la stabilité des arbres et du peuplement (Cucchi *et al*., 2005 ; Gardiner, 2021) tout comme la durée de la révolution.

1.4.3.2 Densité de plantation et aléas biotiques

La question de la densité de plantation est plus cruciale face aux **pathogènes et ravageurs** puisque dans ce cas, une densification peut compenser certaines pertes (Jactel *et al*., 2009). Néanmoins, il est difficile de séparer tous les facteurs (espèces, qualité des plants, etc.) susceptibles de masquer l'impact en propre de la densité de plantation. À la lecture de la littérature et en ce qui concerne les pins, une densité faible pourrait favoriser les insectes, comme la tordeuse des pousses (*Rhyacionia buoliana)*, ou les défoliateurs qui sont visuellement attirés par i) les silhouettes d'arbres sur un fond clair, comme la processionnaire ((*Thaumetopoea pityocampa)* (Régolini *et al*., 2014), ou ii) par des arbres dont la croissance est très forte, comme la pyrale du tronc (*Dioryctria sylvestrella)* (*e.g*. Jactel *et al.*, 2002). Mais de faibles densités à l'installation sont préconisées pour diminuer la susceptibilité et l'impact d'un champignon foliaire – la maladie des bandes rouges (*Dothistroma septosporum)* dans les plantations de pin laricio (Perret *et al*., 2021), et de façon similaire dans les parcelles abritant le fomès (*Heterobasidion annosum)* (Asiegbu *et al*., 2005), champignon pathogène qui se propage par contact entre les racines et se maintient dans le sol entre deux révolutions.

La question de la diminution des **dégâts par les ongulés sauvages (cerf, chevreuil, sanglier, chamois, mouflon et bouquetin)** en raison de leurs régimes alimentaires et de leurs comportements est également très complexe. Lorsque l'équilibre sylvocynégétique est rompu, deux attitudes opposées sont possibles au moment de la plantation : densifier et mettre en œuvre une sylviculture adaptée dans et autour de la zone (cloisonnements sylvicoles, végétation d'accompagnement, etc.) ou la protéger. Dans ce dernier cas, on peut opter pour une protection globale (engrillagement) ou une

protection individuelle (mécanique ou olfactive) dont les coûts importants amèneront au contraire à réduire les densités (ONF, 2013 ; Beaudesson *et* Brossier, 2019).

Les causes de dégâts aux plantations sont donc très diverses, et bien que la densité de plantation soit un élément à prendre en compte dans la gestion, des analyses multicritères (Régolini *et al*., 2020) des différentes opérations seraient nécessaires pour en hiérarchiser les composantes et définir des compromis.

1.5 Perspectives

Le renouvellement (et le boisement) par plantation sera toujours une des solutions retenues pour certains territoires (Royer-Tardif *et al*., 2021). **Un choix adéquat de la densité et du schéma d'installation contribueraient à des gains de productions de 10 à 25 %**, ceci avec des coûts modérés selon (Mead, 2005) comparé à la mise en œuvre d'autres pratiques liées à la plantation (comme la fertilisation, etc.)

1.5.1 Pistes de recherche

Les impacts de la densité de plantation sur la croissance initiale des arbres et du peuplement sont très documentés dans le cas d'expérimentations en plein et en monoculture. En revanche, il existe des lacunes dans la bibliographie sur le choix de densités en liaison avec :

- les techniques à appliquer pour ne pas dégrader les trois composantes de la fertilité des sols, chimique, physique et biologique, et en particulier les **modalités de leur préparation avant plantation (en plein ou localisée)** ;
- les techniques à mettre en œuvre pour **installer les plants (selon la densité et l'agencement)** dans des conditions les plus propices à leur reprise et à leur développement en contexte de changement climatique (voir Volet 2, Thème 2, « Question 4. Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ? ») ;
- les **schémas de plantation alternatifs (en bouquets, bandes, allées, etc.)** encore peu référencés (ou qui nécessiteraient une recherche bibliographique complémentaire) mais qui vont certainement se développer pour planter des essences nécessitant un couvert ou une certaine ambiance forestière autour des plants. Ces schémas sont également à étudier pour diminuer les coûts ou pour localiser les zones de plantation (réduction des perturbations au sol) ;
- les **mélanges intimes ou en mosaïque d'essences** qui sont en progression pour assurer une meilleure résilience face aux aléas climatiques ou sanitaires (Liu *et al.*, 2018) (voir « Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ? ») et qu'il faut rationaliser en terme de densité et d'agencement.

De façon plus concrète, faudra-t-il **faire évoluer les densités actuelles** préconisées pour chaque essence de reboisement potentielle en fonction de la fertilité du site et du changement climatique ? Si on imagine une progression des essences vers des zones plus septentrionales, pourra-t-on utiliser les mêmes préconisations alors que des risques de gels précoces ou tardifs ou de sécheresse estivale évolueront ?

Faut-il encourager les plantations dans un recrû ligneux maîtrisé comme solution pour protéger les plants de divers aléas climatiques ou biotiques ? Le nombre et la variabilité des facteurs extérieurs augmenteraient alors considérablement et compliqueraient singulièrement l'approche expérimentale du problème.

Il est donc probable que **les techniques de plantation vont s'orienter vers une plus grande diversification liée aux essences utilisées comme aux territoires**. La simple notion de densité de

plantation sera alors insuffisante pour décrire la complexité d'un boisement forestier, qui prendra souvent en compte partiellement un peuplement interstitiel préexistant à rôle de production ou d'accompagnement.

1.5.2 Recommandations

Le contexte du changement climatique incite à **poursuivre la surveillance des plantations** telles qu'elle est faite par le DSF au bout de 1 an (voir Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? »). Il serait d'une grande utilité de revenir sur chaque point de sondage après 5 ans, date à laquelle on peut considérer que la mesure d'un taux de survie et d'un taux de croissance peut permettre de qualifier la réussite du boisement. Il serait alors également intéressant d'observer non seulement le devenir des arbres plantés mais également la présence d'arbres d'autres espèces pouvant constituer un futur couvert en mesurant un coefficient de distribution représentant le taux d'occupation de la surface par groupe d'essences (Méthot *et al.*, 2014).

Par ailleurs, il serait fort utile d'inciter les opérateurs des chantiers de plantation, à **enregistrer systématiquement les densités et les schémas d'installation**, pour mieux analyser les réussites et les échecs ultérieurs. Ces deux critères, pour les plantations en plein (ainsi que les autres informations pour les plantations en zones délimitées ou les enrichissements) sont fondamentaux pour ensuite ajuster les entretiens et les premières coupes. La constitution de référentiels régionalisés de schémas de plantation originaux est indispensable pour constituer un vivier permettant, à l'échéance d'une décennie, et après un suivi périodique selon des protocoles à définir, d'y voir plus clair sur l'influence des différents facteurs, aussi bien sur la croissance que sur la résistance/résilience aux évolutions climatiques.

1.6 Références bibliographiques

Asiegbu, F.O., Adomas, A., Stenlid, J.A.N., 2005. Conifer root and butt rot caused by Heterobasidion annosum (Fr.) Bref. s.l. Molecular Plant Pathology 6, 395–409. https://doi.org/10.1111/j.1364-3703.2005.00295.x

Balandier, P., Dupraz, C., 1999. Growth of widely spaced trees. A case study from young agroforestry plantations in France. Agroforestry Systems 43, 151–167.

Balandier, P., Gobin, R., Prevosto, B., Korboulewsky, N., 2022. The contribution of understorey vegetation to ecosystem evapotranspiration in boreal and temperate forests: a literature review and analysis. European Journal of Forest Research. https://doi.org/10.1007/s10342-022-01505-0

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Beaudesson, P., Brossier, P., 2019. Densité de plantation et dégâts de gibier. Forêt Entreprise 30–35.

Brahic, É., Deuffic, P., 2017. Comportement des propriétaires forestiers landais vis-à-vis du bois énergie. Économie rurale 7–25. https://doi.org/10.4000/economierurale.5176

Burkhart, H.E., Tomé, M., 2012. Modeling forest trees and stands. Springer Science & Business Media.

Coates, K.D., Burton, P.J., 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. Forest Ecology and Management 99, 337–354. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00113-8

Cucchi, V., Meredieu, C., Stokes, A., de Coligny, F., Suarez, J., Gardiner, B.A., 2005. Modelling the windthrow risk for simulated forest stands of Maritime pine (Pinus pinaster Ait.). Forest Ecology and Management 213, 184–196. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.019

Daniel, M. “Jo,” Gallagher, T., Mitchell, D., McDonald, T., Via, B., 2018. Changing Times: Altering Establishment Spacing, Harvesting Frequency, and Harvesting Machines to Promote Increased Sawtimber Volumes. Frontiers in Energy Research 6. https://doi.org/10.3389/fenrg.2018.00061

Danquechin Dorval, A., Meredieu, C., Danjon, F., 2016. Anchorage failure of young trees in sandy soils is prevented by a rigid central part of the root system with various designs. Annals of botany 118, 747–762.

DRAAF Nouvelle Aquitaine, 2021. Arrêté portant fixation des listes d’espèces et de matériels forestiers de reproduction éligibles aux aides de l’État sous forme de subventions ou d’aides fiscales pour le boisement, le reboisement et les boisements compensateurs après défrichement (https://agriculture.gouv.fr/telecharger/126519). Bordeaux.

DSF, 2021. Réussite des plantations forestières de l’année 2020, Lettre du DSF.

DSF, 2019. La Lettre du DSF : Spéciale sécheresses n°54, Lettre du DSF.

FAO, 2020. Évaluation des ressources forestières mondiales.

Gardiner, B., 2021. Wind damage to forests and trees: a review with an emphasis on planted and managed forests. Journal of Forest Research 26, 248–266. https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1940665

Grossnickle, S.C., 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. New Forests 43, 711–738. https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6

Grossnickle, S.C., Ivetić, V., 2022. Root system development and field establishment: effect of seedling quality. New Forests 1–47.

Guitton, J.-L., Riou-Nivert, P., 1987. Le Fonds forestier national a 40 ans : Reboisement et sylviculture des résineux. RFF numéro spécial 1987, 56–67.

IGN, 2017. La forêt plantée en France : Etats des lieux. L’IF, La feuille de l’Inventaire Forestier National IGN 40.

Jactel, H., Goulard, M., Menassieu, P., Goujon, G., 2002. Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer Dioryctria sylvestrella. Journal of Applied Ecology 39, 618–628. https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00742.x

Jactel, H., Nicoll, B.C., Branco, M., Gonzalez-Olabarria, J.R., Grodzki, W., Langstrom, B., Moreira, F., Netherer, S., Orazio, C., Piou, D., Santos, H., Schelhaas, M.J., Tojic, K., Vodde, F., 2009. The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. Ann. For. Sci. 66, 18. https://doi.org/10.1051/forest/2009054

Larocque, G.R., Luckai, N., Adhikary, S.N., Groot, A., Bell, F.W., Sharma, M., 2013. Competition theory — science and application in mixed forest stands: review of experimental and modelling methods and suggestions for future research. Environmental Reviews 21, 71–84. https://doi.org/10.1139/er-2012-0033

Liu, C.L.C., Kuchma, O., Krutovsky, K.V., 2018. Mixed-species versus monocultures in plantation forestry: Development, benefits, ecosystem services and perspectives for the future. Global Ecology and Conservation 15.

Malcolm, D.C., Mason, W.L., Clarke, G.C., 2001. The transformation of conifer forests in Britain — regeneration, gap size and silvicultural systems. Forest Ecology and Management 151, 7–23. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00692-7

Mead, D.J., 2005. Opportunities for improving plantation productivity. How much? How quickly? How realistic? Biomass and Bioenergy 28, 249–266. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2004.08.007

Méthot, S., Blais, L., Gravel, J., Latrémouille, I., St-Pierre, S., Vézeau, S. (Eds.), 2014. Guide d’inventaire et d’échantillonnag en milieu forestier. Québec, gouvernement du Québec, Direction de l’aménagement et de l’environnement forestiers.

Niemistö, P., 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (Betula pendula). Scandinavian Journal of Forest Research 10, 235–244.

ONF, 2013. Restaurer l'équilibre forêt-gibier : Colloque ONF des 27-28 mai 2013 à Velaine. Rendez-vous techniques 41–42.

Oswald, S.W., Aubrey, D.P., 2017. Increasing Biomass Production on Limited Land Area Through an Optimal Planting Arrangement. BioEnergy Research 11, 13–21. https://doi.org/10.1007/s12155-017-9873-0

Paquette, A., Messier, C., 1AD. The Role of Plantations in Managing the World's Forests in the Anthropocene. Frontiers in Ecology and the Environment 8. https://doi.org/10.2307/20696406

Pawson, S.M., Brin, A., Brockerhoff, E.G., Lamb, D., Payn, T.W., Paquette, A., Parrotta, J.A., 2013. Plantation forests, climate change and biodiversity. Biodiversity and Conservation 22, 1203–1227. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0458-8

Payn, T., Carnus, J.-M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L.N., Wingfield, M.J., 9AD. Changes in planted forests and future global implications. Forest Ecology and Management 352, 57–67. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.021

Perret, S., Bello, J., Chartier, M., Ginisty, C., Meredieu, C., Seynave, I., 2021. Maladie des bandes rouges : le pin laricio souffre mais ne rompt pas ! Forêt Entreprise 42–49.

Perrier, C., Riou-Nivert, P., 2022. Les questions-réponses d'AFORCE. Comment renouveler un peuplement dans le contexte du changement climatique ? (à paraître).

Régolini, M., Castagneyrol, B., Dulaurent-Mercadal, A.-M., Piou, D., Samalens, J.-C., Jactel, H., 12AD. Effect of host tree density and apparency on the probability of attack by the pine processionary moth. Forest Ecology and Management 334, 185–192. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.038

Régolini, M., Meredieu, C., Jactel, H., Arias-González, A., Branco, M., Cantero, A., Castro, A., Fraysse, J.-Y., Gardiner, B., Hevia, A., Lario, F.-J., Steffy-Pater, C., Rodríguez-Soalleiro, R., Soares, P., Orazio, C., 2020. Multi-criteria analysis to compare multiple risks associated with management alternatives in planted forests. Forest Systems 29. https://doi.org/10.5424/fs/2020292-15660

Riou-Nivert, P., 2019. La densité de plantation : un problème ancien remis au goût du jour. Forêt Entreprise 14–18.

Royer-Tardif, S., Bauhus, J., Doyon, F., Nolet, P., Thiffault, N., Aubin, I., 2021. Revisiting the Functional Zoning Concept under Climate Change to Expand the Portfolio of Adaptation Options. Forests 12. https://doi.org/10.3390/f12030273

Salminen, H., Varmola, M., 1993. Influence of initial spacing and planting design on the development of young Scots pine (Pinus sylvestris L.) stands. Silva Fenn. 27.

Schirone, B., Salis, A., Vessella, F., 2011. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. Landscape and Ecological Engineering 7, 81–92. https://doi.org/10.1007/s11355-010-0117-0

Schröder, J.; V.G., K., 1999. Testing a new competition index for Maritime pine in northwest Spain. Can. J. For. Res 29, 280–283.

Shao, G., Shugart, H.H., 1997. A compatible growth-density stand model derived from a distance-dependent individual tree model. Forest science 43, 443–446.

Sharma, M., Burkhart, H.E., Amateis, R.L., 2002. Spacing rectangularity effect on the growth of loblolly pine plantations. Canadian Journal of Forest Research 32, 1451–1459. https://doi.org/10.1139/x02-079

Trouvé, R., Bontemps, J.-D., Collet, C., Seynave, I., Lebourgeois, F., 2019. When do dendrometric rules fail? Insights from 20 years of experimental thinnings on sessile oak in the GIS Coop network. Forest Ecology and Management 433, 276–286. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.007

West, P.W., 2013. Growing Plantation Forests. Springer International Publishing.

Willebrand, E., Verwijst, T., 1993. Population-dynamics of willow coppice systems and their implications for management of short-rotation forests. Forestry Chronicle 69, 699–704. https://doi.org/10.5558/tfc69699-6

Zeide, B., 2004. How to measure stand density. Trees 19, 1–14. https://doi.org/10.1007/s00468-004-0343-x

1.7 Annexe

Annexe 4.1-1 : Densité de plantation par espèce

Espèces	Pays	Date	Références	Densité Min	Densité Max	Agencement
Acer velutinum	Iran	2016	(Naji *et al*., 2015)	2 500	10 000	
Alnus rubra	Etats-Unis	2002	(DeBell *et* Harrington, 2002)	1600	13889	oui
Betula pendula	Filande	1995	(Niemistö, 1995a; Niemistö, 1995b)	400	5000	oui
Eucalyptus	Brésil	2022	(Stape *et al.*, 2022)	666	1667	oui
Eucalyptus	Uruguay	2019	(Resquin *et al*., 2020)	2220	6660	
Eucalyptus x	Brésil	2019	(Ramalho *et al*., 2019)	833	3333	
Eucalyptus camaldulensis	Pakistan	2003	(Akhtar *et al.*, 2008)	816	2500	
Eucalyptus globulus	Australie	2001	(Henskens *et al.*, 2001)	100	1250	
Eucalyptus grandis	Afrique du sud	1989	(Schönau *et* Coetzee, 1989)	400	10 000	
Eucalyptus nitens	Tasmanie	2000	(Gerrand *et* Neilsen, 2000)	278	2500	oui
Eucalyptus nitens	Tasmanie	2003	(Pinkard *et* Neilsen, 2003)	500	1667	
Eucalyptus pilularis	Australie	2019	(West *et* Smith, 2019 ; West *et al*., 2020 ; West *et* Smith, 2020)	816	1667	oui
Eucalyptus urophylla	Chine	2011	(Xue *et al.*, 2011)	1100	2500	
Picea abies	Allemagne	2006	(Makinen *et* Hein, 2006)	350	1600	
Picea abies	Suède	2021	(Ara *et al*., 2021)	2500	2500	oui
Pinus banksiana	Canada	2016	(Hébert *et al.*, 2016)	1111	4444	
Pinus contorta	Suède	2012	(Liziniewicz *et al.*, 2012)	625	5000	
Pinus contorta	Suède	2021	(Ara *et al*., 2021)	2500	2500	oui
Pinus elliottii	États-Unis	1998	(Lee *et* Lenhart, 1998)	400	800	
Pinus elliottii	Etats-Unis	1991	(Sequeira *et* Gholz, 1991)	1122	1122	oui
Pinus monticola	États-Unis	2003	(Bishaw *et al*., 2003)	278	2500	
Pinus pinaster	France	1970	(Illy *et* Lemoine, 1970)	876	78163	
Pinus pinaster	France	1980	(Lemoine, 1980)	876	78163	
Pinus pinaster	France	1992	(von Euler *et al*., 1992)	1250	2500	oui
Pinus pinaster	Portugal	2004	(Sales Luis *et* Fonseca, 2004)	913	8480	
Pinus silvestris	France	2001	(Vila *et al.*, 2001)	800	5000	
Pinus sylvestris	Suède	2010	(Lundqvist *et* Elfving, 2010)	3030	25000	
Pinus sylvestris	Finlande	1993	(Salminen *et* Varmola, 1993)	800	5000	oui
Pinus sylvestris	Lituanie	2003	(Malinauskas, 2003)	500	200000	oui
Pinus sylvestris	Suède	2021	(Ara *et al*., 2021)	2500	2500	oui
Pinus taeda	États-Unis	2000	(Baldwin *et al.*, 2000)	746	2990	
Pinus taeda	Brésil	2013	(Cardoso *et al*., 2013)	900	3333	
Pinus taeda	Piedmont	2018	(Green *et al*., 2018)	741	2223	
Pinus taeda	États-Unis	1998	(Lee *et* Lenhart, 1998)	400	800	

Pinus taeda	Etats-Unis	2002	(Sharma *et al.*, 2002)	2240	2240	oui
Pinus taeda	États-Unis	2012	(Zhao *et al*., 2012)	741	4 448	
Pinus taeda	États-Unis	2004	(Amateis *et al*., 2004)	2240	2240	oui
Platanus occidentalis	États-Unis	2017	(Domec *et al.*, 2017)	1 250	10 000	
Populus x	Canada	2012	(Benomar *et al.*, 2012)	400	10000	
P. trichocarpa x P. deltoides	Canada	2008	(Johnstone, 2008)	494	4444	oui
Pseudostuga menziesii	États-Unis	2009	(Harrington *et al.*, 2009)	278	10 000	
Pseudostuga menziesii	Italie	2015	(Marziliano *et al*., 2015)	833	2500	
Pseudostuga menziesii	Etats-Unis	2012	(Newton *et al.*, 2012)	469	1682	

Akhtar, J., Saqib, Z.A., Qureshi, R.H., Haq, M.A., Iqbal, M.S., Marcar, N.E., 2008. The effect of spacing on the growth ofEucalyptus camaldulensison salt-affected soils of the Punjab, Pakistan. Canadian Journal of Forest Research 38, 2434–2444. https://doi.org/10.1139/x08-085

Amateis, R.L., Radtke, P.J., Hansen, G.D., 2004. The effect of spacing rectangularity on stem quality in loblolly pine plantations. Canadian Journal of Forest Research 34, 498–501. https://doi.org/10.1139/x03-210

Ara, M., Barbeito, I., Elfving, B., Johansson, U., Nilsson, U., 2021. Varying rectangular spacing yields no difference in forest growth and external wood quality in coniferous forest plantations. Forest Ecology and Management 489. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119040

Baldwin, V.C.Jr., Peterson, K.D., Clark III, A., Fergusond, R.B., Strube, M.R., Bowere, D.R., 2000. The effects of spacing and thinning on stand and tree characteristics of 38-year-old Loblolly Pine. Forest Ecology and Management 137, 91–102.

Benomar, L., DesRochers, A., Larocque, G.R., 2012. The effects of spacing on growth, morphology and biomass production and allocation in two hybrid poplar clones growing in the boreal region of Canada. Trees 26, 939–949. https://doi.org/10.1007/s00468-011-0671-6

Bishaw, B., DeBell, D.S., Harrington, C.A., 2003. Patterns of Survival, Damage, and Growth for Western White Pine in a 16-Year-Old Spacing Trial in Western Washington. West. J. Appl. For. 18, 35–43.

Cardoso, D.J., Lacerda, A.E.B., Rosot, M.A.D., Garrastazú, M.C., Lima, R.T., 2013. Influence of spacing regimes on the development of loblolly pine (Pinus taeda L.) in Southern Brazil. Forest Ecology and Management 310, 761–769. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.021

DeBell, D.S., Harrington, C.A., 2002. Density and rectangularity of planting influence 20-year growth and development of red alder. Canadian Journal of Forest Research 32, 1244–1253. https://doi.org/10.1139/x02-040

Domec, J.-C., Ashley, E., Fischer, M., Noormets, A., Boone, J., Williamson, J.C., King, J.S., 2017. Productivity, Biomass Partitioning, and Energy Yield of Low-Input Short-Rotation American Sycamore (Platanus occidentalis L.) Grown on Marginal Land: Effects of Planting Density and Simulated Drought. BioEnergy Research 10, 903–914. https://doi.org/10.1007/s12155-017-9852-5

Gerrand, A.M., Neilsen, W.A., 2000. Comparing square and rectangular spacings in Eucalyptus nitens using a Scotch plaid design. Forest Ecology and Management 129, 1–6.

Green, P., Bullock, B., Kane, M., 2018. Culture and Density Effects on Tree Quality in Midrotation Non-Thinned Loblolly Pine Plantations. Forests 9. https://doi.org/10.3390/f9020082

Harrington, T.B., Harrington, C.A., DeBell, D.S., 2009. Effects of planting spacing and site quality on 25-year growth and mortality relationships of Douglas-fir (Pseudotsuga menziesii var. menziesii). Forest Ecology and Management 258, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.03.039

Hébert, F., Krause, C., Plourde, P.-Y., Achim, A., Prégent, G., Ménétrier, J., 2016. Effect of Tree Spacing on Tree Level Volume Growth, Morphology, and Wood Properties in a 25-Year-Old Pinus banksiana Plantation in the Boreal Forest of Quebec. Forests 7, 276.

Henskens, F.L., Battaglia, M., Cherry, M.L., Beadle, C.L., 2001. Physiological basis of spacing effects on tree growth and form in Eucalyptus globulus. Trees 15, 365–377. https://doi.org/10.1007/s004680100114

Illy, G., Lemoine, B., 1970. Densité de peuplement, concurrence et coopération chez le pin maritime. I Premiers résultats d'une plantation à espacement variable. Annales des Sciences forestières 27, 127–155.

Johnstone, W.D., 2008. The Effects of Initial Spacing and Rectangularity on the Early Growth of Hybrid Poplar. West. J. Appl. For. 23.

Lee, Y.-J., Lenhart, J.D., 1998. Influence of Planting Density on Diameter and Height in East Texas Pine Plantations. Southern Journal of Applied Forestry 22, 241–244. https://doi.org/10.1093/sjaf/22.4.241

Lemoine, B., 1980. Densité de peuplement, concurrence et coopération chez le pin maritime. II Résultats à 5 et 10 ans d'une plantation à espacement variable. Annales des Sciences forestières 37, 217–237.

Liziniewicz, M., Ekö, P.M., Agestam, E., 2012. Effect of spacing on 23-year-old lodgepole pine (Pinus contorta Dougl. var. latifolia) in southern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 27, 361–371. https://doi.org/10.1080/02827581.2011.639798

Lundqvist, L., Elfving, B., 2010. Influence of biomechanics and growing space on tree growth in young Pinus sylvestris stands. Forest Ecology and Management 260, 2143–2147. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.006

Makinen, H., Hein, S., 2006. Effect of wide spacing on increment and branch properties of young Norway spruce. European Journal of Forest Research 125, 239–248.

Malinauskas, A., 2003. Influence of initial density and planting design on the quality of butt logs in Scots pine (Pinus sylvestris L.) plantations. Baltic Forestry 9, 10–15.

Marziliano, P.A., Coletta, V., Menguzzato, G., Nicolaci, A., Pellicone, G., Veltri, A., 2015. Effects of planting density on the distribution of biomass in a douglas-fir plantation in southern Italy. iForest - Biogeosciences and Forestry 8, 368–376. https://doi.org/10.3832/ifor1078-007

Naji, H.R., Nia, M.F., Kiaei, M., Abdul-Hamid, H., Soltani, M., Faghihi, A., 2015. Effect of intensive planting density on tree growth, wood density and fiber properties of maple (Acer velutinum Boiss.). iForest-Biogeosciences and Forestry 9, 325.

Newton, M., Lachenbruch, B., Robbins, J.M., Cole, E.C., 2012. Branch diameter and longevity linked to plantation spacing and rectangularity in young Douglas-fir. Forest Ecology and Management 266, 75–82. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.009

Niemistö, Pentti, 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the growth and yield of silver birch (betula pendula). Scandinavian Journal of Forest Research 10, 245–255. https://doi.org/10.1080/02827589509382890

Niemistö, P., 1995. Influence of initial spacing and row-to-row distance on the crown and branch properties and taper of silver birch (Betula pendula). Scandinavian Journal of Forest Research 10, 235–244.

Pinkard, E.A., Neilsen, W.A., 2003. Crown and stand characteristics of Eucalyptus nitens in response to initial spacing: implications for thinning. Forest Ecology and Management 172, 215–227. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00803-9

Ramalho, F.M.G., Pimenta, E.M., Goulart, C.P., De Almeida, M.N.F., Vidaurre, G.B., Hein, P.R.G., 2019. Effect of stand density on longitudinal variation of wood and bark growth in fast-growing Eucalyptus plantations. iForest - Biogeosciences and Forestry 12, 527–532. https://doi.org/10.3832/ifor3082-012

Resquin, F., Navarro-Cerrillo, R.M., Carrasco-Letelier, L., Rachid-Casnati, C., 2020. Influence of age and planting density on the energy content of Eucalyptus benthamii, Eucalyptus dunnii and Eucalyptus grandis planted in Uruguay. New Forests 51, 631–655. https://doi.org/10.1007/s11056-019-09749-2

Sales Luis, J.F., Fonseca, T.F., 2004. The allometric model in the stand density management of Pinus pinaster Ait. in Portugal. Annals of Forest Science 61, 807–814.

Salminen, H., Varmola, M., 1993. Influence of initial spacing and planting design on the development of young Scots pine (Pinus sylvestris L.) stands. Silva Fenn. 27.

Schönau, A.P.G., Coetzee, J., 1989. Initial Spacing, Stand Density and Thinning in Eucalypt Plantations. Forest Ecology and Management 29, 245–266.

Sequeira, W., Gholz, H., 1991. Canopy structure, light penetration and tree growth in a slash pine (Pinus elliottii) silvo-pastoral system at different stand configurations in Florida. The Forestry Chronicle 67, 263–267.

Sharma, M., Burkhart, H.E., Amateis, R.L., 2002. Spacing rectangularity effect on the growth of loblolly pine plantations. Canadian Journal of Forest Research 32, 1451–1459. https://doi.org/10.1139/x02-079

Stape, J.L., Silva, C.R., Binkley, D., 2022. Spacing and geometric layout effects on the productivity of clonal Eucalyptus plantations. Trees, Forests and People 8. https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100235

Vila, B., Nicault, A., Vennetier, M., 2001. Influence de la densité des peuplements sur la croissance en hauteur et radiale de Pinus silvestris L. en région méditerranéenne française. Forêt méditerranéenne 1, 64–74.

von Euler, F., Baradat, P., Lemoine, B., 1992. Effects of plantation density and spacing on competitive intercations among half-sib families of maritime pine. Canadian Journal of Forest research 22, 482–489.

West, P.W., Ratkowsky, D.A., Smith, R.G.B., 2020. Factors controlling individual branch development during early growth of an experimental plantation of Eucalyptus pilularis in sub-tropical Australia. Trees 35, 395–405. https://doi.org/10.1007/s00468-020-02040-4

West, P.W., Smith, R.G.B., 2020. Effects of tree spacing on branch-size development during early growth of an experimental plantation of Eucalyptus pilularis in subtropical Australia. Australian Forestry 83, 39–45. https://doi.org/10.1080/00049158.2020.1715016

West, P.W., Smith, R.G.B., 2019. Inter-tree competitive processes during early growth of an experimental plantation of Eucalyptus pilularis in sub-tropical Australia. Forest Ecology and Management 451, 117450. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117450

Xue, L., Pan, L., Zhang, R., Xu, P., 2011. Density effects on the growth of self-thinning Eucalyptus urophylla stands. Trees 25, 1021–1031. https://doi.org/10.1007/s00468-011-0576-4

Zhao, D., Kane, M., Borders, B.E., 2012. Crown Ratio and Relative Spacing Relationships for Loblolly Pine Plantations. Open Journal of Forestry Vol.02, 110–115. https://doi.org/10.4236/ojf.2012.23014

Volet 2 | Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ?

Sommaire

2.1 Enjeux et problématique **713**
2.2 Méthode **714**
2.3 Définitions **714**
2.4 Réponses à la question posée **714**
2.4.1 En choisissant soigneusement le type de mélange selon l'objectif poursuivi 714
2.4.2 En raisonnant le choix des essences à associer 715
2.4.2.1 Nombre et identité des espèces associées 715
2.4.2.2 Compatibilité et complémentarité entre essences 716
2.4.3 En modulant l'installation des espèces dans l'espace et dans le temps 716
2.4.4 En prenant en compte les spécificités liées à la conduite des éclaircies 717
2.5 Perspectives de recherche **718**
2.6 Références bibliographiques **719**

Rédacteur

Quentin **Ponette**, Earth & Life Institute, Université Catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique

2.1 Enjeux et problématique

Si la plantation d'une espèce unique représente encore souvent le modèle dominant pour le reboisement, la constitution de peuplements mélangés est de plus en plus préconisée par les pouvoirs publics, et répond davantage aux attentes sociétales vis-à-vis de la forêt (voir l'introduction du « Volet 2 : Analyse des modes de renouvellement en contexte de changement climatique »). Se pose alors la question du choix d'un itinéraire de renouvellement qui peut s'appuyer sur la régénération artificielle — le plus souvent par plantation, sur la régénération naturelle — préexistante ou attendue, ou sur une combinaison de ces alternatives. **Lorsque le diagnostic amène à privilégier l'utilisation prépondérante ou exclusive de la régénération artificielle, il est nécessaire de sélectionner l'espèce ou la combinaison d'espèces à installer, et les itinéraires technico-économiques à mettre en œuvre**. La constitution de peuplements mélangés présente de nombreux intérêts potentiels par rapport aux monocultures correspondantes, en particulier dans un contexte marqué par le changement climatique, l'incertitude et les attentes variées vis-à-vis de la forêt : capacité à fournir une plus large palette de services écosystémiques à des niveaux moyens ; productivité relative fréquemment supérieure par rapport aux monocultures correspondantes ; stabilité, résilience et flexibilité souvent accrues (Messier *et al.*, 2022). **Ces effets bénéfiques du mélange ont été attribués à trois grands groupes de processus** (Forrester *et* Bauhus, 2016), parfois difficiles à séparer les uns des autres, que sont **la facilitation** (effet bénéfique exercé par une espèce sur une autre)**, la réduction de la compétition** (liée à l'utilisation de ressources différentes et/ou à la séparation spatiale ou temporelle de leur utilisation) **et l'effet de sélection** (lié à la probabilité accrue de rencontrer une espèce plus « performante » avec l'augmentation du nombre d'espèces en mélange). Ainsi par exemple, en associant des espèces ayant des distributions racinaires contrastées (séparation spatiale de niche), la compétition pour les ressources du sol peut être réduite dans le mélange par rapport à celle qui s'exercerait dans les peuplements purs correspondants. **Les peuplements mélangés ne sont toutefois pas la panacée ; de très nombreuses études montrent en effet que l'impact de la biodiversité ligneuse sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers**, notamment sur la réponse des arbres et des

peuplements à la sécheresse, **dépend largement du contexte** : milieu physique, espèces associées, modalités du mélange (Grossiord, 2020). Dans ce cadre, la présente contribution vise à proposer une démarche structurée pour optimiser l'installation et la conduite de tels peuplements dans un contexte de reboisement après coupe rase.

2.2 Méthode

En l'absence de synthèses, revues de littérature et méta-analyses *propres* à cette question au moment de la rédaction, cette contribution s'appuie préférentiellement sur des ouvrages de référence et des synthèses bibliographiques portant sur le fonctionnement des peuplements mélangés (listés dans la bibliographie).

2.3 Définitions

Les plantations mélangées considérées dans ce document ne couvrent qu'une petite partie de la grande diversité des forêts mélangées existantes (Bauhus, Forrester and Pretzsch, 2017), en matière de **composition spécifique** (richesse, identité des espèces en présence, diversité/redondance fonctionnelles), de **structure** (grosseurs, hauteurs, âges, etc.) et de **structure spatiale** (agencement latéral des arbres de caractéristiques contrastées).

En particulier :

- la diversité spécifique reste le plus souvent limitée par rapport à des forêts semi-naturelles ou naturelles situées dans un contexte stationnel comparable ;
- les arbres de telles plantations ont généralement tous le même âge ou environ. Une certaine hétérogénéité d'âges peut néanmoins exister lorsque la plantation est effectuée dans un peuplement résiduel et/ou dans une régénération naturelle préexistante, ou encore en cas d'installation échelonnée dans le temps ;
- la structure, au départ très homogène, peut se complexifier au cours du temps selon la vitesse de croissance en grosseur et en hauteur relative des espèces en présence ;
- l'hétérogénéité latérale dépend étroitement des espèces installées et de l'organisation spatiale de la plantation (pieds d'arbre, lignes, bandes, cellules, bouquets, parquets).

Ces caractéristiques initiales peuvent évoluer au cours du temps sous l'effet de la dynamique des peuplements, des perturbations et des interventions pratiquées – en particulier selon les méthodes de régénération mises en œuvre (Bravo-Oviedo *et al.*, 2014).

Lorsque plusieurs essences coexistent dans un même peuplement, on peut préciser la fonction que chacune exerce préférentiellement. Classiquement, on distingue ainsi entre les essences-objectif qui contribuent à la production de bois d'œuvre, et les essences d'accompagnement dites également *compagnes* ou *auxiliaires*. Ces dernières peuvent (i) jouer un rôle cultural par le gainage ou l'abri qu'elles procurent aux essences-objectif, (ii) modifier les ressources disponibles, par exemple en accélérant le cycle des éléments minéraux ou en fixant l'azote atmosphérique, (iii) ou affecter d'autres fonctions ou composantes de l'écosystème.

2.4 Réponses à la question posée

2.4.1 En choisissant soigneusement le type de mélange selon l'objectif poursuivi

La plantation d'un mélange d'espèces peut répondre à différents objectifs, impliquant des types de mélanges contrastés.

Dans un premier cas, le mélange vise à faciliter l'installation d'une essence-objectif, en lui associant de manière temporaire une espèce – rarement plus – destinée à lever une contrainte limitant sa survie ou sa croissance, ou à améliorer des conditions de milieu susceptibles d'impacter négativement sa forme. Il peut s'agir d'une essence qui améliore les conditions du sol, par exemple en fixant l'azote atmosphérique comme l'aulne. Dans d'autres cas, l'essence auxiliaire est une essence pionnière qui reconstitue rapidement une ambiance forestière par sa vitesse de croissance juvénile élevée et son feuillage léger ; dans certains contextes, le bouleau permet ainsi de limiter le risque de dégâts de gel pour l'épicéa. Quand elles ne sont pas présentes naturellement, ces essences auxiliaires sont généralement installées à faible densité à l'échelle de la parcelle à reboiser. Il est possible de les valoriser à des fins de biomasse lors des premières éclaircies en veillant à les positionner de manière optimale, par exemple au niveau des futurs cloisonnements d'exploitation.

Dans un deuxième cas, l'essence auxiliaire joue un rôle cultural pour une ou plusieurs essences objectifs, en favorisant la formation d'une bille de pied de qualité et en assurant le maintien de cette qualité tout au long du cycle de production. L'essence auxiliaire est le plus souvent une essence tolérante à l'ombrage, dont la croissance / compétitivité peut être contrôlée en jouant notamment sur le recépage. Un exemple classique de ce type de mélange est l'association du charme avec les chênes pédonculés ou sessiles. Tout en permettant l'éducation des essences objectifs, l'essence compagne peut aussi être valorisée pour le bois-énergie.

Une troisième approche consiste à installer un mélange d'essences objectifs. Dans ce cas, les essences introduites jouent toutes un rôle de production et bénéficient, le cas échéant, de l'accompagnement d'un recrû préexistant. On peut toutefois distinguer les essences principales, dont la durée du cycle sylvicole est comparable, et les essences associées qui peuvent être récoltées en même temps que les essences principales ou anticipativement. Quoi qu'il en soit, ces espèces devront pouvoir coexister sur la totalité de leur cycle sylvicole. Les consignes développées dans la suite, concernent l'installation et la conduite dans les jeunes stades de ce type de peuplements.

2.4.2 En raisonnant le choix des essences à associer

2.4.2.1 Nombre et identité des espèces associées

Lorsque l'on considère l'impact du mélange sur la productivité, on observe que l'effet bénéfique moyen de la richesse (nombre d'espèces associées) augmente d'abord fortement pour se stabiliser aux niveaux de richesses supérieurs (Forrester *et* Bauhus, 2016). Compte-tenu de la complexité liée à l'installation d'un mélange par plantation et à sa conduite ultérieure, **il semble** donc **pertinent de tabler sur l'association d'un nombre limité d'essences, par exemple de l'ordre de deux ou trois,** pour des peuplements à vocation de production de bois.

Les résultats de la littérature montrent également qu'à niveau de richesse fixé, **l'effet du mélange, tant en magnitude** (effet plus ou moins marqué dans le mélange par rapport aux monocultures correspondantes) **qu'en signe** (impact positif, neutre, négatif), **dépend étroitement de l'identité des espèces associées** (Grossiord, 2020). Par ailleurs, pour un même ensemble d'espèces associées, l'impact du mélange peut différer selon les conditions du milieu. Le choix des espèces, et la manière de les associer dans l'espace et dans le temps, doit donc s'appuyer sur une connaissance approfondie de l'écologie de chaque espèce et des conditions du milieu, en considérant la compatibilité et la complémentarité entre espèces.

2.4.2.2 Compatibilité et complémentarité entre essences

De façon à assurer la survie et la pérennité du mélange et pour réduire l'intensité et la fréquence des interventions de gestion (rentabilité), **il faut raisonner le choix des espèces et de leurs modalités d'agencement dans l'espace et dans le temps en considérant leur compatibilité et leur complémentarité** (Bauhus *et al.*, 2017). Il s'agit à la fois d'éviter l'élimination de certaines espèces sous l'effet de la compétition ou d'autres interactions négatives, et de bénéficier au maximum des effets positifs en matière (i) de croissance, (ii) de promotion de la qualité du bois, (iii) de réduction des risques biotiques et abiotiques, et (iv) de levée des contraintes du milieu. Une telle analyse permettra de limiter les coûts et/ou d'augmenter les bénéfices.

L'objectif est de garantir, dès la phase d'installation, les conditions optimales pour chacune des espèces d'intérêt. Si de nombreux résultats de la littérature montrent que les interactions entre espèces peuvent modifier le comportement d'une espèce en mélange par rapport à son comportement en monoculture, **les données disponibles restent trop limitées pour permettre de prédire de manière fiable le comportement des espèces en mélange** dans une situation donnée compte-tenu de la très grande diversité de contextes possibles – conditions du milieu, combinaison d'essences, densité du peuplement, stades de développement, etc. **L'évaluation de la compatibilité doit donc s'appuyer principalement sur l'autécologie des essences candidates, sur les associations végétales des contextes ciblés et sur les caractéristiques des stations à reboiser.**

En première approche, la compétitivité relative des différentes espèces candidates peut être évaluée en s'appuyant (i) sur les courbes de croissance en hauteur dominante issues de peuplements équiennes monospécifiques situés dans des conditions de milieu comparables, et (ii) sur la tolérance à l'ombrage des espèces concernées. Pour des essences de tolérance à l'ombrage contrastée, la différence de hauteur selon l'âge à site fixé permet également de jauger l'impact des essences tolérantes sur la récession du houppier des essences intolérantes. Outre la tolérance à l'ombrage, les propriétés physiques des houppiers constituent un autre facteur important à considérer compte-tenu de leur impact potentiel sur la qualité du bois à travers le processus d'abrasion.

Un autre critère à considérer pour identifier les essences à combiner et la manière de les associer dans l'espace et dans le temps sur la parcelle à reboiser est d'**anticiper la magnitude de la complémentarité,** c'est-à-dire des effets bénéfiques résultant du mélange par rapport aux monocultures correspondantes, sur la survie, la croissance et la stabilité des arbres, de même que sur la qualité du bois produit. Pour que le mélange conduise effectivement à de tels effets, il convient d'identifier préalablement les contraintes du site (disponibilité en eau et/ou éléments minéraux ; régime hydrique du sol/nappe temporaire ou permanente ; microclimat ; etc.) et les perturbations biotiques et abiotiques potentielles, compte-tenu des espèces visées et du site à reboiser. Une telle analyse permet de cibler un sous-ensemble d'espèces adaptées à la station, ayant en outre des traits complémentaires et suffisamment contrastés pour induire un **effet net positif** à l'échelle du mélange ou pour les essences d'intérêt. Dans ce contexte, le grain du mélange (voir « 2.4.3 En modulant l'installation des espèces dans l'espace et dans le temps ») devra aussi être adapté à la portée spatiale des processus responsables de la complémentarité, compte-tenu de la dimension des arbres/du stade de développement du peuplement.

2.4.3 En modulant l'installation des espèces dans l'espace et dans le temps

Il est ainsi possible de proposer des modalités optimales d'agencement spatial – le grain du mélange – lors de l'installation permettant de minimiser la compétition et de maximiser les interactions

positives entre espèces, limitant de ce fait la complexité et la récurrence des interventions de gestion. Pour réduire la compétition, il est également envisageable d'introduire les essences à différents moments, en donnant de l'avance aux essences plus intolérantes et/ou caractérisées par une compétitivité plus faible.

En particulier, lorsque l'on souhaite associer des essences de compétitivité contrastée, il convient de planter les espèces moins compétitives par plages de surface au moins équivalente à la surface occupée par un arbre en fin de cycle sylvicole. Une telle surface peut être estimée sur la base du diamètre d'exploitabilité et d'un rapport diamètre de houppier / diamètre à hauteur de poitrine cohérent. En peuplement mélangé, la valeur de ce rapport dépend non seulement de l'essence et de la densité locale comme dans les peuplements monospécifiques, mais il peut également être affecté par la compétition interspécifique selon la plasticité architecturale du houppier des essences associées, ce qui induit une complexité supplémentaire. Il est toutefois possible que la réduction de la compétition exercée sur les arbres-objectif sous l'effet de la gestion conduise à limiter la différence attendue de plasticité des houppiers en peuplements mélangés par rapport à des peuplements monospécifiques.

Par ailleurs, dans le cas où les différentes essences du mélange ont des cycles de durées comparables et où les éclaircies sont conduites par la méthode des arbres objectifs (voir « 2.4.4 En prenant en compte les spécificités liées à la conduite des éclaircies »), il est possible d'estimer le nombre minimum d'arbres de chaque espèce à désigner, et de faciliter ainsi la réalisation des éclaircies ultérieures. Dans cette situation en effet, la proportion souhaitée pour chaque espèce en fin de cycle peut être définie en termes de surface couverte ; l'effectif à désigner est alors estimé à partir du diamètre d'exploitabilité et de la surface au sol correspondante selon le principe exposé précédemment.

2.4.4 En prenant en compte les spécificités liées à la conduite des éclaircies

Si les éclaircies réalisées dans les peuplements mélangés partagent des objectifs communs avec celles conduites en peuplements purs, elles présentent également une série de spécificités (Bauhus *et al.*, 2017).

Elles veilleront en particulier **à réduire la compétition interspécifique et à augmenter les effets de complémentarité, en agissant sur la densité locale, ainsi que sur la structuration horizontale et verticale des espèces constitutives.**

En ce qui concerne la densité, on s'attend à ce que les densités élevées renforcent la dominance des espèces les plus compétitives et qu'en dessous d'un certain seuil de densité, les effets de complémentarité soient ténus. C'est donc dans la gamme de densités intermédiaires que la modulation de la compétition à travers l'éclaircie pourra affecter le plus le niveau de complémentarité, dans un sens ou dans un autre – selon les processus et/ou les ressources associés à cette complémentarité. Par ailleurs, la densité totale peut s'avérer supérieure en mélange par rapport à celle attendue sur base des peuplements purs correspondants ; dans ces conditions, la gestion de la densité doit prendre en compte cette différence de référence.

Dans le cas de mélanges intimes, l'éclaircie modifie non seulement la densité mais également la composition spécifique aux environs des arbres objectifs avec pour conséquence des impacts variables en matière (i) de levée de concurrence selon les différences de physiologie, (ii) de dimension, (iii) de vitalité et (iv) de position verticale dans la canopée.

En peuplement mélangé, l'éclaircie peut aussi moduler la complémentarité et la compétition entre espèces en agissant sur la structure spatiale, c'est-à-dire sur l'agencement horizontal et vertical des

différentes espèces au sein du peuplement. Dans le cas de mélanges issus de plantations, l'éclaircie peut ainsi rectifier un patron d'installation initiale suboptimal.

Une autre spécificité des éclaircies en peuplements mélangés concerne le calendrier des interventions, à adapter au rythme de croissance propre à chaque essence. Il s'agit dans ce contexte de réaliser le meilleur compromis pour réduire les coûts, sans entacher les recettes futures par l'augmentation de la durée du cycle sylvicole, la diminution de la qualité du bois produit et/ou la réduction de la vitalité/stabilité des arbres. Le cas échéant, les éclaircies pourront être associées à des élagages si les effets bénéfiques de la croissance en collectif s'avèrent insuffisants.

À défaut de disposer de prescriptions d'éclaircies spécifiques aux peuplements mélangés, il est recommandé de s'appuyer sur la méthode des arbres objectifs en raison de la souplesse qu'elle procure (Bauhus *et al.*, 2017). Dans le cas où la durée du cycle sylvicole est comparable d'une espèce à l'autre, la proportion souhaitée de chaque espèce dans le peuplement peut être définie en fonction de la surface couverte en fin de cycle, et le nombre minimum d'individus à réserver peut être estimé sur la base de la place occupée au diamètre d'exploitabilité. De la même manière, les distances minimales à respecter entre arbres objectifs d'espèces différentes peuvent être définies sur la base des diamètres d'exploitabilité et des rapports diamètre houppier/diamètre à hauteur de poitrine correspondants. Lorsque la récolte des arbres intervient à des moments différents d'une espèce à l'autre, en traitement régulier, il est *a priori* possible de réserver un nombre plus élevé d'arbres des espèces plus longévives que celui estimé sur la base d'une exploitation simultanée des différentes espèces, puisqu'elles pourront bénéficier de la surface libérée par la récolte anticipée de certaines espèces ; alternativement, il est aussi possible d'évoluer vers un traitement irrégulier, en renouvelant les essences exploitées les premières.

2.5 Perspectives de recherche

Dans un contexte marqué par la diversité, la magnitude et la vitesse des changements affectant les forêts, le recours accru au mélange d'espèces, que ce soit à l'échelle des peuplements ou du paysage, constitue une des voies pour accroître la stabilité et la résilience des peuplements, et permettre davantage de flexibilité et de diversité dans la fourniture des services écosystémiques.

L'augmentation de la surface des peuplements mélangés passe notamment par l'installation de nouveaux modèles de plantations, associant plusieurs espèces. Alors que les itinéraires techniques pour les monocultures sont éprouvés de longue date, les praticiens se trouvent encore peu outillés pour installer durablement et gérer des plantations mélangées (Coll *et al.*, 2018).

L'approche décrite dans cette contribution permet d'établir un cadre de réflexion utile. Dans le même temps, elle met en avant la nécessité d'acquérir des données supplémentaires au regard de l'extrême diversité de contextes de gestion, et du caractère éminemment dynamique des interactions entre essences et des conditions du milieu.

Au vu de ces éléments, il semble important d'établir une stratégie raisonnée pour l'élaboration et la mise en place des peuplements mélangés. En effet, si l'ampleur des crises récentes a démontré la nécessité d'avoir une forêt plus diversifiée, il est essentiel de s'assurer que les modèles alternatifs sont fonctionnels et pleinement opérationnels.

Dans une première étape, les mélanges déjà testés, documentés et validés sur le terrain pour des conditions de milieu données, pourraient être mis en place plus largement dans ces mêmes contextes. De nouveaux mélanges, associant des essences avec des caractéristiques fonctionnelles proches de celles de mélanges existants, pourraient également être proposés.

Parallèlement, l'approche explicitée ici pourrait servir à identifier de nouvelles combinaisons, en visant notamment une plus grande diversité et redondance fonctionnelles et des objectifs plus diversifiés. L'utilisation conjointe de modèles de croissance individu-centrés et incorporant les principaux processus biophysiques (Jonard *et al.*, 2020) permettrait d'explorer de manière quantitative et systématique une large palette de scénarios (sylvicultures, perturbations, sites, climats). Les combinaisons les plus prometteuses à l'issue d'une telle phase exploratoire pourraient alors être testées sur le terrain.

2.6 Références bibliographiques

Bauhus, J. *et al.* (2017) 'Silvicultural Options for Mixed-Species Stands', in H. Pretzsch, D.I. Forrester, and J. Bauhus (eds) *Mixed-Species Forests*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 433–501. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_9.

Bauhus, J., Forrester, D.I. and Pretzsch, H. (2017) 'Mixed-Species Forests: The Development of a Forest Management Paradigm', in H. Pretzsch, D.I. Forrester, and J. Bauhus (eds) *Mixed-Species Forests*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, pp. 1–25. Available at: https://doi.org/10.1007/978-3-662-54553-9_1.

Bravo-Oviedo, A. *et al.* (2014) 'European Mixed Forests: definition and research perspectives', *Forest Systems*, 23(3), p. 518. Available at: https://doi.org/10.5424/fs/2014233-06256.

Coll, L. *et al.* (2018) 'Knowledge gaps about mixed forests: What do European forest managers want to know and what answers can science provide?', *Forest Ecology and Management*, 407, pp. 106–115. Available at: https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.055.

Forrester, D.I. and Bauhus, J. (2016) 'A Review of Processes Behind Diversity—Productivity Relationships in Forests', *Current Forestry Reports*, 2(1), pp. 45–61. Available at: https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2.

Grossiord, C. (2020) 'Having the right neighbors: how tree species diversity modulates drought impacts on forests', *New Phytologist*, 228(1), pp. 42–49. Available at: https://doi.org/10.1111/nph.15667.

Jonard, M. *et al.* (2020) 'HETEROFOR 1.0: a spatially explicit model for exploring the response of structurally complex forests to uncertain future conditions – Part 1: Carbon fluxes and tree dimensional growth', *Geoscientific Model Development*, 13(3), pp. 905–935. Available at: https://doi.org/10.5194/gmd-13-905-2020.

Messier, C. *et al.* (2022) 'For the sake of resilience and multifunctionality, let's diversify planted forests!', *Conservation Letters*, 15(1). Available at: https://doi.org/10.1111/conl.12829.

Volet 2 | Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 3.1. Quels itinéraires techniques utiliser pour reconstituer les peuplements endommagés par les tempêtes ?

Sommaire

3.1.1 Contexte et problématique 720
3.1.2 Matériel et Méthode 721
3.1.2.1 Cadrage de la contribution 721
3.1.2.2 Démarche suivie 721
3.1.2.3 Différence entre reconstitution post-tempête et reconstitution « classique » 721
3.1.3 Réponses à la question posée 722
3.1.3.1 Dynamique spontanée de la régénération après tempête 722
3.1.3.1.1 Une succession forestière complexe 722
3.1.3.1.2 La végétation accompagnatrice (herbacée et arbustive) : un facteur de blocage potentiel 723
3.1.3.1.3 La rupture de l'équilibre forêt-gibier : un facteur de blocage potentiel 723
3.1.3.1.3.1 Les effets de l'encombrement de la parcelle sur la régénération 723
3.1.3.2 Les stratégies de reconstitution 724
3.1.3.2.1 Avant de reconstituer : nettoyer 724
3.1.3.2.1.1 Exploitation 724
3.1.3.2.1.2 La gestion des rémanents : quelles pratiques 724
3.1.3.2.2 Trois grandes stratégies de reconstitution : la régénération naturelle, l'enrichissement ou la plantation en plein 724
3.1.3.2.2.1 Intérêt et importance du diagnostic pour s'orienter vers une stratégie 724
3.1.3.2.2.2 Un choix à faire parmi divers scénarios de reconstitution 725
3.1.3.2.3 Avantages et inconvénients des trois grandes stratégies de reconstitution 725
3.1.3.2.3.1 La régénération naturelle 727
3.1.3.2.3.2 La plantation en plein 728
3.1.3.2.3.3 L'enrichissement 728
3.1.3.2.4 Recommandations 728
3.1.3.2.4.1 La gestion des arbres survivants 728
3.1.3.2.4.2 L'équilibre forêt-gibier 729
3.1.3.2.4.3 Le contrôle de la végétation concurrente 729
3.1.4 Perspectives 729
3.1.4.1 Adaptation des stratégies aux critères de choix des propriétaires 729
3.1.4.2 Poursuivre l'association entre gestion et recherche 729
3.1.4.3 L'installation d'un mélange d'essences : un enjeu majeur de la reconstitution post-crise dans un contexte de changements climatiques 730
3.1.5 Références bibliographiques 730

Rédacteurs

Lisa **Laurent**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Eric **Lacombe**, Université de Lorraine, AgroParisTech, INRAE, UMR Silva, Nancy (54), France
Philippe **Riou-Nivert**, CNPF-IDF, Paris (75), France

3.1.1 Contexte et problématique

Les tempêtes sont considérées comme l'une des perturbations naturelles ayant les plus forts effets sur la dynamique forestière (Dale *et al.*, 2001). Le régime de ces perturbations (fréquence, intensité, période et durée) est aujourd'hui incertain car il est influencé par le changement climatique.

L'intensification potentielle des tempêtes dans le futur accentue l'importance que ces aléas climatiques pourraient avoir dans la gestion des écosystèmes forestiers.

Après le passage d'une tempête majeure, une dynamique naturelle de régénération des peuplements forestiers dévastés s'initie. Les attentes économiques peuvent pousser le gestionnaire forestier à vouloir orienter, accélérer voire transformer la succession naturelle post-tempête pour installer plus rapidement une forêt productive. **L'objectif de cette contribution est de synthétiser les connaissances scientifiques et techniques qui peuvent aider à définir des itinéraires sylvicoles optimisant ce retour à une forêt de production dans le cadre d'une démarche de gestion durable**.

3.1.2 Matériel et Méthode

3.1.2.1 Cadrage de la contribution

Les dynamiques de l'écosystème forestier après tempête et donc les moyens à mobiliser pour que la forêt remplisse ces objectifs varient selon la sévérité des dégâts et la surface sinistrée. **Nous nous intéressons ici spécifiquement aux peuplements dits « dévastés »**, **qui nécessitent la reconstitution du capital productif à la suite d'une forte diminution du volume de bois sur pied sur une grande surface**. En effet, ces situations présentent de fortes similitudes avec les coupes rases contrairement aux peuplements mités (petites trouées de quelques dizaines d'ares).

3.1.2.2 Démarche suivie

La principale difficulté rencontrée pour conduire cette synthèse est le **peu d'expérimentations scientifiques** comparant des itinéraires de reconstitution post-tempête. Même s'il existe plusieurs expérimentations de reconstitution sur lesquelles se basent les pratiques actuelles, les connaissances et pratiques actuelles s'appuient souvent sur des **savoirs empiriques** détenus par des gestionnaires forestiers et synthétisés dans des guides. Ce constat a conduit à présenter cette synthèse en deux parties :

1) une première partie synthétise les **connaissances scientifiques** qui, à défaut de constituer directement une aide à la décision de gestion, permettent l'identification des déterminants des dynamiques naturelles sur lesquelles s'appuyer pour proposer des stratégies de reconstitution.
2) une seconde partie, plus « pratique », présente les **stratégies de reconstitution** possibles et propose des **pistes pour aider les sylviculteurs dans leurs choix de gestion**. Cette partie s'appuie largement sur des savoirs empiriques détenus par les sylviculteurs (« dires d'experts », observatoires, cas d'étude).

3.1.2.3 Différence entre reconstitution post-tempête et reconstitution « classique »

La gestion des situations post-tempête nécessite des stratégies de reconstitution adaptées aux spécificités de ce type d'aléas climatiques. En effet, elles diffèrent des situations de renouvellement courantes :

- la tempête entraîne une modification forte de l'écosystème, notamment de la disponibilité en ressources et du microclimat via l'ouverture de la canopée (voir « 3.1.3.1 Dynamique spontanée de la régénération après tempête » pour plus de précisions). Le changement est considérable et surtout largement incontrôlé, ce qui influence fortement l'intérêt des différentes stratégies de reconstitution, en particulier les possibilités de recours à la régénération naturelle. En effet, à l'inverse d'une situation de renouvellement courante (programmée), il n'est pas possible

d'anticiper et de s'adapter aux conditions locales (*e.g.* abondance de la fructification), de s'appuyer sur un choix des semenciers en amont (quasiment absents) ou de doser l'arrivée de lumière au sol ;

- la présence d'arbres cassés et enchevêtrés, le nombre important de galettes racinaires renversées et la forte quantité de biomasse au sol (Laroussinie *et al*., 2001), complexifient les actions de reconstitution (*e.g.* exploitation, nettoiement, plantation, etc.) et modifient les dynamiques habituellement à l'œuvre dans l'écosystème forestier ;
- les itinéraires sylvicoles proposés doivent s'inscrire dans une volonté d'économie de moyens. En effet, la situation économique du propriétaire forestier après tempête est souvent difficile car les bénéfices de la vente des bois sont réduits et les opérations sylvicoles n'ont pas pu être prévues en amont (Laroussinie *et al*., 2001) ;
- lorsque la tempête entraine une crise forestière, l'importance des surfaces à reboiser simultanément est à l'origine d'une concurrence importante pour le matériel (plants, graines, machines, etc.) et pour les opérateurs techniques. Elle est également susceptible de réduire l'investissement financier qui peut être consacré à la reconstitution de chaque parcelle. Dans ce cadre, les politiques publiques mises en œuvre ont une importance cruciale dans les choix de reconstitution.

3.1.3 Réponses à la question posée

3.1.3.1 Dynamique spontanée de la régénération après tempête

3.1.3.1.1 Une succession forestière complexe

L'ouverture brutale de la canopée rend disponibles en grandes quantités des ressources qui étaient limitées auparavant (lumière, eau et nutriments) (Ritter *et al*., 2005), et altère fortement l'environnement microclimatique (températures extrêmes et exposition au soleil notamment) (Abd Latif *et* Blackburn, 2010 ; Ritter *et al*., 2005) (voir aussi Volet 1, Thème 4, « Question 1. Quelle est l'incidence des coupes rases et d'autres types de coupes sur le microclimat forestier ? »). La fermeture progressive de la canopée devrait entraîner la succession théorique de reconstitution naturelle suivante : les essences pionnières s'installent en premier (héliophiles), suivies des post-pionnières (de semi ombre), puis des dryades constitutives du stade forestier final (tolérantes à l'ombre) (Rameau, 1999). Cependant, divers travaux scientifiques mettent en évidence de fortes variations par rapport au schéma théorique de la succession, induites par (i) l'intensité de la perturbation (Connell *et* Slatyer, 1977), (ii) la taille de la zone affectée (Connell *et* Slatyer, 1977 ; Kenk, 2002), (iii) la présence d'une régénération préexistante (Collet *et al.*, 2008 ; Quinones-Nadler *et al.*, 2005 ; Wohlgemuth *et al.*, 2002), (iv) la composition du peuplement antérieur et des peuplements avoisinants (Kenk, 2002), ou encore (v) la composition et la quantité d'arbres survivants (Gauberville, 2009). Ainsi, alors que certaines régénérations sont dominées par des essences pionnières (de lumière : saules, peupliers, bouleaux), d'autres sont dominées par des essences post-pionnières (*e.g.* chêne sessile, chêne pédonculé et pins) ou même des essences de fin de succession (*e.g.* hêtre) (Cowden *et al*., 2014 ; Laurent *et al*., 2021a, 2021c) et ce, parfois dès l'ouverture de la canopée (Collet *et al.*, 2008 ; Kramer *et al*., 2014). À une échelle spatiale plus fine, on observe une forte hétérogénéité de conditions environnementales (microtopographie, disponibilité en ressources, microclimat) au sein d'une même trouée (Prévost *et* Raymond, 2012) qui permet à des essences ayant des stratégies différentes de coexister le long de ces gradients (Dietz *et al*., 2022 ; Van Couwenberghe *et al*., 2010).

Les conditions spécifiques crées par les trouées post-tempête pourraient également permettre l'accélération de l'adaptation de la communauté végétale aux changements climatiques en entraînant

leur thermophilisation (Dietz *et al*., 2020). Cependant, dans le cas d'une régénération peu diversifiée ou d'arbres d'intérêt sensibles aux changements climatiques, ce phénomène d'accélération de la thermophilisation dans les trouées forestières pourrait être un désavantage pour le renouvellement forestier (densité, résilience, diversité, rentabilité).

3.1.3.1.2 La végétation accompagnatrice (herbacée et arbustive) : un facteur de blocage potentiel

Certaines espèces héliophiles, opportunistes, à croissance rapide et compétitrices pour les ressources répondent rapidement à l'ouverture de la canopée et, dans certains cas, empêchent l'installation, la survie ou la croissance des essences d'intérêt sylvicole (*e.g.* ronce, genêt, fougère aigle, molinie, etc.) (Koop *et* Hilgen, 1987 ; Wohlgemuth *et al.*, 2002). En effet, la végétation accompagnatrice peut modifier les trajectoires des communautés végétales et notamment bloquer ou ralentir la succession forestière en créant des conditions micro-environnementales défavorables à la germination des graines, à l'installation et au développement des semis de nombreuses essences forestières (*e.g.* faible disponibilité en lumière, compétition pour l'espace et pour l'eau, etc.) (Royo *et* Carson, 2006). Par ailleurs, les effets allélopathiques de certaines espèces de la végétation accompagnatrice peuvent être à l'origine d'un blocage chimique de la régénération forestière (Fernandez *et al*., 2021). Le développement de plantes exotiques envahissantes peut également se faire au détriment de la régénération ligneuse.

3.1.3.1.3 La rupture de l'équilibre forêt-gibier : un facteur de blocage potentiel

Le déséquilibre sylvo-cynégétique est un problème majeur dans les régénérations, qu'elles soient naturelles ou artificielles. Par exemple, il a été démontré que le niveau des populations de cervidés est un des facteurs essentiels de la réussite de la reconstitution forestière après tempête (Denis, 2000) (voir aussi Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

3.1.3.1.3.1 Les effets de l'encombrement de la parcelle sur la régénération

Il existe peu de littérature scientifique qui s'intéresse à caractériser l'effet de la gestion des rémanents (en andains, gestion extensive, etc.) sur les performances de la régénération. Quelques effets de leur enlèvement sont cependant documentés (Achat *et al*., 2015) :

- → l'enlèvement des rémanents a un effet sur les propriétés du sol. En effet, l'exportation de nutriments augmente significativement lorsque les rémanents sont récoltés : plus il y a de compartiments exportés (branches, feuillage, souches), plus la perte de fertilité est forte (Landmann *et* Nivet, 2014) ;
- → un effet protecteur des rémanents vis-à-vis de l'abroutissement est parfois avancé. Cependant, si certains travaux démontrent l'existence d'un effet favorable (de Chantal *et* Granström, 2007 ; Whyte *et* Lusk, 2019), d'autres soulignent l'absence d'effet positif et montrent même que l'effet défavorable de la présence de rémanents sur la diversité et la régénération est plus important que l'effet défavorable de la présence du gibier (Vosges) (Pellerin *et al*., 2010) ;
- → les rémanents sont susceptibles de fournir des niches de régénération favorables à l'installation de certaines essences, notamment en limitant le développement d'une végétation accompagnatrice herbacée compétitive (Harmon *et* Franklin, 1989) ;
- → les souches peuvent avoir un rôle important pour la régénération de certaines essences (*e.g.* épicéa commun), spécifiquement lorsqu'elles sont fortement décomposées (Motta *et al*., 2006). Cependant, d'autres auteurs ont montré qu'après tempête il y a très peu de nouvelles

régénérations sur les souches et formulent l'hypothèse que ce phénomène est lié à la faible dégradation des souches qui rend négligeable cet effet dans les situations post-tempête (Vodde *et al*., 2015).

3.1.3.2 Les stratégies de reconstitution

3.1.3.2.1 Avant de reconstituer : nettoyer

3.1.3.2.1.1 Exploitation

Dans la littérature technique, il est souvent signalé que l'exploitation doit être pratiquée, au moins partiellement, dans toutes les situations où elle est possible, et même lorsque les produits ont perdu leur valeur commerciale à la suite de la tempête. En effet, les parcelles non-exploitées restent longtemps impénétrables ce qui complexifie les actions sylvicoles (Becquey *et al*., 2002). En cas de crise forestière, les bois les plus susceptibles de perdre de leur valeur sont à exploiter de manière prioritaire (*e.g.* dégradation rapide, fort diamètre, etc.) (Collin *et al*., 2006). Dans les situations post-tempête comme lors de toute exploitation forestière, une attention particulière doit être portée à l'organisation des chantiers et à la protection des sols (privilégier les engins légers, concentrer les passages sur les cloisonnements, préserver la régénération et les arbres survivants, éviter d'exploiter lorsque les sols sont humides, etc.) (Vallauri *et* Chauvin, 1997). Cependant, les conditions spécifiques au contexte post-tempête (forte présence de rémanents, arbres enchevêtrés, etc.) rendent difficile de respecter les bonnes pratiques pour des raisons de rentabilité, de dangerosité et de disponibilité en main d'œuvre qualifiée et en matériel adapté (Collin *et al*., 2006).

3.1.3.2.1.2 La gestion des rémanents : quelles pratiques

Une des principales spécificités de la reconstitution post-tempête est l'abondance de rémanents. Une quantité de rémanents importante est associée à une augmentation des risques sanitaires (*e.g.* attaque de scolytes, prolifération de rongeur, etc.) (Nageleisen, 2009) et d'incendies. Un encombrement fort est également responsable de difficultés pour l'organisation et la réalisation des travaux sylvicoles. Ainsi, s'il est généralement conseillé (i) d'éviter la récolte des rémanents et (ii) d'éviter de concentrer les rémanents pour faciliter leur dégradation et limiter la délocalisation potentielle de la matière organique, les spécificités du contexte post-tempête nécessitent le recours à une gestion adaptée. Dans les situations où ces risques sont forts, il est possible d'aller vers une exploitation et une évacuation plus importante de ces rémanents.

3.1.3.2.2 Trois grandes stratégies de reconstitution : la régénération naturelle, l'enrichissement ou la plantation en plein

3.1.3.2.2.1 Intérêt et importance du diagnostic pour s'orienter vers une stratégie

Il est important de pouvoir discriminer les situations où la régénération naturelle présente des potentialités suffisantes pour installer un peuplement satisfaisant (composition, densité, qualité) et les situations où des travaux de plantation (en plein ou en enrichissement) sont nécessaires. Il est intéressant de faire un diagnostic stationnel pour s'interroger sur (i) les essences à favoriser/introduire dans le contexte des changements globaux et en fonction des problématiques sanitaires, (ii) des éléments favorables à la biodiversité qu'il est possible de conserver ou améliorer.

Plusieurs auteurs ont proposé un diagnostic simple et rapide de la situation après tempête pour pouvoir orienter les choix sylvicoles (Kenk, 2002 ; Lacombe *et* Van Couwenberghe, 2010). Le premier conseil est souvent d'**observer les dynamiques qui s'expriment pendant quelques années avant de faire des choix d'orientation de gestion**. Cependant, plus le diagnostic est effectué tardivement et plus

il sera compliqué de mobiliser des aides financières alors même que les interventions nécessaires peuvent devenir plus importantes et plus coûteuses (*e.g.* suppression de la végétation accompagnatrice dense).

Les **délais de diagnostic** cités dans la littérature sont **variables** : certains suggèrent d'attendre jusqu'à cinq ans sur les stations « bonnes ou faciles » et 10 ans sur les stations « médiocres ou difficiles ou en altitude » (Mortier *et* Rey, 2002), d'autres d'attendre un à trois ans (Boulet-Gercourt *et* Lebleu, 2000). Une étude menée récemment sur les situations héritées des tempêtes de 1999 (Laurent *et al.*, 2021b, 2021d) montre qu'un diagnostic réalisé trois ans après tempête permet d'identifier les situations où la régénération naturelle est suffisante pour installer un peuplement satisfaisant et les situations où des travaux de plantation sont nécessaires, hors cas spécifiques (*e.g.* développement tardif de bouleaux notamment).

Lorsque la tempête entraine une crise forestière, le grand nombre de parcelles sinistrées simultanément oblige à prioriser les interventions à réaliser et conforte l'intérêt d'un diagnostic précoce.

3.1.3.2.2.2 Un choix à faire parmi divers scénarios de reconstitution

Le choix de la méthode de reconstitution dépend de la potentialité de la station, du potentiel d'adaptation au changement climatique des essences présentes, de l'état de la parcelle forestière sinistrée, mais aussi de divers facteurs « extérieurs » à l'écosystème tels que les conditions techniques, administratives et réglementaires ou encore les objectifs du propriétaire (Becquey, 2001).

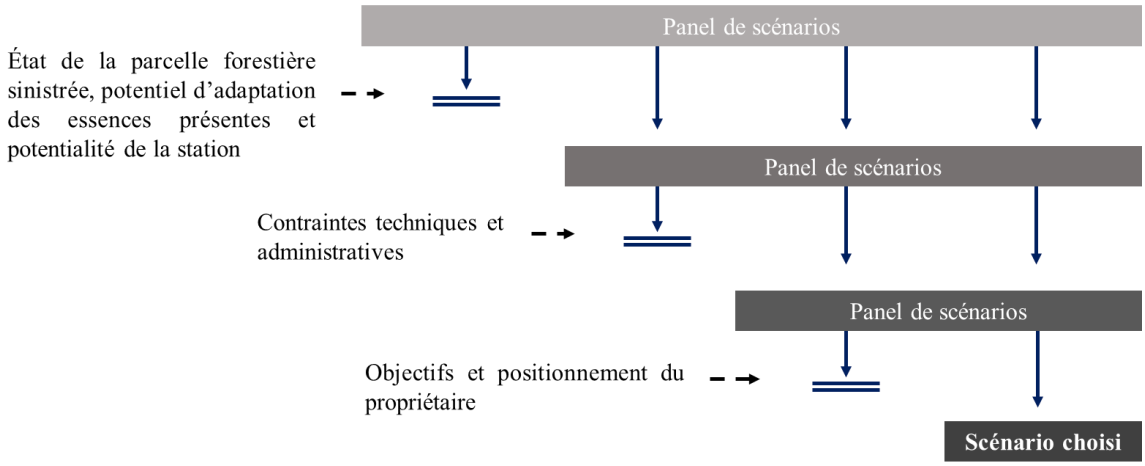


Figure 4.3.1-1 : Les principaux filtres qui structurent le choix d'un scénario de reconstitution

3.1.3.2.3 Avantages et inconvénients des trois grandes stratégies de reconstitution

Tableau 4.3.1-1 : Avantages et inconvénients des différentes stratégies de reconstitution. Adaptée de Drouineau *et al.* (2000), en particulier par l'ajout d'autres avantages/inconvénients (supposés) liés aux changements climatiques.

	Avantages	Inconvénients	Points de vigilance
Régénération naturelle	- Peu de travaux de préparation[428]. - Moindre sensibilité aux ongulés[1].	- Acquisition de la régénération naturelle incertaine[429]. - Conduite du peuplement parfois considérées comme	- Nécessité de travaux ultérieurs à ne pas négliger pour obtenir un peuplement de qualité.

[428] Avantages/inconvénients remis en cause à la suite des tempêtes
[429] Avantages/inconvénients amplifiés à la suite des tempêtes

	- Maintien des premiers stades de la dynamique naturelle. - Pression de sélection naturelle forte. - Souvent un moindre coût. - Généralement plus de choix lors des martelages. - Individus pouvant bénéficier de l'effet d'accompagnement en fonction de la densité et de la composition de la régénération naturelle (gainage, amélioration de la forme, etc.) - Diversité potentielle forte (résilience et résistance aux changements globaux et pathogènes).	plus complexe par les gestionnaires. - Consanguinité possible (si peu de semenciers) - Composition contrainte par les essences présentes dans la régénération naturelle (e.g. essences en place pas toujours adaptées au changement climatique).	- Réflexion sur l'intérêt sylvicole des essences qui se régénèrent naturellement (*e.g*. bouleau).
Enrichissement (plantation en compléments de la régénération naturelle)	- Maintien d'une partie de la dynamique naturelle[2]. - Réduction des investissement en plantation en s'adaptant à la quantité et qualité de la régénération naturelle. - Complémentation pas des essences de fort intérêt lorsque la régénération naturelle (i) est insuffisante, (ii) comprend des essences d'intérêt mineur pour le sylviculteur (*e.g*. essences dont la sylviculture est peu connue, peu rémunératrice et trop tributaire de filières fragiles), (iii) est peu diversifiée et (iv) est trop pauvre en essences adaptées aux changements globaux (faible assurance face aux risques tempêtes, sanitaires, sécheresse, etc.) - Plantation différée permettant de commander les plants en amont et d'en définir la qualité (*e.g*. à travers un contrat de culture)[2].	- Coût individuel des plants (dont la protection contre le gibier). - Difficulté d'installation des plants (impossibilité de mécaniser une partie de la plantation). - Difficulté dans la suite de la vie du peuplement. - Certains travaux sylvicoles vont nécessiter une attention particulière dans le cas où l'on cherche à conserver l'ensemble du potentiel végétal.	- Choix des essences à réfléchir en fonction de la station et dans le contexte du changement climatique.
Plantation en plein	- Accès et compositions fixés dès le départ : facilité de pilotage des opérations.	- Coût d'installation (investissement de départ fort)[2].	- Choix des essences à réfléchir en fonction de la station et dans le

	- Rapidité de reconstitution. - Valorisation du progrès génétique. - Possibilité d'augmentation de l'assurance face aux risques (tempêtes, sanitaires, sécheresse, etc.)	- Ampleur des travaux de préparation (mécanisation)[2]. - Sensibilité aux ongulés[2]. - Faible richesse spécifique possible. - Disparition des successions végétales naturelles. - Échec potentiel avec les sécheresses et effets thermiques estivaux (notamment pour les plantation en plein sans abri).	contexte du changement climatique.

3.1.3.2.3.1 La régénération naturelle

Diverses études ont montré l'intérêt économique de l'utilisation de la régénération naturelle après une tempête comme alternative à la plantation (Kenk, 2002). La dynamique de la régénération naturelle est cependant complexe et conditionnée par de nombreux facteurs qui sont explicités dans le « 3.1.3.1 Dynamique spontanée de la régénération après tempête ».

Les reconstitutions post-crise forestière doivent s'inscrire dans un souci d'économie de moyens (voir « 3.1.2.3 Différence entre reconstitution post-tempête et reconstitution « classique » ») : une exigence moindre sur la quantité de la régénération naturelle est attendue dans ce contexte. Cette volonté d'économie de moyens conforte l'importance du diagnostic de la situation initiale. En effet, une première impression d'insuffisance de la régénération naturelle ne doit pas amener le gestionnaire à choisir la plantation sans être confortée par un diagnostic qui sera facilité par l'existence de cloisonnements sylvicoles. Ainsi, la reconstitution post-crise nécessite souvent de travailler avec des densités de « tiges objectif » plus faibles que celles de la gestion courante.

Si l'installation des semis est souvent satisfaisante, la réussite de la régénération naturelle est conditionnée par un certain nombre de travaux ultérieurs qui seront nécessaires dans la grande majorité des peuplements dévastés et pourraient, dans certains cas, être plus onéreux que dans une plantation (Drouineau *et al.*, 2000). En effet, il faudra souvent envisager le recours à des travaux sylvicoles (Laurent *et* Lacombe, 2021) visant à :

- favoriser les essences présentant l'intérêt sylvicole le plus fort ;
- conserver et doser la diversité des essences pour limiter la disparition progressive de certaines essences d'intérêt (*e.g.* chênes, feuillus précieux, essences tolérantes à la sécheresse). Ce dosage est important pour améliorer la résistance et la résilience des peuplements futurs face aux changements globaux ;
- obtenir et conserver des tiges de qualité satisfaisante ;
- gérer des tiges issues de rejets ou qui se développent à partir des brins et troncs cassés, courbés ou couchés par les vents forts mais encore vivants. Les opérations de nettoiement sont alors particulièrement importantes dans ce contexte et doivent être programmées quelques années après le passage de la tempête.

Ces travaux peuvent être de nature variée : ouverture de cloisonnements, dégagements et nettoiements (*i.e.* dosage des essences), éclaircie (détourages notamment), etc. La désignation de tiges d'intérêt permettra de faciliter la continuité dans le travail à la faveur des meilleures tiges.

3.1.3.2.3.2 La plantation en plein

Lorsque le recours à la régénération naturelle n'est pas possible ou pas souhaitable (essences non adaptées à la station, au changement climatique, peuplement en place de qualité médiocre) le recours à la plantation en plein peut être envisagé. Pour cela, il faut introduire des plants à densité généralement comprise entre 800 et 2 500 plants par hectare. Comme pour toute plantation classique, un choix de plants de qualité rigoureux (essence(s), origine, taille, mode d'élevage) (Legay *et al*., 2006), un schéma de plantation réfléchi, une installation soignée, un regarni si besoin, des entretiens réguliers pendant les premières années sont indispensables pour obtenir de bons résultats (Becquey, 2008). Dans le contexte du changement climatique, une attention particulière doit être donnée au choix de l'essence : les essences plantées devront pouvoir fournir l'ossature d'un peuplement durable à l'échelle d'un cycle de production.

3.1.3.2.3.3 L'enrichissement

La plantation d'enrichissement est intéressante lorsque la régénération naturelle est (i) insuffisante à elle seule mais permet d'assurer un accompagnement suffisant, (ii) composée d'essences d'intérêt mineur pour le sylviculteur (*e.g.* essences dont la sylviculture est peu connue, peu rémunératrice et trop tributaire de filières fragiles, etc.) Cette plantation en enrichissement peut aussi permettre d'augmenter la diversité des essences et de favoriser une meilleure réponse au changement climatique du peuplement futur (Becquey *et al*., 2002).

Les dynamiques naturelles de reconstitution post-crise sont souvent favorables aux essences héliophiles et aux essences qui rejettent facilement tel que le charme et le tilleul (voir « 3.1.3.1 Dynamique spontanée de la régénération après tempête »). La place importante de ces essences dans la reconstitution des peuplements dévastés pousse le sylviculteur à s'interroger sur la place qu'il souhaite leur donner dans un contexte où les autres essences d'intérêt sont peu représentées (Laurent *et al*., 2021b, 2021d).

Les **intérêts de la régénération naturelle existante dans les peuplements enrichis** sont nombreux : (i) fournir des produits de qualité avec des essences de fort intérêt sylvicole, (ii) représenter une essence de production intermédiaire (*e.g.* bouleau) (Mortier *et* Rey, 2002), (iii) participer à la reconstitution d'une ambiance forestière, (iv) fournir une nourriture alternative pour le gibier, (v) maîtriser la végétation compétitrice, (vi) favoriser l'éducation des tiges à fort intérêt économique, (vii) favoriser le fonctionnement des forêts (*e.g.* améliorer la qualité du sol en favorisant les cycles des éléments minéraux, participer à la restauration des dégâts à la suite de l'exploitation, etc.), (viii) dans le cas des essences pionnières, constituer une étape vers l'acquisition progressive du renouvellement des essences post-pionnières (ou de semi-ombre comme le chêne pédonculé ou les tilleuls) puis des dryades (ou essences d'ombre comme le hêtre ou le sapin).

3.1.3.2.4 Recommandations

3.1.3.2.4.1 La gestion des arbres survivants

La gestion des arbres survivants doit être réfléchie en fonction de leur vulnérabilité à court et moyen terme (sensibilité au vent des arbres isolés notamment), de l'objectif sylvicole (*e.g.* changement d'essence objectif par plantation), de l'intérêt pour la biodiversité (voir Volet 1, « Thème 5. Effets du système coupes rases-renouvellement sur la biodiversité ») et la fructification. Ainsi, il est intéressant de **conserver les arbres survivants et restés sur pied au moins temporairement** (i) en tant que semenciers lorsqu'ils sont susceptibles de produire des graines de qualité, (ii) en tant que perchoirs pour les oiseaux transporteurs de graines, ou (iii) simplement, pour permettre un ombrage et éviter

des phénomènes d'insolation des semis/plants (Birot *et al*., 2009). Les arbres isolés susceptibles de mourir rapidement (pathogènes, vent, insolation, etc.) peuvent également être conservés pour favoriser la biodiversité, notamment celle liée au bois mort. À moyen terme, les arbres survivants, s'ils sont assez nombreux, peuvent être responsables d'un fort effet de compétition sur la régénération post-tempête (mortalité et déformations des jeunes tiges d'avenir) : La suppression de ces individus est donc à envisager, en particulier pour les arbres de mauvaise qualité sylvicole. Cependant, ces arbres isolés peuvent également servir de relais de production ou d'arbres d'intérêt écologique. Ainsi, les arbres qui seront intéressants à conserver doivent être identifiés pour être intégrés dans un éventuel schéma de plantation.

3.1.3.2.4.2 L'équilibre forêt-gibier

Dans les situations où l'équilibre forêt-gibier est rompu, il est nécessaire de travailler à réduire les populations d'ongulés sauvages de façon à les ramener à des niveaux compatibles avec la réussite des reboisements (Becquey, 2001). En situation de déséquilibre, le recours à des protections adaptées est souvent nécessaire pour assurer la croissance et la survie des semis, qu'il s'agisse de semis naturels ou de plants (voir aussi Volet 2, Thème 3, « Question 2. Comment prévenir et limiter les impacts des grands ongulés afin de permettre le renouvellement des peuplements forestiers ? »).

3.1.3.2.4.3 Le contrôle de la végétation concurrente

La compétition par la végétation accompagnatrice herbacée, arbustive ou ligneuse avec les essences de production et arbres « objectifs » est l'un des principaux facteurs de blocage de la régénération forestière (Frochot *et al.*, 1986). L'observation de tapis denses de certaines essences connues pour leur caractère fortement compétiteur vis-à-vis de la régénération peut faire craindre un blocage au moins temporaire (*e.g.* ronce, fougère aigle, molinie, genêt) (Gaudio *et al*., 2008 ; Koop *et* Hilgen, 1987 ; Wohlgemuth *et al*., 2002). Dans ces situations, le recours à des techniques de travail du sol, de paillage, de contrôle manuel ou mécanique rapides est souvent proposé pour maîtriser ces espèces et favoriser le développement de la régénération ligneuse (Balandier *et al.*, 2005 ; Dodet *et al*., 2011). Le choix de la technique devra notamment se faire en fonction (i) de la nature de la végétation concurrente (graminées, joncs, fougère, ligneux, etc.), (ii) de l'abondance des espèces présentes, (iii) du coût de sa mise en œuvre (*e.g.* rendement, périodicité des interventions, etc.), (iv) des effets secondaires éventuels (*e.g.* tassement des sols, favorisation d'autres espèces compétitrices) (Dodet *et al*., 2011).

3.1.4 Perspectives

3.1.4.1 Adaptation des stratégies aux critères de choix des propriétaires

Pour aider le propriétaire à se positionner dans le panel de stratégies de reconstitution possibles, il est intéressant d'évaluer l'adéquation entre les principaux critères de choix des propriétaires et les différentes stratégies proposées : réussite technique, coût, résilience, niveau d'adaptation au changement climatique, degré d'intervention, niveau de mélange, reconnaissance de l'intérêt économique de certaines essences, surface de la propriété, etc. La réalisation d'analyses multicritères ou la mise en place de systèmes experts pourrait apporter une réponse à ce besoin d'aide à la décision.

3.1.4.2 Poursuivre l'association entre gestion et recherche

Depuis quelques dizaines d'années, la recherche scientifique a fortement développé les thématiques orientées vers l'*écologie* (dynamiques, biodiversité) en les replaçant assez peu dans le contexte de la *sylviculture*, des pratiques de gestion, et des choix de propriétaires sous-tendus par de multiples attentes et contraintes. Ainsi, il y a un besoin de (ré)émergence d'approches plus intégratives de la

gestion si l'on veut faire progresser l'**aide à la décision, notamment multicritères**. Il est notamment important de perfectionner les outils de conseils à destination des propriétaires/gestionnaires en intégrant la complexité des situations afin de faciliter la prise de décision. La mise en place de nouvelles expérimentations à visée de conseil sylvicole est à réfléchir dans ce sens, de même que le suivi de certaines réalisations des propriétaires et gestionnaires sur le long terme au sein d'observatoires.

3.1.4.3 L'installation d'un mélange d'essences : un enjeu majeur de la reconstitution post-crise dans un contexte de changements climatiques

Plusieurs intérêts des mélanges (démontrés ou potentiels) par rapport aux peuplements purs sont régulièrement avancés dans la littérature, notamment leur meilleure résistance et résilience aux perturbations (*e.g.* tempêtes, attaques de pathogènes) et aux stress (*e.g.* sécheresses, surabondance de gibier). Cependant, ces effets sont loin d'être systématiques et dépendent des caractéristiques des perturbations et stress (durée, fréquence, intensité, spécialisation, etc.), de la structure et de la composition du peuplement (essences, proportions, etc.) et du contexte local (station ; état de l'équilibre faune-flore, etc.)

En complément, le mélange semble avoir un intérêt pour la biodiversité. La relation entre la composition du peuplement et la biodiversité varie fortement selon la composante de la diversité analysée et les taxons considérés (Gosselin *et* Bouget, 2003). L'architecture complexe des peuplements mélangés peut être à l'origine de la diversité d'espaces vitaux et de niches écologiques qui vont à leur tour être favorables à une grande diversité d'organismes.

Le mélange d'essences « objectif » permet également plus de souplesse pour répondre aux fluctuations temporaires des marchés du bois (Junod, 2011). Ainsi, pour s'inscrire dans le cadre des changements climatiques, les itinéraires sylvicoles de reconstitution post-tempête gagneront à s'intéresser à favoriser l'obtention d'un renouvellement mélangé, qu'il s'agisse d'un mélange de plusieurs essences « objectif » ou d'un mélange contenant des essences accompagnatrices (voir « Question 2. Comment installer et conduire les plantations mélangées ? »).

3.1.5 Références bibliographiques

Abd Latif, Z., Blackburn, G.A., 2010. The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. International Journal of Biometeorology 54, 119–129.

Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. Forest Ecology and Management 348, 124–141. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042

Balandier, P., Collet, C., Miller, J.H., Reynolds, P.E., Zedaker, S.M., 2005. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. Forestry 79, 3–27.

Becquey, J., 2008. Pour alléger le suivi des plantations: le mélange avec des essences secondaires. Revue Forestière Française 60, 289–303.

Becquey, J., 2001. Diagnostic avant reconstitution, par où commencer. Forêt entreprise 38–43.

Becquey, J., Formery, T., Paillassa, É., 2002. Enseignement, recommandations et anticipation en forêt privée. Revue forestière française 54, 204–213.

Birot, Y., Landmann, G., Bonhême, I., 2009. La forêt face aux tempêtes. Éditions Quae.

Boulet-Gercourt, B., Lebleu, G., 2000. Les plantations d'enrichissement: leur utilisation après chablis. Forêt-entreprise 135, 53–59.

Collet, C., Piboule, A., Leroy, O., Frochot, H., 2008. Advance *Fagus sylvatica* and *Acer pseudoplatanus* seedlings dominate tree regeneration in a mixed broadleaved former coppice-with-standards forest. Forestry 81, 135–150.

Collin, J.-F., Jourez, B., Hebert, J., 2006. La problématique chablis, s'y préparer et gérer la crise!(2ème partie). Forêt. Nature 13–26.

Connell, J.H., Slatyer, R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. The American Naturalist 111, 1119–1144.

Cowden, M.M., Hart, J.L., Schweitzer, C.J., Dey, D.C., 2014. Effects of intermediate-scale wind disturbance on composition, structure, and succession in *Quercus* stands: Implications for natural disturbance-based silviculture. Forest Ecology and Management 330, 240–251.

Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., 2001. Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. BioScience 51, 723–734.

de Chantal, M., Granström, A., 2007. Aggregations of dead wood after wildfire act as browsing refugia for seedlings of *Populus tremula* and *Salix caprea*. Forest Ecology and Management 250, 3–8. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.035

Denis, M., 2000. Cervidés et reconstruction de la forêt après tempêtes. Les Dossiers de l'environnement de l'INRA 130–134.

Dietz, L., Collet, C., Dupouey, J.-L., Lacombe, E., Laurent, L., Gégout, J.-C., 2020. Windstorm-induced canopy openings accelerate temperate forest adaptation to global warming. Global Ecology and Biogeography 29, 2067–2077.

Dietz, L., Gégout, J.-C., Dupouey, J.-L., Lacombe, E., Laurent, L., Collet, C., 2022. Beech and hornbeam dominate oak 20 years after the creation of storm-induced gaps. Forest Ecology and Management 503, 119758.

Dodet, M., Collet, C., Ningre, F., Wehrlen, L., Balandier, P., 2011. La gestion de la végétation accompagnatrice dans les systèmes dédiés à la production de bois énergie. Revue forestière française 53, 235–242.

Drouineau, S., Laroussinie, O., Birot, Y., Terrasson, D., Formery, T., Amat, B.R., 2000. Expertise Collective Sur Les Tempêtes, La Sensibilité Des Forêts, Et Sur Leur Reconstitution. Courrier de l'environnement de l'INRA 20, 336.

Fernandez, M., Malagoli, P., Gallet, C., Fernandez, C., Vernay, A., Améglio, T., Balandier, P., 2021. Investigating the role of root exudates in the interaction between oak seedlings and purple moor grass in temperate forest. Forest Ecology and Management 491, 119175. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119175

Frochot, H., Picard, J.-F., Dreyfus, P., 1986. La végétation herbacée, obstacle aux plantations. Revue Forestière Française 38, 271–279.

Gauberville, C., 2009. Successions forestières spontanées après tempête: les cas de l'Auvergne (1982) et de la Bretagne (1987), in: La Forêt Face Aux Tempêtes. Quae éditions, p. 347.

Gaudio, N., Balandier, P., Marquier, A., 2008. Light-dependent development of two competitive species (*Rubus idaeus*, *Cytisus scoparius*) colonizing gaps in temperate forest. Annals of forest science 65, 1–5.

Gosselin, F., Bouget, C., 2003. L'évolution des pratiques d'exploitation forestières pourrait bénéficier" à la biodiversité": réflexions scientifiques autour du guide de reconstitution de l'ONF, suite à la tempête. Ingénieries eau-agriculture-territoires 61–73.

Harmon, M.E., Franklin, J.F., 1989. Tree seedlings on logs in Picea-Tsuga forests of Oregon and Washington. Ecology 70, 48–59.

Junod, P., 2011. Forêt finement mélangée, une réalité à promouvoir| Finely mixed forest, an asset to be encouraged. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 162, 51–58.

Kenk, G., 2002. Rôle de la végétation dans la reconstitution de la forêt après tempête: l'exemple Allemand (Bade-Wurtemberg). Revue Forestière Française 547–558.

Koop, H., Hilgen, P., 1987. Forest dynamics and regeneration mosaic shifts in unexploited beech (Fagus sylvatica) stands at Fontainebleau (France). Forest Ecology and Management 20, 135–150.

Kramer, K., Brang, P., Bachofen, H., Bugmann, H., Wohlgemuth, T., 2014. Site factors are more important than salvage logging for tree regeneration after wind disturbance in Central European forests. Forest Ecology and Management 331, 116–128. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.002

Lacombe, E., Van Couwenberghe, R., 2010. Observatoire des dynamiques naturelles de végétation après tempête : premiers constats et conséquences sylvicoles. Rendez-vous techniques de l'ONF 8–16.

Landmann, G., Nivet, C., 2014. Projet Resobio. Gestion des rémanents forestiers : préservation des sols et de la biodiversité.

Laroussinie, O., Birot, Y., Blanchard, G., 2001. Après les tempêtes dévastatrices de 1999, comment reconstituer les forêts. Cahier du Conseil Général du GREF 15.

Laurent, L., Lacombe, E., 2021. Guide pratique pour l'optimisation de la reconstitution forestière post-tempête.

Laurent, L., Lacombe, E., Collet, C., Dietz, L., Dupouey, J.L., Gégout, J.C., Boulanger, V., Gonin, P., 2021a. Les observatoires des peuplements dévastés et mités après tempête, 1re partie. Forêt Entreprise 13–49.

Laurent, L., Lacombe, E., Collet, C., Dietz, L., Dupouey, J.L., Gégout, J.C., Boulanger, V., Gonin, P., 2021b. Les observatoires des peuplements dévastés et mités après tempête, 2e partie. Forêt Entreprise 53–60.

Laurent, L., Lacombe, E., Collet, C., Dietz, L., Dupouey, J.L., Gégout, J.C., Gonin, P., Boulanger, V., 2021c. Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête (1999) – 1 Analyse des dynamiques naturelles forestières après deux décennies. Rendez-vous techniques de l'ONF 13–49.

Laurent, L., Lacombe, E., Collet, C., Dietz, L., Dupouey, J.L., Gégout, J.C., Gonin, P., Boulanger, V., 2021d. Observatoire des peuplements dévastés et mités après tempête (1999) – 2 Éléments de diagnostic pour optimiser la reconstitution des peuplements sinistrés. Rendez-vous techniques de l'ONF 11–16.

Legay, M., Ginisty, C., Bréda, N., 2006. Que peut faire le gestionnaire forestier face au risque de sécheresse? Rendez-vous Techniques de l'ONF 35–40.

Mortier, F., Rey, B., 2002. L'office national des forêts guide la reconstitution des forêts publiques. Revue Forestière Française 54, 190–203.

Motta, R., Berretti, R., Lingua, E., Piussi, P., 2006. Coarse woody debris, forest structure and regeneration in the Valbona forest reserve, Paneveggio, Italian Alps. Forest Ecology and Management 235, 155–163. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.007

Nageleisen, L.-M., 2009. L'estimation des dégâts liés aux scolytes après les tempêtes de 1999, in: La Forêt Face Aux Tempêtes. pp. 69–76.

Pellerin, M., Saïd, S., Richard, E., Hamann, J.-L., Dubois-Coli, C., Hum, P., 2010. Impact of deer on temperate forest vegetation and woody debris as protection of forest regeneration against browsing. Forest Ecology and Management 260, 429–437. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.031

Prévost, M., Raymond, P., 2012. Effect of gap size, aspect and slope on available light and soil temperature after patch-selection cutting in yellow birch–conifer stands, Quebec, Canada. Forest Ecology and Management 274, 210–221.

Quinones-Nadler, C., Lacombe, E., Gegout, J.-C., 2005. La régénération naturelle dans les peuplements dévastés par la tempête de 1999 dans le quart Nord-Est de la France. Revue Forestière Française 289–310.

Rameau, J.-C., 1999. Accrus, successions végétales et modèles de dynamique linéaire forestière. Ingénieries EAT 33–48.

Ritter, E., Dalsgaard, L., Einhorn, K.S., 2005. Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. Forest Ecology and Management 206, 15–33.

Royo, A.A., Carson, W.P., 2006. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. Canadian Journal of Forest Research 36, 1345–1362.

Vallauri, D., Chauvin, C., 1997. L'écologie de la restauration appliquée à la forêt. Revue forestière française 49, 195–203.

Van Couwenberghe, R., Collet, C., Lacombe, E., Pierrat, J.-C., Gégout, J.-C., 2010. Gap partitioning among temperate tree species across a regional soil gradient in windstorm-disturbed forests. Forest Ecology and Management 260, 146–154.

Vodde, F., Jõgiste, K., Engelhart, J., Frelich, L.E., Moser, W.K., Sims, A., Metslaid, M., 2015. Impact of wind-induced microsites and disturbance severity on tree regeneration patterns: Results from the first post-storm decade. Forest Ecology and Management 348, 174–185.

Whyte, H.D., Lusk, C.H., 2019. Woody debris in treefall gaps shelters palatable plant species from deer browsing, in an old-growth temperate forest. Forest Ecology and Management 448, 198–207.

Wohlgemuth, T., Kull, P., Wüthrich, H., 2002. Disturbance of microsites and early tree regeneration after windthrow in Swiss mountain forests due to the winter storm Vivian 1990 32.

Volet 2 | Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 3.2. Quels itinéraires techniques peut-on utiliser pour reconstituer les peuplements après un incendie ?

Sommaire

3.2.1 Contexte et problématique 734
3.2.2 Démarche et moyens mobilisés 735
3.2.3 Réponses à la question posée 735
3.2.3.1 Objectifs de la reconstitution des peuplements 736
3.2.3.2 L'évaluation des capacités de reconstitution spontanée 736
3.2.3.3 Les itinéraires techniques de reconstitution 738
3.2.3.4 Abattage de bois brûlés 738
3.2.3.5 Accompagnement de la reconstitution naturelle 739
3.2.3.6 Restauration par plantation 741
3.2.3.7 Protection de la régénération 742
3.2.4 Perspectives 742
3.2.5 Références bibliographiques 743

Rédacteurs

Marion **Toutchkov**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France

Amélie **Castro**, CNPF Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux (33), France

Eric **Rigolot**, INRAE, ECODIV, URFM, Avignon (84), France

Contributeurs

Benoît **Reymond**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France

Christophe **Chantepy**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France

Jean-Louis **Pestour**, Office national des forêts, Défense des forêts contre les incendies, Avignon (84), France

Chloé **Monta**, ASL Suberaie Varoise, Le Luc (83), France

3.2.1 Contexte et problématique

En France, le risque d'incendie concerne historiquement et en premier lieu la zone méditerranéenne, du fait notamment d'une météorologie propice. Le massif landais est également concerné, ainsi que la Réunion en outre-mer. En moyenne depuis 20 ans, en excluant les années exceptionnelles 2003 et 2022, la surface incendiée en période estivale est de l'ordre de 10 000 ha/an. Ces surfaces demeurent modestes en comparaison des moyennes d'autres pays d'Europe méridionale (50 000 à plus de 100 000 ha/an pour le Portugal, l'Espagne et l'Italie). Le bilan français reste *a fortiori* très éloigné d'autres régions du monde comme les États-Unis d'Amérique, le Canada ou la Russie, où brûlent chaque année plusieurs millions d'hectares. Pour autant, leurs impacts sont bien réels, sur les personnes et les biens, mais également sur l'environnement. Avec le changement climatique, la donne a changé, et il faut compter avec une augmentation du risque, à la fois dans les zones déjà concernées et dans le reste de la métropole (Dupuy *et al.*, 2020) : à l'échéance 2050, près de la moitié des forêts et des landes, maquis, garrigue sera concernée (Chatry *et al.*, 2010). L'année 2022 est remarquable au titre de la surface incendiée à l'échelle nationale, avec un total de plus de 70 000 ha, dont plusieurs feux « hors normes » (Linley *et al.*, 2022). Elle constituera certainement une rupture dans la façon

d'envisager à la fois la lutte, la prévention et, d'une façon qui est discutée ici, la reconstitution des peuplements incendiés.

Comment traiter les forêts brûlées et comment les renouveler, en prenant en considération les contraintes particulières liées au passage des flammes ? Les contextes de la zone méditerranéenne, de la zone landaise et du reste du territoire métropolitain sont contrastés et les différences historiques et socio-techniques doivent être prises en compte.

3.2.2 Démarche et moyens mobilisés

Cette contribution est fondée (i) d'une part sur un travail de capitalisation d'expérience sur la gestion post-incendie menée depuis quelques années par l'ONF dans la zone méditerranéenne, grâce au soutien du ministère en charge des risques naturels (MTECT) et de la Région Sud – Provence-Alpes-Côte d'Azur et, (ii) d'autre part, sur l'évaluation de données récentes mais également historiques (suite aux grands incendies de 1949) disponibles dans les Landes de Gascogne.

Dans la **zone méditerranéenne**, la reconstitution des peuplements après incendie occupe une place centrale au sein d'un ensemble de thématiques post-incendie, qui comprend les mesures d'urgence (protection contre les risques induits tels que les chutes d'arbres, les chutes de pierres, les crues torrentielles, etc.), l'exploitation des bois brûlés et les opérations de réhabilitation. Le retour d'expérience issu de l'analyse des études, travaux et évènements post-incendie est étayé par des sources bibliographiques scientifiques, acquises et analysées avec l'appui de l'Unité de Recherche des Forêts Méditerranéennes (UFRM, INRAE Avignon). Pour aller plus loin, les connaissances et expériences des pays du sud de l'Europe sont détaillées dans Moreira *et al*. (2012).

Dans la **zone landaise**, la constitution des peuplements après incendie est pratiquée régulièrement et comprend l'exploitation des bois brûlés, l'aménagement du massif forestier et de ses infrastructures et les opérations de reconstitution et gestion des peuplements reconstitués. Le retour d'expérience est complété par des sources bibliographiques et techniques, notamment les travaux récents et anciens de l'UMR BIOGECO et l'Unité Expérimentale ISPA (et antérieurement, de la station de recherche de Pierroton) d'INRAE et les travaux du Groupement d'Intérêt Scientifique Groupe Pin Maritime du Futur. Ce dernier n'a pas mené de travaux spécifiques sur la reconstitution post incendie mais a réalisé des Cahiers de la Reconstitution post tempête dans le contexte des Landes de Gascogne.

Les données spécifiques concernant les autres régions françaises sont historiquement plus disparates, et les retours d'expériences de l'année 2022 qui a impacté significativement de nombreux départements hors zones sud-est et sud-ouest, sont encore en cours et n'ont pu être intégrés ici.

3.2.3 Réponses à la question posée

Après une réflexion préalable sur les objectifs poursuivis par la reconstitution des peuplements après un incendie, on s'interrogera sur l'évaluation des capacités de reconstitution spontanée, avant de présenter les itinéraires techniques possibles (abattage des bois brûlés, accompagnement de la reconstitution naturelle, restauration par plantation, protection de la régénération).

Bien que les recommandations générales issues de l'analyse soient applicables sur tout le territoire français, plusieurs considérations techniques portent spécifiquement sur les peuplements des zones méditerranéennes, historiquement les plus concernées par le risque incendie et les mieux documentées.

3.2.3.1 Objectifs de la reconstitution des peuplements

En l'absence d'intervention, le devenir des terrains incendiés dépend de multiples facteurs : conditions stationnelles, peuplements précédents, taille et fréquence des incendies subis au cours des décennies passées, sévérité du feu, conditions climatiques avant et après feu, etc. (Moreira *et* Vallejo, 2009). Selon les cas, le milieu se reboisera plus ou moins rapidement et, dans certains cas, restera ouvert à long terme.

Un retour à l'état boisé est le plus souvent recherché en raison des diverses fonctions assurées par la forêt :

- les **fonctions de protection** concernent la régulation du cycle de l'eau, la protection des sols, la protection contre les crues torrentielles, les chutes de blocs et les avalanches, la fixation dunaire, voire la lutte contre la désertification dans certaines zones (Mayor *et al*., 2007) ;
- les **fonctions paysagères** : après l'incendie, les paysages sont bouleversés, d'autant plus si des zones forestières ont été détruites. La reconstitution de paysages forestiers, avec toute la symbolique qu'ils portent, représente alors un enjeu important aux yeux du public et des élus ;
- la **préservation de la biodiversité** : des habitats forestiers rares ou plus riches que certains milieux ouverts dégradés peuvent être recherchés. En France, en dehors de quelques secteurs dégradés par des incendies trop fréquents relativement à la résilience des écosystèmes concernés, les milieux ouverts résultant du passage des flammes contribuent généralement à créer des mosaïques de milieux favorables à une certaine biodiversité (Prodon, 2022) ;
- la **production forestière** : le matériau bois est une ressource majeure qui alimente différentes filières : construction, ameublement, pâte à papier, emballage, bois énergie, etc. ;
- la **séquestration du carbone** : les forêts représentent un puits de carbone important dans le bois et dans le sol.

Pour la reconstitution des peuplements, les objectifs potentiels cités ci-dessus sont donc à analyser, cartographier et hiérarchiser en fonction des circonstances et des spécificités du terrain. Pour chaque objectif, divers critères sont à prendre en compte. Ainsi, pour prendre l'exemple de la protection contre les chutes de blocs, certaines caractéristiques de densité, de diamètre ou de capacité de régénération sous couvert devront pouvoir être atteintes, en fonction de la taille des blocs et la topographie (Radtke *et al*., 2014).

En contexte post-feu, la préoccupation de Défense des Forêts Contre l'Incendie (DFCI) est généralement prégnante : dans les secteurs où les incendies sont récurrents, elle peut même conduire à abandonner la vocation forestière de certains terrains stratégiques pour la lutte au profit d'occupations du sol moins combustibles comme des vergers.

Il faut noter cependant qu'après un incendie, surtout s'il est important, la pression sociétale pour replanter est généralement forte, motivée par la volonté de la population et/ou des élus de réaliser « une bonne action écologique » pour panser les plaies des flammes. Cette option doit être évaluée avec soin, car elle n'est pas forcément la meilleure, et l'espoir de ne plus revivre ce traumatisme dans le futur en plantant des espèces « non inflammables » est assez illusoire (voir 3.2.3.6 Restauration par plantation).

3.2.3.2 L'évaluation des capacités de reconstitution spontanée

Une fois les objectifs fixés, on évalue si les dynamiques naturelles suffisent à y répondre, ou si elles le peuvent en moyennant un accompagnement du gestionnaire.

Les dynamiques spontanées dépendent avant tout des **types de peuplements** qui ont été incendiés. En effet, les espèces sont plus ou moins adaptées au feu. En zone méditerranéenne, certaines sont

résistantes, c'est-à-dire que les arbres disposent d'éléments protecteurs tels qu'une écorce épaisse, alors que d'autres sont résilientes, c'est-à-dire que les peuplements sont capables de se renouveler après l'incendie par régénération naturelle (sexuée ou asexuée). Un peuplement presque similaire à celui qui a brûlé est alors susceptible de se reconstituer à moyen terme. Ces stratégies ne s'excluent pas l'une l'autre : citons le pin maritime dont la résistance mais aussi les capacités de régénération post-incendie sont bonnes (Rigolot, 2004 ; Fernandes *et* Rigolot, 2007). Toutefois, ces facteurs adaptatifs ne sont pas toujours efficients. Par exemple, la protection assurée par l'écorce diminue lorsque la puissance du feu augmente. Autre exemple : les arbres qui se régénèrent par semis peuvent être trop jeunes pour avoir produit des graines avant l'incendie (Ne'eman *et al*., 2004). Sans intervention humaine, la forêt peut alors laisser place, selon les situations, à des formations de type maquis ou garrigues plus ou moins nues, voire, en cas de feux puissants et répétés, à des milieux ouverts de plus en plus désertiques (Rodrigo *et al*., 2004). La recherche a en effet démontré que l'augmentation de la fréquence des incendies modifie la structure et la composition des communautés végétales, sélectionnant des communautés très compétitives et adaptées à des conditions de ressource de plus en plus faibles (liées à la dégradation du sol). C'est le cas par exemple du ciste de Montpellier en milieu acide, de l'ajonc ou du chêne kermès en milieu calcaire, qui retardent l'évolution vers des formations forestières.

La détermination des capacités de reconstitution des peuplements implique donc une analyse experte des **caractéristiques des peuplements en place**, ainsi que de l'ensemble des facteurs susceptibles d'influencer leur reconstitution.

Comme cela vient d'être évoqué, l'un des facteurs principaux est la **sévérité de l'incendie**, et ses impacts sur la survie des arbres par dégâts au cambium, aux bourgeons et aux graines (Stevens-Rumann *et* Morgan, 2019). Son évaluation doit être menée sur le terrain, elle peut être aidée par le traitement préalable d'images satellite.

La **taille et la forme des zones incendiées** permettent d'appréhender les possibilités de dissémination depuis les peuplements épargnés (Stevens-Rumann *et* Morgan, 2019).

Les **incendies passés** sont pris en compte pour connaître le temps écoulé depuis le feu précédent et évaluer si certains seuils de fréquence ont été dépassés. En zone méditerranéenne, le seuil de 25 ans est un ordre de grandeur pertinent (Vennetier *et al*., 2008). Il est également intéressant d'observer, par exemple sur les photographies aériennes, comment les peuplements avaient alors réagi (Stevens-Rumann *et* Morgan, 2019).

La **gestion sylvicole passée** peut aussi être déterminante, ne serait-ce que pour connaître l'âge des peuplements qui joue sur leur résistance ou leur résilience, ou encore pour connaître d'éventuelles faiblesses préexistantes telles que les dépérissements, les attaques de ravageurs ou les dégâts d'ongulés.

Enfin, les **caractéristiques stationnelles** méritent d'être prises en compte, au moins par une approche simplifiée (cartographie des compartiments bioclimatiques, de l'exposition et des conditions topographiques plus ou moins favorables à l'écoulement de l'eau et aux départs ou dépôts de matériaux), surtout lorsque la probabilité de reconstitution est faible (Lopez Ortiz *et al*., 2019). Les peuplements préexistants peuvent donner des indications sur la qualité stationnelle – l'information est à prendre avant leur exploitation. Si les actions de réhabilitation prévoient des plantations, une analyse stationnelle fine devient indispensable. En tout état de cause, il est rarement raisonnable d'espérer boiser des espaces qui ne l'étaient pas avant feu, car si tel était le cas, c'est souvent que les conditions stationnelles ne le permettaient pas.

Quelles que soient les études préalables réalisées, certains facteurs comme les conditions météorologiques jouant un rôle *a posteriori*, il demeure crucial d'**observer sur le terrain les premières tendances de reprise de la végétation**. Selon le niveau de fiabilité souhaité, cette campagne de terrain pourra être encadrée par un protocole plus ou moins détaillé. En matière de reconstitution post-incendie, il ne faut pas se précipiter (Moreira *et* Vallejo, 2009) ; l'observation de la dynamique naturelle doit être faite sur au moins une ou deux saisons de végétation. Cependant, surtout dans les régions où elle est susceptible de concurrencer la régénération, la dynamique de la végétation herbacée et arbustive nécessite une vigilance particulière.

3.2.3.3 Les itinéraires techniques de reconstitution

Le plan de reconstitution doit être en cohérence avec les documents cadres de gestion forestière. Les peuplements objectifs doivent être adaptés aux conditions stationnelles actuelles et prévisibles. Ils doivent répondre aux grands principes de multifonctionnalité des forêts françaises : production de bois dès que possible, fonctions sociales et environnementales, protection contre les risques naturels si besoin.

Le niveau d'intervention peut varier, selon une intensité croissante, d'un simple suivi de la reconstitution naturelle, à des actions d'accompagnement des dynamiques naturelles, jusqu'à la restauration par reboisement. L'intensité du feu, sa récurrence, le potentiel de semenciers, les conditions stationnelles et la concurrence de la végétation spontanée mais aussi les objectifs des propriétaires, des contraintes liées à la prise en compte du changement climatique ou la pression d'abroutissement sont autant de facteurs qui vont conditionner les choix techniques.

3.2.3.4 Abattage de bois brûlés

Il arrive fréquemment que les arbres condamnés soient abattus, pour diverses raisons telles que le « gommage paysager » (qui consiste à faire disparaître les chandelles), la construction de fascines pour retenir les sédiments (Myronidis *et* Arabatzis, 2009), la mise en sécurité des secteurs ouverts au public ou la valorisation du bois. Les avantages peuvent être également sylvicoles, avec un accès ultérieur facilité aux parcelles (non gêné par les chablis ou par les arbres calcinés restés en place avec un bois parfois durci), la limitation de la gêne ou des dégâts aux semis et rejets, et dans certains cas, la limitation des risques sanitaires. Pour les feuillus, le recépage (coupe des arbres brûlés) favorise la reprise de peuplements plus sains et vigoureux, par l'allocation des ressources des racines restées vivantes à des rejets de souche plutôt qu'à des rejets de cime formés sur des arbres très affaiblis par le feu, voire condamnés à moyen terme.

Si de telles opérations sont jugées opportunes, elles doivent toutefois être préparées et exécutées avec soin (McIver *et* McNeil, 2006) en raison de leurs impacts potentiels, notamment sur le sol ou sur la régénération, selon les modalités des travaux (Martínez-Sánchez *et al*., 1995 ; Pausas *et al*., 2004 ; Vennetier, 2001). Il convient en particulier de considérer que laisser au moins une partie des arbres morts en place présente des avantages, à la fois par les graines qu'ils peuvent continuer de disperser et les graines apportées par les oiseaux qui s'y perchent (Cavallero *et al*., 2013), mais aussi en matière de biodiversité ; espèces inféodées ; corridors ; etc. (Hutto, 2006).

Quant aux arbres survivants dont la probabilité de mortalité différée est jugée faible (Rigolot, 2004 ; Pimont *et al*., 2011), ils sont en général laissés en place. C'est le cas en particulier des peuplements résistants, comme certaines forêts de chêne liège – celles dont le liège était suffisamment épais, en lien avec l'âge des arbres et la date de la dernière levée (Roula *et al*., 2020).

3.2.3.5 Accompagnement de la reconstitution naturelle

Le renouvellement des peuplements incendiés par régénération naturelle sexuée (semis) ou asexuée (rejets) est susceptible d'assurer au moins en partie les objectifs de reconstitution et, dans de nombreuses situations, notamment en zone méditerranéenne, la régénération naturelle aura de meilleurs résultats que les plantations (Lopez Ortiz *et al*., 2019 ; Moreira *et* Vallejo, 2009). Diverses interventions d'accompagnement peuvent être réalisées pour la favoriser. La régénération naturelle est tout d'abord à prendre en compte dans les choix relatifs au traitement des arbres brûlés (voir 3.2.3.4 Abattage de bois brûlés). Les paragraphes suivants complètent les itinéraires sylvicoles classiques par quelques indications par essences en lien avec le contexte particulier post-incendie.

Pour reprendre le cas du **chêne liège**, outre le choix de recéper ou non, d'autres opérations sont à envisager lorsqu'une remise en production de liège est souhaitée. La production peut ainsi être confortée par sélection et détourage (broyage de la végétation concurrente) des rejets quelques années après le recépage, puis par des tailles de formation. Lorsque des arbres adultes survivants ont été conservés, une taille sanitaire (des branches affaiblies par le feu) est utile ; surtout, le liège brûlé doit être extrait. Cette opération doit avoir lieu au minimum 6 ans après l'incendie, faute de quoi le courant de sève descendante n'est pas suffisant pour un décollement aisé (Lombardini, 2004). À noter qu'un travail du sol a pu être préconisé en peuplement peu dense pour stimuler la production de drageons en complément des rejets de souche. Cette option est à considérer avec prudence, car elle ne doit pas conduire à nuire à un sol déjà fragilisé ou à des espèces sensibles telles que la tortue d'Hermann dans le Var.

Pour le **chêne vert** et le **chêne pubescent**, il est possible d'effectuer une sélection des meilleurs brins si, lors du recépage, des rejets sont déjà présents. En effet, même si l'évolution en taillis convient au propriétaire, ces brins seront mieux conformés et évolueront plus vite vers des stades un peu moins combustibles. Si une évolution vers la futaie sur souche est souhaitée, la sélection de brins est impérative, avec détourage en cas de besoin.

En cas de **mélange de chêne et de pin**, on choisit désormais de maintenir cette diversité, dans le but d'augmenter la résilience au changement climatique. Même s'il est vrai que le sous-bois d'une yeuseraie pure et dense est peu développé, cela ne contribue pas toujours à éviter qu'elle brûle en cas d'incendie estival, mais plutôt à réduire le risque de départ de feu en son sein. À proximité immédiate de sites où les enjeux humains sont importants, il pourra donc être envisagé de favoriser les chênes verts – si tant est que les conditions stationnelles permettent leur survie. En ce qui concerne le chêne-liège, la pousse des brins peut être aidée face à la concurrence des semis de pin maritime par la pose de manchons de protection, ce qui les protège en outre de l'abroutissement des ongulés.

Sauf année aux conditions météorologiques extrêmes, les **essences feuillues plus septentrionales, ou de milieux plus frais,** sont actuellement moins concernées par les incendies. Il semble que la plupart d'entre elles rejettent bien après feu, au point parfois de constituer le peuplement principal lorsqu'elles étaient en mélange avec des essences résineuses. La capacité à rejeter se réduit toutefois avec l'âge ; elle est souvent meilleure pour les taillis que pour les futaies. La recomposition spontanée des peuplements après incendie tend parfois à favoriser des essences de l'ancien sous-étage (alisiers, merisiers, érables, etc.) ou des structures en taillis incompatibles avec une vocation de bois d'œuvre. Le cas échéant, des choix de gestion seront à réaliser pour accélérer la transition vers les peuplements objectifs (travaux voire plantations).

Parmi les résineux, le **pin d'Alep** est à distinguer des autres, car il dispose de cônes sérotineux[430] (Ne'eman *et al*., 2004) : la résine qui les recouvre les protège des flammes, puis par fonte permet leur ouverture et la libération de leurs graines. En conséquence, dès lors que le peuplement préexistant était suffisamment mûr pour avoir produit ces cônes, une régénération par semis est envisageable après l'incendie. L'abondance de cette dernière dépend de multiples facteurs (Nathan *et* Ne'eman, 2004 ; Vennetier, 2020) tels que la densité des semenciers, la prédation des graines puis des pousses, la concurrence herbacée, les conditions climatiques dans les mois qui suivent le feu, etc. Seul un suivi dans le temps permet de déterminer s'il faudra envisager des supplémentations par plantation ou au contraire un dépressage pour favoriser la croissance de pins d'avenir dans les meilleures stations (Moya *et al*., 2009).

Le **pin maritime** dispose également de cônes sérotineux, mais en moins grande quantité que le pin d'Alep, sauf dans certaines populations (Vega *et al*., 2010). La présence d'une banque de graines dans le houppier, protégée dans une certaine mesure par des cônes de grande dimension, permet une régénération potentiellement abondante après les incendies ayant roussi les houppiers sans combustion totale (Fernandes *et* Rigolot, 2007). À noter toutefois qu'actuellement, la majorité des peuplements français de pin maritime se situe sur les plateaux des Landes de Gascogne, où la régénération est généralement réalisée par plantation. Après incendie, la régénération naturelle peut y donner de bons résultats sur les terrains secs ou correctement assainis, à condition que des semenciers soient présents en densité suffisante. Mais le développement de la végétation herbacée et arbustive, qui peut être rapide après un feu de faible à moyenne intensité, peut constituer un obstacle à la réussite de la régénération. En particulier, dans les landes mésohygrophiles, la molinie peut reconstituer en quelques mois des tapis très denses qui contraignent la germination des graines, d'autant plus si le niveau de la nappe phréatique remonte au printemps du fait de la disparition du couvert végétal. La qualité et la densité des semis peut être fortement réduite. En dehors de ces plateaux landais, la régénération naturelle demeure majoritaire, y compris après incendie. Dans les dunes du littoral atlantique, elle est souvent accompagnée d'un semis de complément. Il y a une préoccupation croissante quant à l'évolution de la quantité de graines produites en lien avec le parasitage de ces dernières et le changement climatique.

Pour les **autres résineux français,** la régénération naturelle après incendie est généralement bien plus compliquée à obtenir (Toutchkov, 2021). Elle se fera souvent de manière plus ou moins dispersée, de proche en proche par dissémination des graines à partir des semenciers épargnés par le feu (en périphérie, ou au sein de la zone parcourue si le feu n'est pas monté en cime). Dans certains cas, notamment sur sols acides à maquis dense, un dessouchage de ce dernier a pu être envisagé pour limiter sa concurrence avec les semis attendus. Ce type de travaux est toutefois rarement réalisé compte tenu de son coût.

Pour **tous les résineux**, les travaux sylvicoles classiques sont à prévoir en cas d'enjeu de production de bois. À noter que dans les Maures, les pins maritimes autochtones, bien que se régénérant fort bien après incendie, restent sensibles à la cochenille (*Matsucoccus feytaudi*), ce qui obère tout espoir d'obtenir des peuplements matures, et donc l'intérêt d'y mener des travaux sylvicoles.

Pour l'ensemble des peuplements et particulièrement pour ceux qui étaient déjà menacés par certains ravageurs avant l'incendie, **un suivi sanitaire** est à prévoir afin d'intervenir si nécessaire. Les scolytes, en particulier, s'attaquent aux arbres vivants mais affaiblis, qui peuvent être nombreux aux abords, voire au sein, des zones incendiées. Deux espèces sont également susceptibles de s'attaquer aux

[430] les cônes sont saturés en résine et restent sur l'arbre parent, sans s'ouvrir, pour une année ou plus, après la maturité des graines à l'intérieur. Cela s'accompagne d'une dormance prolongée des graines, qui n'est levée que par les hautes températures accompagnant le passage du feu, ou par les conditions physico-chimiques spécifiques de l'après feu.

peuplements sains aux abords du feu : l'hylésine destructeur (*Tomicus destruens*), notamment sur pin d'Alep, et le sténographe (*Ips sexdentatus*), notamment sur pin maritime (Vega *et al*., 2010) et pin pignon. Les facteurs de risque sont alors, outre la quantité d'arbres affaiblis, mais non détruits par le feu (Moreira *et* Vallejo, 2009), la présence à proximité du brûlé de chablis de l'hiver précédent (ayant déjà attiré des scolytes) ou de jeunes peuplements (plus sensibles aux scolytes). Les arbres touchés sont à évacuer aussi rapidement que possible afin d'endiguer l'infestation.

3.2.3.6 Restauration par plantation

Des plantations, en enrichissement ou en plein, peuvent s'avérer techniquement pertinentes (Stevens-Rumann *et* Morgan, 2019) dès lors que la régénération naturelle ne suffit pas à répondre aux objectifs donnés à la zone, tels que la production de bois sur les stations qui le permettent, la protection contre les risques naturels, le maintien des paysages, le maintien de la biodiversité, ou encore l'adaptation au changement climatique par introduction d'essences potentiellement plus résistantes à la sécheresse (Davis *et al*., 2019). En zone aride ou semi-aride, la présence d'un peuplement, même de faible productivité, peut être appréciable d'un point de vue paysager et environnemental (régulation des cycles de l'eau et du carbone, amélioration du sol, etc.)

Un projet de restauration par plantation doit être d'autant plus soigneusement réfléchi qu'il suppose des investissements importants et que la réussite n'est parfois pas assurée, surtout en zone méditerranéenne.

Une condition *sine qua non* demeure l'adaptation des essences choisies aux stations concernées. Il faut tenir compte du fait que les conditions stationnelles sont souvent aggravées par l'incendie, ce qui augmente le risque d'échec.

Pour la majorité des espèces feuillues, même méditerranéennes, les jeunes pousses supportent mal le très fort ensoleillement sur un terrain nu après incendie, qui brûle les feuilles et provoque leur dessèchement par transpiration excessive (contrairement aux rejets naturels de souches qui bénéficient, eux, d'un système racinaire profond). Même pour les résineux, et même après une période d'adaptation suite à l'élevage en pépinière, l'exposition brutale des plants aux conditions extrêmes des surfaces incendiées peut s'avérer difficile. À noter qu'outre le **fort ensoleillement**, la concurrence parfois vive d'espèces pyrophiles ou encore la dégradation des sols, les incendies ont également un impact important sur les réseaux souterrains de champignons (les mycéliums). Or, ces derniers sont vitaux pour les arbres par les symbioses qu'ils forment avec eux (les mycorhizes), même si les espèces pionnières y sont moins sensibles.

Une difficulté majeure dans le choix des essences à installer après incendie est de concilier la résistance au feu et la résistance à la sécheresse. C'est particulièrement le cas en zone méditerranéenne. La plupart des essences considérées comme peu combustibles nécessitent des milieux relativement riches et frais, très rares en zone méditerranéenne ou rares en zone landaise, *a fortiori* dans un périmètre découvert par l'incendie. Parmi les essences offrant les meilleurs compromis, se trouvent (i) le pin pignon (Fernandes *et al.*, 2008) – mais il pose problème à terme car il se régénère très mal naturellement, (ii) le chêne liège – mais il est calcifuge, et les plantules résistent mal à un ensoleillement direct, ainsi que (iii) le pin maritime et (iv) le pin d'Alep, relativement résistants à des feux de faible intensité et à la sécheresse.

Au-delà du choix des essences, il convient pour chaque projet de plantation de se référer scrupuleusement aux recommandations techniques concernant la transplantation et l'installation des plants de façon générale (voir Volet 2, Thème 2, « Question 4. Comment limiter le stress de transplantation pour assurer l'installation des plants en contexte de changement climatique ? »).

En zone méditerranéenne, une attention particulière est à porter à l'alimentation en eau des plants, ce qui peut justifier des dépenses supplémentaires. À ce propos, un autre point de vigilance porte sur les opérations échelonnées dans le temps, tels que les arrosages ou les travaux d'entretien plus classiques (dégagements par exemple). En effet, en contexte post-incendie, l'effort principal est consenti immédiatement après l'évènement, sous le coup de l'impact émotionnel, puis l'on observe souvent une préjudiciable absence d'entretien dans les années qui suivent (Toutchkov, 2021).

Dans les Landes de Gascogne, la reconstitution des peuplements de pin maritime par plantation après incendie est un itinéraire largement répandu, qui donne de bons résultats. La plantation permet une reconstitution rapide du peuplement, dans de bonnes conditions de croissance, en bénéficiant de plants de bonne qualité génétique (variétés améliorées). Les densités pratiquées (en moyenne 1200 tiges/ha), et le maintien d'interlignes assez larges (4 m) facilite l'entretien du sous-bois. Après les grands incendies de 1949, les techniques de semis à la volée, semis « au crot »[431], semis sur labour et plantation avaient été largement utilisées dans les zones où la régénération naturelle avait échoué du fait de la forte intensité du feu ou d'un blocage par l'engorgement printanier ou par la végétation herbacée et arbustive (Papy, 1950). En dehors du pin maritime, lorsque le feu n'a pas été trop intense, on observe des rejets de souche sur chêne pédonculé, saules, chênes lièges et chêne tauzin. La conservation de ces essences, en accompagnement du pin maritime est essentielle pour maintenir ou renforcer la diversité à l'échelle du massif forestier (Canteloup *et* Castro, 2012). Les plantations de feuillus, en plein ou en enrichissement, ont fait l'objet de nombreux essais, mais se heurtent à des difficultés techniques, les taux de survie et les croissances s'avérant souvent décevants.

3.2.3.7 Protection de la régénération

Comme en dehors du contexte post-incendie, la protection de la régénération (naturelle ou artificielle) peut nécessiter des mesures spécifiques, par exemple contre le piétinement en zones très fréquentées ou encore contre les dégâts des grands ongulés. En ce qui concerne la protection contre la dent du bétail, notons qu'après incendie, le pâturage est interdit dans les forêts privées, pendant 10 ans renouvelables (art. L. 131-4 du code forestier[432]).

Enfin, une protection contre l'incendie ou contre les risques naturels (chutes de blocs, avalanches, etc.) peut être jugée utile, surtout pour les plantations compte-tenu des sommes investies. De fait, la phase de reconstitution d'un peuplement après incendie est une période de grande vulnérabilité à un nouveau feu, en particulier du fait de la structure des stades jeunes, où la biomasse combustible est souvent continue horizontalement (entre les houppiers) et verticalement (branches basses et végétation adventice).

3.2.4 Perspectives

Malgré des avancées significatives depuis les années 1980 dans les domaines évoqués ci-dessus, il subsiste des lacunes de connaissances qui engendrent des besoins de recherche dans un certain nombre de domaines.

C'est le cas notamment de l'influence des différents facteurs d'évolution de la végétation sans ou avec intervention humaine, dont l'appréhension mériterait un effort de recherche particulier, d'autant plus en contexte de changement climatique. En effet, les conditions d'un blocage des successions

[431] Semis réalisé dans des trous creusés à la bêche. Cette technique fut utilisée dans les milieux très embroussaillés (Papy, 1950).
[432] Consultable ici : https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025245873

écologiques risquent d'être de plus en plus souvent réunies. *A minima*, un observatoire de la résilience des forêts après incendie, avec cartographie associée des facteurs, pourrait être mis en place.

Les évolutions des milieux naturels, mais aussi du risque d'incendie associé, pourraient faire l'objet de recherche fondées sur des outils de modélisation à l'échelle du paysage.

La question du recours à la plantation est également de plus en plus posée en lien avec l'anticipation du changement climatique. Bien que les conditions générales de réussite d'une plantation soient globalement bien connues, les conditions spécifiques liées au contexte post-incendie mériteraient une attention particulière. Cela pourrait passer par un état de l'art poussé des pratiques passées, locales et étrangères, complété, selon les résultats, par des travaux de recherche.

De même, l'exploitation des bois brûlés, qui a lieu dans un milieu fragilisé par les flammes, mérite des préconisations spécifiques fondées sur des connaissances académiques ou des retours d'expérience opérationnelle à mettre en place. En effet, ce type de coupe sera de plus en plus fréquent en contexte de changement climatique, en lien avec des incendies de plus en plus fréquents affectant des forêts au potentiel de valorisation important.

3.2.5 Références bibliographiques

Canteloup, D., Castro, A., 2012. Situation sanitaire et diversification. Les cahiers de la reconstitutiion. GIS GPMF 12.

Cavallero, L., Raffaele, E., Aizen, M.A., 2013. Birds as mediators of passive restoration during early post-fire recovery. Biological Conservation 158, 342–350. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.10.004

Chatry, C., Le Quentrec, M., Laurens, D., Le Gallou, J.-Y., Lafitte, J.-J., Creuchet, B., 2010. Rapport de la mission interministérielle 'Changement climatique et extension des zones sensibles aux feux de forêts.

Davis, K.T., Dobrowski, S.Z., Higuera, P.E., Holden, Z.A., Veblen, T.T., Rother, M.T., Parks, S.A., Sala, A., Maneta, M.P., 2019. Wildfires and climate change push low-elevation forests across a critical climate threshold for tree regeneration. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 116, 6193–6198. https://doi.org/10.1073/pnas.1815107116

Dupuy, J., Fargeon, H., Martin-StPaul, N., Pimont, F., Ruffault, J., Guijarro, M., Hernando, C., Madrigal, J., Fernandes, P., 2020. Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: a review. Annals of Forest Science 77, 35. https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5

Fernandes, P., Rigolot, E., 2007. The fire ecology and management of maritime pine (Pinus pinaster Ait. Forest Ecology and Management 241, 1–13.

Fernandes, P., Vega, J., Jiménez, E., Rigolot, E., 2008. Fire resistance of European pines. For. Ecol. Manag 256, 246–245. https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2008.04.032

Hutto, R.L., 2006. The effects of post-fire salvage logging on cavity-nesting birds. The Condor 108, 817–831.

Linley, G.D., Jolly, C.J., Doherty, T.S., Geary, W.L., Armenteras, D., Belcher, C.M., Bliege Bird, R., Duane, A., Fletcher, M., Giorgis, M.A., Haslem, A., Jones, G.M., Kelly, L.T., Lee, C.K.F., Nolan, R.H., Parr, C.L., Pausas, J.G., Price, J.N., Regos, A., Ritchie, E.G., Ruffault, J., Williamson, G.J., Wu, Q., Nimmo, D.G., Poulter, B., 2022. What do you mean, 'megafire'? Global Ecol Biogeogr 31, 1906–1922. https://doi.org/10.1111/geb.13499

Lombardini, F., 2004. Rénover et gérer les forêts provençales de Chêne-liège.

Lopez Ortiz, M.J., Lucash M., S., Hibbs D.Shatford, J., Thompson, J.R., Marcey, T., 2019. Post-fire management affects species composition but not Douglas-fir regeneration in the Klamath

Mountains. Forest Ecology and Management 432, 1030–1040. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.030

Martínez-Sánchez, J.J., Marín, A., Herranz, J.M., Ferrandis, P., De las Heras, J., 1995. Effects of high temperatures on germination ofPinus halepensis Mill. andP. pinaster Aiton subsp.pinaster seeds in southeast Spain. Vegetatio 116, 69–72. https://doi.org/10.1007/BF00045279

Mayor, A.G., Bautista, S., Llvovet, J., Bellot, J., 2007. Post-fire hydrological and erosional responses of a mediterranean landscape : seven years of catchment-scale dynamics. Catena 71, 68–75.

McIver, J.D., McNeil, R., 2006. Soil Disturbance and Hill-Slope Sediment Transport After Logging of a Severely Burned Site in Northeastern Oregon. Western Journal of Applied Forestry 21, 123–133. https://doi.org/10.1093/wjaf/21.3.123

Moreira, F., Arianoutsou, M., Corona, P., De las Heras, J. (Eds.), 2012. Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests, Managing Forest Ecosystems. Springer Netherlands, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2208-8

Moreira, F., Vallejo, R., 2009. What to Do After Fire? Post-Fire Restoration. EFI 53–58.

Moya, D., De las Heras, J., López-Serrano, F.R., Condes, S., Alberdi, I., 2009. Structural patterns and biodiversity in burned and managed Aleppo pine stands. Plant Ecol 200, 217–228. https://doi.org/10.1007/s11258-008-9446-6

Myronidis, D., Arabatzis, G., 2009. Evaluation of Greek Post-Fire Erosion Mitigation Policy through Spatial Analysis. Polish Journal of environmental Studies 18, 865–872.

Nathan, R., Ne'eman, G., 2004. Spatiotemporal dynamics of recruitment in Aleppo pine (Pinus halepensis Miller). Plant Ecology 171, 123–137. https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029379.32705.0f

Ne'eman, G., Goubitz, S., Nathan, R., 2004. Reproductive traits of Pinus halepensis in the light of fire – a critical review. Plant Ecology 171, 69–79. https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029380.04821.99

Papy, L., 1950. Le problème de la restauration des Landes de Gascogne. caoum 3, 231–279. https://doi.org/10.3406/caoum.1950.1688

Pausas, J.G., Ribeiro, E., Vallejo, R., 2004. Post-fire regeneration variability of Pinus halepensis in the eastern Iberian Peninsula. Forest Ecology and Management 203, 251–259. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.061

Pimont, F., Prodon, R., E, R., 2011. Comparison of postfire mortality in endemic Corsican black pine (Pinus nigra ssp. laricio) and its direct competitor (Pinus pinaster). Annals of Forest Science 68, 425–432. https://doi.org/10.1007/s13595-011-0031-0

Prodon, R., 2022. Successional Pathways of Avifauna in a Shifting Mosaic Landscape: Interplay between Land Abandonment and Wildfires. Fire 5, 183. https://doi.org/10.3390/fire5060183

Radtke, A., Toe, D., Berger, F., Zerbe, S., Bourrier, F., 2014. Managing coppice forests for rockfall protection : lessons from modeling. Annals of Forest Sciences 71, 485–494. https://doi.org/10.1007/s13595-013-0339-z

Rigolot, E., 2004. Predicting postfire mortality of Pinus halepensis Mill. and Pinus pinea L. Plant Ecology (formerly Vegetatio) 171, 139–151. https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029382.59284.71

Rodrigo, A., Retana, J., Pico, X., 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. Ecology 85, 716–729. https://doi.org/10.1890/02-0492

Roula, S.E., Bouhraoua, R.T., Catry, F.X., 2020. Factors affecting post-fire regeneration after coppicing of cork oak (Quercus suber) trees in northeastern Algeria. Canadian Journal of Forest Research 50, 371–379.

Stevens-Rumann, C.S., Morgan, P., 2019. Tree regeneration following wildfires in the western US : a review. fire ecol 15, 15. https://doi.org/10.1186/s42408-019-0032-1

Toutchkov, M., 2021. Retour d'expérience sur les travaux post-incendie en région Sud -PACA.

Vega, JA., Fernández, C., Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbel, T., 2010. Response of maritime pine (Pinus pinaster Ait.) recruitment to fire severity and post-fire management in a coastal burned area in Galicia (NW Spain). Plant Ecol 206, 297–308. https://doi.org/10.1007/s11258-009-9643-y

Vennetier, M., 2020. Quelques aspects méconnus de la régénération du pin d'Alep après incendie. Forêt Méditerranéenne 41, 101–120.

Vennetier, M., 2001. Dynamique spatiale de la régénération des forêts après incendie en Provence calcaire. Cas particulier du pin d'Alep. Cemagref Aix-en-Provence.

Vennetier, M., Cecillon, L., Guénon, R., Schaffhauser, A., Vergnoux, A., Boichard J.-L, Bottéro J.-Y, J.-J, B., Carrara, M., Cassagne, N., Chandioux, O., Clays-Josserand, A., Commeaux, C., Curt, T., Czarnes, S., Danieli, D., Degrange, V., Rocco, D., Domeizel, M., Doumenq, P., Doussan, C., Estève, R., Faivre, N., Favier, G., Gaudu J.-C, Gros, R., Guiliano, M., Guillaumaud, N., Hoepffner, M., Juvy, B., Le Roux, X., Lebarriller, S., Malleret, L., Martin, W., Mas, C., Masion, A., Massiani, C., Mermin, E., Mille, G., Morge, D., Pignot, V., Poly, F., Renard, D., Ripert, C., Ruy, S., Tardif, P., Tatoni, T., Théraulaz, F., Vassalo, L., Asia, L., 2008. Etude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols. Recherche d'indicateurs. Rapport final. https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1450.3923

Volet 2 | Thème 4. Amélioration des pratiques de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 4. Quelle est la diversité des initiatives de renouvellement forestier testées dans les territoires ? Peuvent-elles venir appuyer une réflexion sur la diversification des pratiques de renouvellement ?

Sommaire

4.1 Contexte et problématique 746
4.2 Matériel et méthodes 747
4.2.1 Tâche A – Recensement d'initiatives atypiques de renouvellement 747
4.2.2 Tâche B – Caractérisation d'une sélection d'initiatives 748
4.2.2.1 B.1 – Sélection d'un sous-ensemble d'initiatives 749
4.2.2.2 B.2 – Complément d'enquête sur les initiatives de la sélection 750
4.2.3 Tâche C – Identification des critères de description 750
4.3 Résultats 752
4.3.1 Recensement d'initiatives atypiques de renouvellement 752
4.3.2 Description d'une sélection d'initiatives 755
4.4 Difficultés et limites de l'enquête 760
4.5 Conclusions et perspectives 761
4.5.1 Besoins de recherche 762
4.6 Remerciements 763
4.7 Annexes 763

Rédacteurs
Céline **Perrier,** CNPF-IDF, Lyon (69), France
Philippe **Riou-Nivert**, CNPF-IDF, Paris (75), France
Morgane **Delay**, CNPF-IDF, Paris (75), France
Jacques **Becquey**, CNPF-IDF, Lyon (69), France

4.1 Contexte et problématique

Les évolutions en cours modifient les conditions de croissance et de renouvellement des forêts. Le forestier doit **s'adapter** à ce nouveau contexte et **trouver des modes de gestion alternatifs** qui tendent à **favoriser dès le jeune âge la résistance et la résilience** des forêts. Cette adaptation des pratiques doit viser à **limiter, quand cela est possible, les changements trop brutaux, pouvant amener un stress supplémentaire** pour les peuplements. De tels changements existent néanmoins, provoqués par des aléas divers, climatiques ou biotiques, sur lesquels le sylviculteur a peu de prise. Ils peuvent aussi être consécutifs à des opérations de gestion nécessaires comme le renouvellement complet de peuplements. Il est alors indispensable de **raisonner** avec soin ce stade crucial et de l'**accompagner** à chacune des étapes de sa mise en œuvre.

Ce nouveau contexte implique d'avoir recours à des **modes de renouvellement « autres »**, parfois à inventer, qui constituent des alternatives à des pratiques bien connues. **Des intermédiaires sont ainsi à trouver** entre la régénération naturelle et la plantation, l'ouverture et le maintien du couvert, la conservation ou l'élimination du recru, etc. **Le choix de ces intermédiaires est guidé par les objectifs de gestion** (rentabilité, recherche de diversité, etc.) **et par les spécificités locales** (contraintes à l'installation, adéquation essence-station, protection des sols, etc.) On peut ainsi être amené à installer

ou favoriser une autre essence (ou provenance) plus résistante aux contraintes climatiques, diversifier les pratiques à l'échelle d'un massif pour augmenter la résilience globale, ajuster les techniques de renouvellement à une contrainte locale (réglementaire, paysagère, etc.), amener un mélange d'essences ou de provenances pour augmenter la résilience du peuplement adulte, etc.

Ces modes de renouvellement « autres » nécessiteraient cependant un **savoir-faire ou des guides techniques sur lesquels s'appuyer**. Il serait utile de préciser dans quel contexte privilégier telle ou telle pratique et enfin, il serait nécessaire de connaître l'investissement financier et matériel requis. Des initiatives existent sur le territoire et peuvent alimenter cette réflexion grâce à un **retour d'expériences sur les itinéraires mis en place,** les motivations des responsables de ces initiatives et les résultats obtenus.

Coordonné par le RMT AFORCE[433], et mené dans le cadre de l'expertise CRREF, l'enquête décrite ici vise à apporter un **premier éclairage sur la diversité existante des types de renouvellement**. Elle s'appuie sur la caractérisation d'un échantillon d'initiatives qui, pour approcher au mieux cette diversité, est orienté préférentiellement sur des alternatives à la plantation monospécifique en plein régulière et dense après coupe rase et/ou sur des initiatives qui présentent un intérêt (connu ou supposé) pour faire face aux contraintes et impacts du changement climatique. L'enquête inclut l'**identification d'une sélection de cas, au sein de cet échantillon, qui mériteraient à terme une analyse plus approfondie pour déterminer leur potentiel à inspirer des installations futures**. Cette enquête concerne l'ensemble du territoire métropolitain.

4.2 Matériel et méthodes

L'enquête s'est déroulée de juin 2021 à septembre 2022. Elle s'est articulée en plusieurs tâches :

- **Tâche A** - Recensement d'initiatives par enquête (phase 1 de l'enquête)
  - *143 initiatives disponibles à l'issue de la tâche*
- **Tâche B** - Caractérisation d'une sélection d'initiatives (phase 2 de l'enquête)
  - *60 initiatives disponibles à l'issue de la tâche*
- **Tâche C** - Identification des critères de description

4.2.1 Tâche A – Recensement d'initiatives atypiques de renouvellement

Cette tâche consiste en un **recensement par enquête d'initiatives atypiques de renouvellement** mises en œuvre sur le territoire métropolitain. Les initiatives sont jugées atypiques si elles se démarquent du mode de renouvellement connu qu'est la plantation monospécifique en plein régulière et dense après coupe rase et/ou si elles présentent un intérêt (connu ou supposé) pour faire face aux contraintes et impacts du changement climatique. À ce stade, le questionnaire est conçu de manière à pouvoir être renseigné dans un temps restreint, tout en permettant de dresser un premier portrait des initiatives (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). L'idée est d'effectuer un balayage large pour mettre en lumière toute la diversité de ces initiatives sans nécessiter une forte mobilisation en temps de la part des répondants.

Pour cadrer la recherche des initiatives atypiques pouvant être proposées au recensement, des consignes ont été rédigées (voir Tableau 4.4-1).

Tableau 4.4-1 : Consignes pour la recherche d'initiatives atypiques à proposer au recensement

Type d'initiative	Tous types : expérimentation avec une ou plusieurs modalités (essence, sylviculture, densité de plantation, etc.), avec prise de mesures ou signalement d'un peuplement en gestion, sans prise de mesures.

[433] https://www.reseau-aforce.fr/

Objectif	Il peut s'agir d'initiatives mises en place avec l'objectif de trouver des alternatives face au changement climatique, ou bien des initiatives mises en place pour d'autres objectifs (économiques, etc.), mais pouvant être source d'inspiration.
Échec/Réussite	Sans restriction : les analyses et réflexions à en tirer sont tout autant importantes dans un cas comme dans l'autre.
Âge	Pas de limite d'âge, mais les peuplements jeunes (entre 0 et 20 ans notamment) sont à privilégier. Des peuplements d'une vingtaine d'années ayant passé l'épreuve du temps sont intéressants au même titre que des peuplements récemment installés. Les installations prévues mais non encore réalisées sont acceptées.
Surface	Initiatives installées sur plus de 10 ares privilégiées.
Structure	Régulière ou irrégulière.
Composition	Peuplement pur ou mélangé.
Schéma de renouvellement	Tous types (excepté la plantation en plein monospécifique régulière et dense après coupe rase, qui n'est pas en soi un mode de renouvellement rejeté mais qui est écarté pour l'enquête).
Mode de renouvellement	Plantation, semis artificiel ou régénération naturelle.
Densité	Tous types.
Type de propriété	Public ou privé.

Ces consignes ont été jointes à l'invitation par e-mail lancée pour participer à l'enquête. Elle a été transmise *via* les canaux de diffusion du réseau AFORCE aux cibles principales de l'enquête[434] : ONF, CNPF, CETEF, Chambres d'Agriculture, Coopératives forestières et Experts Forestiers de France.

Le questionnaire comportant 25 questions, disponible en ligne, reprend dans sa conception le plan adopté pour ces consignes (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) :

- **Informations générales** : responsable de suivi, situation, type de propriété ;
- **Objectif poursuivi et à l'origine de l'initiative** (de gestion ou d'expérimentation selon le cas) ;
- **Caractéristiques descriptives** : antécédent cultural, mode de renouvellement et année, schéma d'installation, composition, structure, densité, surface, appréciation de l'état sanitaire actuel ;
- **Appréciation globale** : réussite ou échec de l'initiative ;
- **Justification de la proposition**.

Viennent compléter ces informations, des indications sur les éventuelles mesures et fréquences de suivi, afin d'avoir une première idée des données potentiellement consultables par la suite. Chaque répondant pouvait compléter le questionnaire pour une ou pour plusieurs initiatives. Il bénéficiait d'une certaine liberté pour opérer sa propre sélection d'initiatives selon différents critères : éventail de propositions variées (âge, types de mélange, etc.), ou ensemble d'installations répondant à un même schéma ou contexte mais permettant de nuancer leur résultat.

Par sa conception même (modalité d'interrogation et de collecte des réponses), ce recensement n'a pas vocation à constituer un échantillon représentatif des renouvellements entrepris sur le territoire national. Il est analysé à l'issue de cette tâche pour mettre en évidence la diversité globale des initiatives inventoriées.

4.2.2 Tâche B – Caractérisation d'une sélection d'initiatives

Cette tâche vise à **sélectionner et caractériser plus finement un sous-ensemble d'initiatives**. Elle s'est déroulée comme suit :

[434] Ont été visés les représentants officiels dans le réseau des organismes cités, ainsi que les responsables des réseaux d'expérimentation de ces organismes, avec charge de diffuser en interne aux personnes concernées.

- sélection d'un sous-ensemble d'initiatives parmi celles recensées dans la phase 1 de l'enquête ;
- complément d'enquête sur les initiatives de la sélection (phase 2 de l'enquête).

L'objectif de cette sélection est de concentrer les efforts sur les initiatives les plus atypiques et pour lesquelles il semblerait possible, après une analyse approfondie à mener, de tirer quelques enseignements à terme, qu'il s'agisse d'échecs ou de réussites (voir Tableau 4.4-2).

4.2.2.1 B.1 – Sélection d'un sous-ensemble d'initiatives

Une grille de notation a été établie avec six familles de critères : choix d'espèce(s), diversité d'espèces, originalité du schéma d'installation et de la densité, potentiel d'analyse et rareté (voir Tableau 4.4-2).

Tableau 4.4-2 : Critères de sélection des initiatives recensées dans la phase 1 de l'enquête (* sur la base des critères suivants : objectif, espèces, schéma d'installation, densité)

Choix d'espèce(s)	1.1	Au moins une des essence(s) ou provenance(s) installée(s) est supposée(s) intéressante(s) vis-à-vis du changement climatique, pour la région.
	1.2	Au moins une des essences ou provenance installée est atypique pour la région.
Diversité d'espèces	2.1	Recherche d'une diversification d'espèces ou de provenances.
	2.2	Caractère atypique du mélange pour la région.
Originalité du schéma d'installation	3.1	Recherche d'un schéma permettant d'éviter la plantation en plein sans utilisation du recrû après coupe rase.
	3.2	Recherche d'un schéma permettant d'enrichir un peuplement dépérissant en évitant la coupe rase totale ou partielle du peuplement.
Originalité de la densité	4	Originalité de la densité (valeur totale à l'hectare ou éventuelle hétérogénéité dans le cas des points d'appui par exemple) pour la ou les essence(s) plantées par rapport aux références usuelles.
Potentiel d'analyse	5.1	Ancienneté du dispositif (Très jeune si < 5 ans ; Jeune si 5-10 ans ; Vieux si > 10 ans).
	5.2	Existence et disponibilité de mesures, qualité de l'information.
	5.3	Niveau de satisfaction du responsable de l'initiative.
Rareté	6.1	Rareté du dispositif* par rapport aux autres dispositifs recensés sur la France.
	6.2	Rareté du dispositif* par rapport aux autres dispositifs recensés sur la région.

Le caractère atypique des initiatives est défini en s'appuyant sur la note attribuée aux quatre premières familles de critères (notation entre 0 et 1 par critère, puis calcul d'une moyenne par famille). Ce travail s'appuie sur plusieurs sources : ClimEssences[435], les conseils d'utilisation des ressources génétiques forestières[436], l'Inventaire forestier national, la liste des essences atypiques établie par l'ONF, les SRGS et les PRFB. Les initiatives ayant obtenu la meilleure note totale (somme des quatre moyennes ≥ 2,5) sont ensuite classées en fonction de leur potentiel d'analyse et de leur rareté. Celles ayant un faible potentiel d'analyse sont écartées. Celles ayant un faible niveau de rareté sont mises en comparaison des dispositifs analogues afin de n'en conserver qu'une partie. L'idée est d'éviter leur surreprésentation dans le sous-ensemble. Cette dernière étape de classement est également guidée par la répartition des autres initiatives sur le territoire : si des initiatives comparables existent dans plusieurs régions (mêmes objectifs, espèces, schéma d'installation et/ou densités atypiques), seule l'une d'entre elles sera conservée et ce sera préférentiellement celle qui se situe dans la région où il y a le moins d'initiatives au total. Il est ainsi visé la constitution d'un sous-ensemble qui soit à la fois le plus représentatif possible de la diversité des types d'initiatives et, dans une moindre mesure, des contextes géographiques, et qui puisse constituer une base de travail pour des études ultérieures.

[435] https://climessences.fr/
[436] https://agriculture.gouv.fr/graines-et-plants-forestiers-conseils-dutilisation-des-ressources-genetiques-forestieres

4.2.2.2 B.2 – Complément d'enquête sur les initiatives de la sélection

Un complément d'enquête est mené pour les initiatives sélectionnées, afin d'**affiner leur caractérisation**. Il vient enrichir les informations récoltées lors du recensement global qui priorisait des données faciles d'accès pour encourager un inventaire le plus large possible. Ce complément d'enquête est majoritairement réalisé dans le cadre d'**entretiens téléphoniques** et précisé pour certaines initiatives, par un **échange sur le terrain**. Les initiatives visitées sur le terrain sont uniquement celles de plus de 5 ans (renouvellement considéré comme acquis) et dont les plants ou semis sont vivants. Il est en effet considéré, quand ces critères ne sont pas remplis, qu'un déplacement sur place ne permettrait pas de récolter d'informations supplémentaires pertinentes.

Pour ces entretiens, le questionnaire utilisé reprend celui du recensement mais il est considérablement enrichi (voirAnnexe 4.4-2), notamment avec de nouvelles questions visant à faciliter une analyse des motivations ayant conduit à l'installation de l'initiative d'une part, et pouvant aider à apprécier son intérêt d'autre part (voir Tableau 4.4-3).

Le questionnaire est fourni à l'avance pour faciliter la fluidité de l'échange lors de l'entretien.

Tableau 4.4-3 : Organisation du questionnaire de la phase 2 de l'enquête

Informations générales	Type de propriété, document de gestion, situation géographique, surface, nature et fréquence de suivi, format des données recueillies, etc.
Caractéristiques stationnelles	Sylvoécorégion, altitude, topographie, pente, fertilité de la station, environnement de la parcelle, indicateurs de biodiversité, etc.
Motivations avant installation	Objectifs, événement déclencheur, motivations, etc.
Antécédent cultural	Historique, état avant installation, composition du peuplement d'origine, ouverture du couvert, etc.
État initial de l'initiative	Mode de renouvellement, année, essences introduites, densités, schéma d'installation, travaux à l'installation, protections contre le gibier, difficultés rencontrées, etc.
Inventaire actuel des essences	Nature et statut social des essences, proportion, estimation de l'accroissement moyen, etc.
État sanitaire actuel	Appréciation de l'état sanitaire, facteurs de risque, mesures de lutte, dégâts observés et causes identifiées, gestion de la végétation concurrente, etc.
Appréciation après installation	Motivations à soumettre la proposition, degré de satisfaction et justification, taux de reprise, difficultés pour l'entretien, identification des causes d'échecs selon le cas et opérations correctives envisagées, etc.
Informations économiques	Soutien obtenu à l'installation, impact économique dans le cas d'un renouvellement après aléa, identification du poste de dépense le plus élevé, recommandations pour réduire les coûts, etc.
Enseignements pour inspirer d'autres démarches	Intérêt à reproduire l'initiative et conseils pour cela, recommandations en cas d'échec, existence d'initiatives comparables, etc.

L'analyse de ce sous-ensemble du recensement consiste à décrire les initiatives sélectionnées pour mettre en évidence leur diversité globale, leurs similitudes et originalité, et les motivations ayant conduit à leur installation.

4.2.3 Tâche C – Identification des critères de description

Cette tâche, menée en parallèle des tâches A et B, consiste à identifier les critères de description à privilégier pour la présentation des résultats de l'enquête, phase 1 (recensement) et phase 2 (sélection) (voir Tableau 4.4-4).

Tableau 4.4-4 : Critères de description choisis pour la présentation des résultats de l'enquête (phase 1 et 2) et liens avec le questionnaire (voir Annexe 4.4-2)

Critères de description	1	2	Question	Critères de description	1	2	Question
Nombre d'initiatives (par organisme/région)	x	x	**1**.2, 4	Dégâts observés sur l'initiative		x	**6**.5
Raisons ayant conduit à soumettre l'initiative	x	x	**8**.1	Végétation concurrente		x	**6**.6-7
Déclencheur de l'installation de l'initiative		x	**4**.2	Difficultés installation et entretien		x	**5**.10 ; **8**.3
Objectif poursuivi et à l'origine de l'initiative	x	x	**4**.1	Taux de reprise observé		x	**6**.8
Surface de l'initiative		x	**1**.6	Degré de satisfaction	x	x	**8**.2, 4-5, 10
Âge de l'initiative	x	x	**5**.1	État sanitaire actuel	x	x	**6**.1, 2
Composition des peuplements	x	x	**5**.3 ; **7**	Analyse des échecs		x	**8**.6-9
Nature des essences objectif		x	**3**.2 ; **7**	Intérêt à reproduire		x	**10**.3
Caractéristiques du renouvellement		x	**3**.1-7 ; **5**.6	Inspiration pour ce type d'initiative		x	**10**.7
Schéma d'installation	x	x	**5**.3	Opération la plus coûteuse		x	**9**.3

Pour traiter l'intégralité des informations recueillies en lien avec le renouvellement et le schéma d'installation, et mieux préciser leur description, il a été réalisé :

- une **exploration des termes** forestiers utilisés pour décrire le renouvellement. Elle s'est appuyée sur la littérature et les définitions du Vocabulaire Forestier (voir Annexe 4.4-3 : Références bibliographiques utilisées pour la tâche C). Elle a abouti à la production d'une **grille de description des initiatives avec installation de plants (ou de semis)**, permettant de préciser ce vocabulaire clé, indispensable à la compréhension (voir Annexe 4.4-4) ;
- une **analyse de l'inventaire actuel des essences présentes** (Q7) pour définir la composition des peuplements installés ;
- l'identification des **cinq types de renouvellement** représentés dans la sélection (s'appuyant sur les informations recensées) : boisement en plein, reboisement en plein, reboisement par points d'appui, enrichissement, régénération naturelle ;
- un classement **des initiatives au sein de ces cinq types** a été réalisé pour mieux caractériser la diversité des initiatives présentes dans chacun d'eux. Elle repose sur une description de différents contextes (antécédent, peuplement, recru et essences en place) ayant conduit, au sein de la sélection, à ces types de renouvellement (voir Annexe 4.4-5 et Tableau 4.4-5).

Tableau 4.4-5 : Description des principaux contextes représentés dans la sélection et des types de renouvellement auxquels ils ont conduit

	Contextes					Type de renouvellement
	État du terrain d'origine	*Peuplement*	*Recru ou régénération*	*Essences objectif potentielles parmi ce qui est en place et adaptées à la station et au climat futur*	*Potentiel de constitution d'un peuplement complet (avec essences adaptées) en s'appuyant sur ce qui est en place*	
a	Boisé		Absent	Absence	Impossible	Reboisement en plein immédiat ou différé

b		Détruit ou coupé en totalité	Présent ou à venir	Absence	Impossible	Reboisement complet[437] (ou éventuel enrichissement)
c				Présence	Possible	Régénération naturelle ou enrichissement
d				Présence	Impossible	Régénération naturelle et/ou enrichissement, ou reboisement complet
e		En place, totalement ou partiellement (maintenu)	Eventuellement présent	Absence	Impossible	Reboisement complet (ou éventuel enrichissement)
f				Présence	Possible	Régénération naturelle ou enrichissement
g					Impossible	Régénération naturelle et/ou enrichissement, ou reboisement complet
h	Agricole ou assimilé	Inexistant	Inexistant	Inexistant	Impossible	Boisement en plein

4.3 Résultats

4.3.1 Recensement d'initiatives atypiques de renouvellement

Parmi toutes les personnes interrogées ou ayant été informées de l'enquête, 43 personnes se sont mobilisées pour participer au recensement des initiatives atypiques de renouvellement. **Au total, 143 initiatives exploitables ont été recensées** (voir Figure 4.4-1).

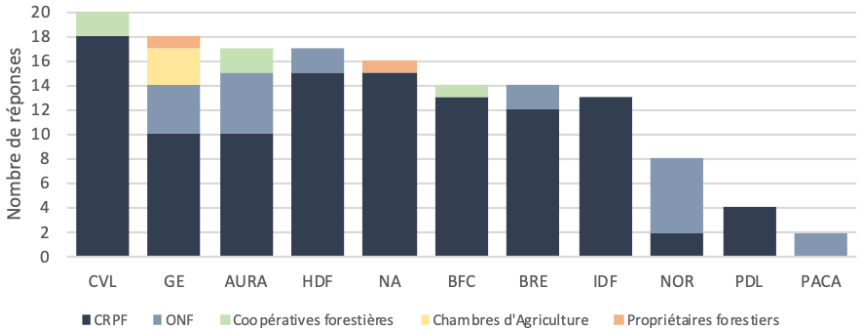


Figure 4.4-1 : Répartition par organisme et par région des initiatives atypiques de renouvellement (CVL : Centre-Val de Loire ; GE : Grand Est ; AURA : Auvergne-Rhône-Alpes ; HDF : Hauts-de-France ; NA : Nouvelle-Aquitaine ; BFC : Bourgogne-Franche-Comté ; BRE : Bretagne ; IDF : Île-de-France ; NOR : Normandie ; PDL : Pays de la Loire ; PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur).

Les régions sont très diversement représentées. L'Occitanie et la Corse n'ont pas participé à l'enquête, en grande partie par manque de temps. Leur absence de réponse ne signifie en aucun cas qu'il n'existe pas d'initiatives atypiques dans ces régions. Le CNPF s'est très fortement mobilisé avec 78 % des réponses, suivi par l'ONF avec 15 %, les Coopératives forestières 3 %, les Chambres d'Agriculture 2 %

[437] Le reboisement complet comprend les reboisements en plein et par points d'appui.

et les Propriétaires forestiers 1 %. Ce déséquilibre est en majeure partie dû à la méthode de prise de contact employée pour l'enquête (voir « 4.4 Difficultés et limites de l'enquête »).

Il était possible d'envoyer plusieurs initiatives pour un même répondant. Le nombre moyen d'initiatives envoyées par répondant est de 3 (variable entre 1 et 15).

L'analyse des réponses témoigne d'une bonne compréhension des consignes visant à guider le choix des initiatives à proposer. Seules quelques réponses trop incomplètes ont dû être écartées. Il était demandé aux répondants d'indiquer les **raisons pour lesquelles ils soumettaient chacune des initiatives** (voir Tableau 4.4-6). Les deux raisons principales sont : le mélange d'essences atypique et le schéma d'installation novateur. La représentation par organisme (dans les proportions de représentation de ces organismes) et par région est globalement assez équilibrée.

Tableau 4.4-6 : Raisons pour lesquelles les répondants ont soumis leur(s) initiative(s). Le tableau indique pour chaque raison le pourcentage de répondants ayant sélectionné la raison, par rapport au nombre total de répondants (plusieurs réponses possibles)

Mélange d'essences atypique	57 %
Schéma d'installation novateur	54 %
Situation en lien fort avec le changement climatique	38 %
Initiative réussie à valeur d'exemple	8 %
Levée d'une situation de blocage	6 %
Échec instructif	5 %
Autre(s) (*dont les « sans réponse »)*	10 %

Les répondants disposaient de consignes pour sélectionner les types d'initiatives à soumettre à l'enquête. Ils étaient libres de choisir celles qu'ils souhaitaient soumettre. Beaucoup ont pris le parti de proposer une diversité d'initiatives pour leur région. **L'observation des résultats sous l'angle des objectifs reflète cette diversité d'initiatives** (voir Figure 4.4-2). L'objectif « Introduction d'un mélange d'essences » est très largement le plus cité, suivi du « Test de nouveaux schémas d'installation » (plantation par points d'appui, installation par placeaux, densité atypique, grands espacements, etc.). Aucune tendance ne se détache par organisme ou par région en raison de cette méthode d'enquête : il n'était pas recherché la mise en évidence de centres d'intérêt spécifiques selon ces filtres.

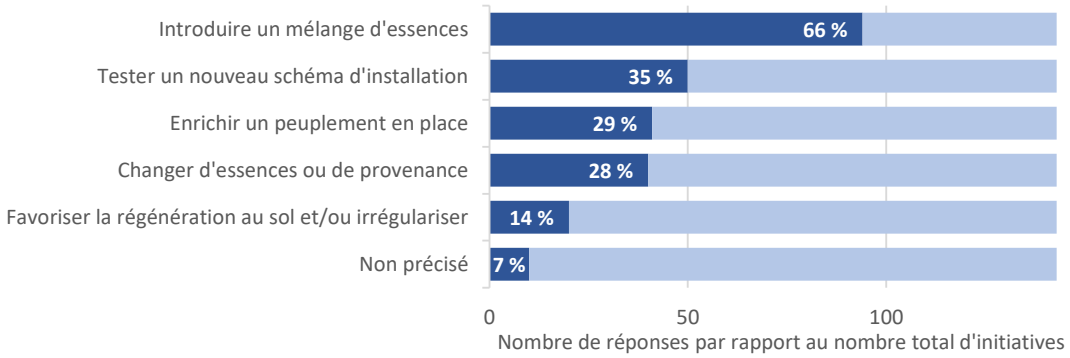


Figure 4.4-2 : Objectifs ayant guidé la mise en place des initiatives (plusieurs réponses possibles)

L'**âge des initiatives** décrites (calculé en fonction de la première année de végétation suivant la date d'installation et jusque 2021) est assez diversifié pour presque toutes les régions (voir Figure 4.4-3). Les initiatives de moins de 5 ans sont majoritaires pour les régions du Centre-Val–de-Loire, Grand-Est, Normandie et Provence-Alpes-Côte d'Azur et au niveau national. À l'inverse, les initiatives proposées de moins de 5 ans sont très minoritaires, pour les régions Île-de-France et Hauts-de-France. Dans cette classe d'âge, 3 % des initiatives recensées sont programmées mais non encore installées à la date de l'enquête.

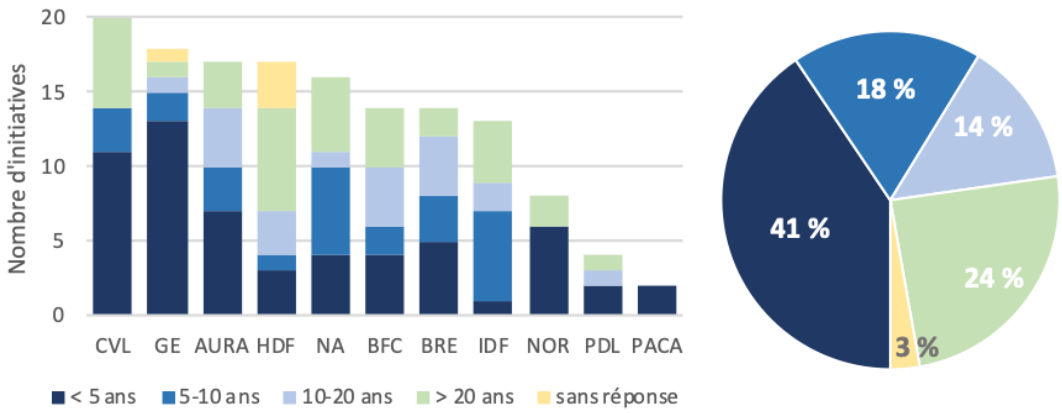


Figure 4.4-3 : Représentation des classes d'âge de l'ensemble des initiatives au moment de l'enquête, par région (histogramme à gauche) et à l'échelle du territoire national (camembert à droite)

En termes de **composition des peuplements** (voir Figure 4.4-4), les peuplements feuillus (purs ou en mélange) sont majoritairement représentés (58 % des initiatives proposées). Par ailleurs, 68 % des initiatives présentent plus d'une essence objectif : 27 % ont deux essences objectifs et 41 % ont trois essences objectif et plus (peuplements mixtes et feuillus surtout). Les 32 % restants sont des peuplements avec une seule essence objectif.

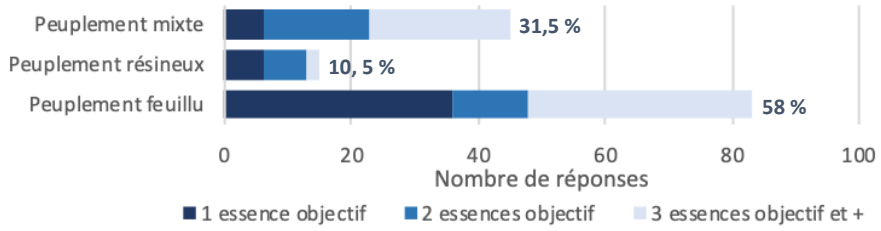


Figure 4.4-4 : Caractéristiques de la composition des peuplements recensés

À ce stade de l'étude, il était demandé aux répondants de définir très sommairement le **schéma d'installation** de chaque initiative proposée en indiquant notamment s'il s'agit : (i) d'un peuplement pur ou mélangé (et si mélangé, le motif de ce mélange) et (ii) si l'installation est en plein ou par zones délimitées (bouquets, placeaux, etc.).

(i) Au total, 80 % des propositions ont été classées comme « **mélange** »[438]. Il y a cependant parmi elles une grande diversité de cas : mélanges d'une ou plusieurs essences objectif avec une ou plusieurs essences d'accompagnement, mélange installé et mélange attendu après acquisition de la régénération naturelle, etc. À ce stade l'information récoltée, parce qu'elle ne tient pas compte du statut social des espèces et de leur taux de représentation, informe peu sur le schéma, mais donne une indication sur la diversité en place ou attendue. La proportion entre peuplements classés dans la catégorie « une essence » et ceux de type « mélange » est sensiblement équivalente pour toutes les initiatives situées dans les classes d'âge autres que « > 20 ans » (25 % et 75 %). Dans la classe d'âge « > 20 ans », les « mélanges » sont davantage représentés (95 %). Ce bilan reflète avant tout les choix faits par les répondants, parmi les initiatives qu'il leur était possible de soumettre.

Le **motif des mélanges** a été renseigné pour 57 % des initiatives proposées. Un classement **avec le vocabulaire utilisé par les répondants** permet de mettre en évidence une forte diversité de motifs :

[438] Deux réponses possibles : « mélange » ou « une essence ».

lignes mélangées (37 %), parquets ou bouquets purs (12 %), mélanges complexes[439] (12 %), lignes pures (11 %), placeaux, nids ou blocs purs (8 %), bandes pures (8 %), lignes alternées pures ou mélangées (8 %), îlots ou plots mélangés (5 %).

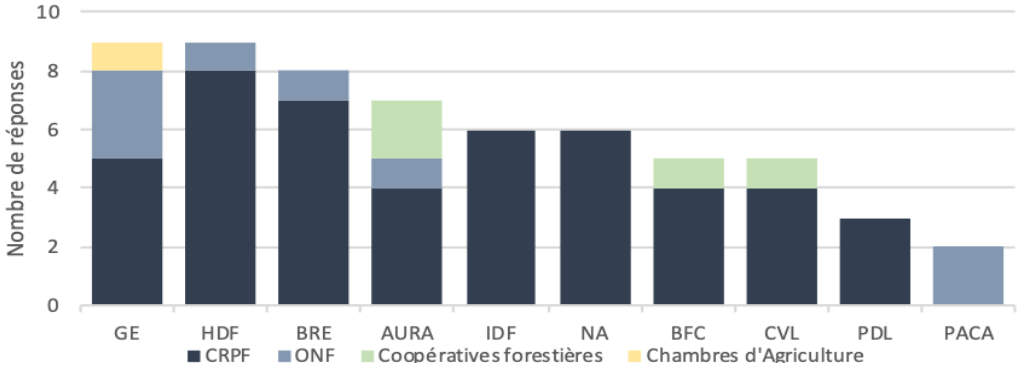
(ii) Parmi ceux qui ont répondu, 50 % des initiatives ont été classées **« en plein »**, 37 % en **« zones délimitées »**, et 8 % dans les deux. Dans ce dernier cas, il s'agit majoritairement de parcelles plantées en plein (la densité et la disposition des plants permettent d'obtenir un peuplement final complet), mais installées selon des motifs particuliers (par exemple, bouquets et lignes). Ce champ de l'enquête avait pour objectif d'aider à caractériser le niveau de complexité du schéma d'installation des initiatives. À noter que les initiatives « zones délimitées » ont à 53 % moins de 5 ans, cela peut constituer un indice de l'existence d'un plus grand choix d'initiatives de ce type dans des installations récentes. Il faut cependant modérer cette analyse car les répondants avaient un choix très libre concernant les initiatives à proposer. Les initiatives récentes étant plus facilement mobilisables, il est possible qu'elles aient été privilégiées pour ce choix.

Enfin, plus de la moitié des initiatives (59 %) sont considérées par les répondants comme donnant des résultats **satisfaisants à très satisfaisants**. Une minorité (21 %) est considérée comme peu satisfaisante à décevante. Ces dernières, proposées par les Coopératives forestières, les CRPF et l'ONF, se répartissent entre toutes les régions hormis Grand Est, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Pays-de-la-Loire. L'enquête ayant pour objectif de mettre en évidence tant des réussites que des échecs, il est intéressant que cette deuxième catégorie ait aussi pu être recensée. Enfin, les 20 % restants regroupent ceux qui ont choisi de ne pas exprimer de degré de satisfaction.

4.3.2 Description d'une sélection d'initiatives

À partir de la grille d'évaluation détaillée précédemment (voir « 4.2.2.1 B.1 – Sélection d'un sous-ensemble d'initiatives »), une pré-sélection de 99 initiatives a été faite parmi le recensement de la **Tâche A**. Sur cette pré-sélection, **60 enquêtes ont finalement pu être réalisées**, dont 35 qui ont fait l'objet d'un échange sur le terrain. Les 39 restantes n'ont pas pu être enquêtées en raison, majoritairement, de contraintes de disponibilité.

Les régions restent très diversement représentées dans cette sélection (voir Figure 4.4-5 et Annexe 4.4-6). Seules les initiatives de Normandie sont absentes après sélection, par rapport aux régions ayant participé au recensement. Le CNPF est très fortement représenté avec 78 % des initiatives dans la sélection, suivi par l'ONF avec 13 %, les Coopératives forestières 7 % et les Chambres d'Agriculture 2 %.



[439] Exemple de m*élanges qualifiés comme « complexes » dans le cadre de l'étude : lignes mélangées avec insertion de bouquets mélangés ou lignes pures avec placeaux mélangés, etc.*

Figure 4.4-5 : Répartition par organisme et par région des initiatives issues de la sélection (CVL : Centre-Val de Loire ; GE : Grand Est ; AURA : Auvergne-Rhône-Alpes ; HDF : Hauts-de-France ; NA : Nouvelle-Aquitaine ; BFC : Bourgogne-Franche-Comté ; BRE : Bretagne ; IDF : Île-de-France ; NOR : Normandie ; PDL : Pays de la Loire ; PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur).

L'enquête menée sur cette sélection s'est intéressée aux **déclencheurs** ayant conduit à renouveler le peuplement. Dans 34 % des cas, le renouvellement intervient parce que le peuplement est arrivé à maturité. Les autres déclencheurs cités[440] évoquent une remise en question de l'avenir du peuplement en place (plusieurs réponses possibles) : dépérissement progressif du peuplement (16 %), peuplement pauvre, de qualité médiocre, sans avenir (12 %), peuplement affecté après un aléa brusque (12 %), échec de renouvellement par régénération naturelle (8 %).

Les deux premières **motivations** les plus citées qui ont conduit au choix d'un renouvellement atypique sont (à égalité à 29 %) :

1) installer des essences ou des provenances mieux adaptées à la station et au climat futur ;
2) installer un mélange d'essences objectif.

Sont ensuite citées en proportions moindres :

3) tester l'association d'essences (accompagnement ou objectif) disséminées seules ou par groupes sur la parcelle pour instaurer de la diversité dans le peuplement (14 %) ;
4) éviter une ouverture complète du peuplement (10 %) ;
5) tester une densité atypique pour l'essence considérée (7 %).

Les **objectifs** visés autour de la mise en place de ces initiatives sont assez divers (voir Figure 4.4-6). Ils portent pour 51 % sur la recherche d'un apport de diversité, une problématique fortement représentée dans cet échantillon.

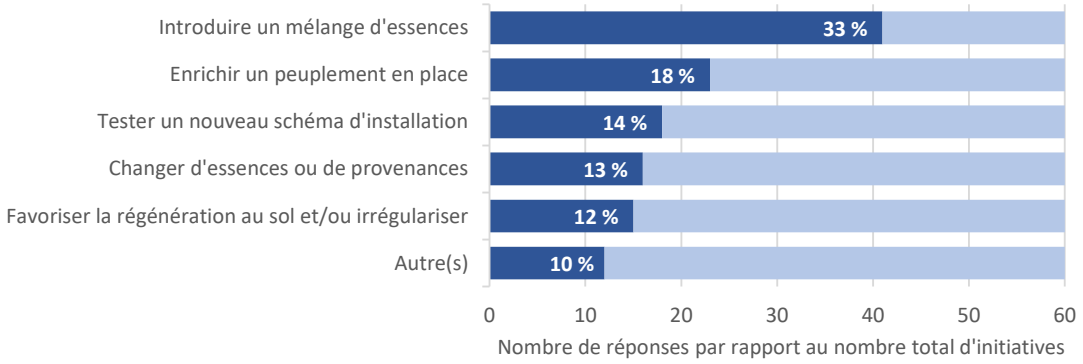


Figure 4.4-6 : Objectifs ayant guidé la mise en place des initiatives (plusieurs réponses possibles)

La **surface des initiatives** se situe en moyenne autour de 3,6 ha. Près de la moitié (47 %) présente une surface comprise entre 10 a et 2 ha. Leur **moyenne d'âge** est de 12 ans. Sur l'ensemble, 33 % ont moins de 5 ans et 18 % ont entre 5 et 10 ans. Les 49 % restant ont plus de 10 ans.

Dans cette sélection, en termes de **composition des peuplements** (voir Figure 4.4-7), les peuplements renouvelés en feuillus restent majoritairement représentés (62 % des initiatives proposées) et le nombre de peuplements mixtes est plus important. La tendance d'évolution va vers la recherche d'une moindre installation de résineux purs. Par ailleurs, les nouveaux peuplements installés sont à 80 % composés de plus d'une essence objectif. Les peuplements antécédents étaient quant à eux composés majoritairement d'une seule essence objectif.

[440] Plusieurs réponses étaient possibles à cette question (5 n'ont pas répondu et 12 ne sont pas concernés car ce sont des boisements).

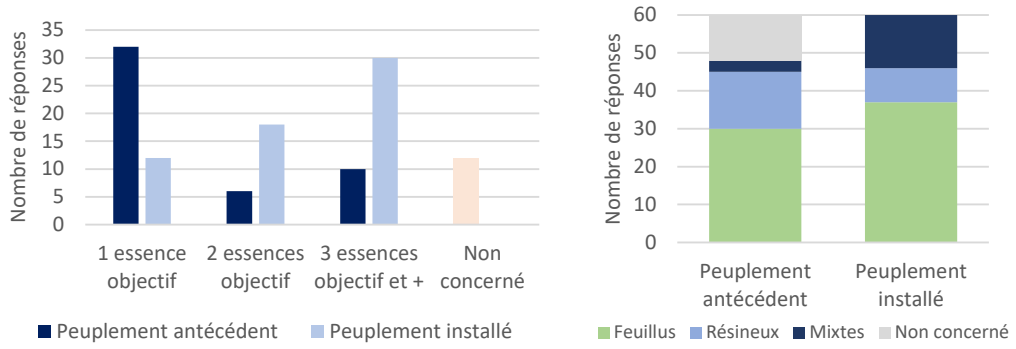


Figure 4.4-7 : Comparaison entre les peuplements antécédents et les installations : nombre d'essences objectif installées à gauche et composition à droite (les boisements de terres agricoles sont non concernés par le statut d'origine du peuplement).

La nature des essences objectif mises en place dans les initiatives de la sélection est très diversifiée (Annexe 4.4-7). Un total de 26 espèces feuillues et 15 espèces résineuses sont citées. Le renouvellement mis en œuvre tend globalement vers une augmentation de la diversité en espèces par rapport à la composition du peuplement d'origine.

Cinq **types de renouvellement** (voir « 4.2.2 Tâche B – Caractérisation d'une sélection d'initiatives ») sont représentés dans la sélection : le boisement en plein, le reboisement en plein, le reboisement par points d'appui, l'enrichissement, la régénération naturelle. Le reboisement en plein est celui qui est le plus représenté dans la sélection (41 % des initiatives). Les contextes[441] de renouvellement les plus courants dans la sélection sont d, h et g (voir Figure 4.4-8).

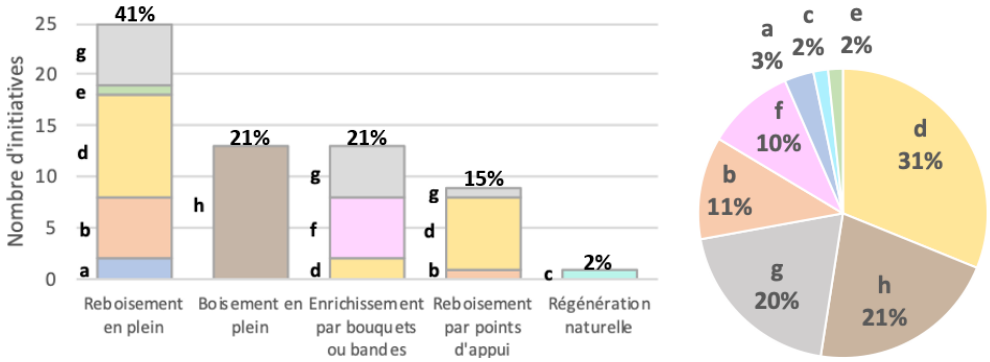


Figure 4.4-8 : Représentation des différents contextes de renouvellement (de a à g, voir Tableau 4.4-5) dans la sélection (camembert à droite) et répartition en fonction des types de renouvellement (à gauche).

Pour chaque type de renouvellement, différents **schémas d'installation** ont été mis en place. La sélection permet de représenter une large diversité de ces schémas allant d'installations simples en lignes à des installations plus complexes associant des lignes et des bandes, bouquets et/ou placeaux (voir Figure 4.4-9). Ces motifs de type bandes ou bouquets sont naturellement très présents dans les démarches d'enrichissement, mais se retrouvent également dans les démarches de reboisement en plein, en raison notamment de l'intention de mettre en place des mélanges (voir Figure 4.4-10).

[441] Situations ayant conduit, au sein de la sélection, à l'un ou l'autre des types de renouvellement (voir « 4.2.3 Tâche C – Identification des critères de description » et Annexe 4.4-4)

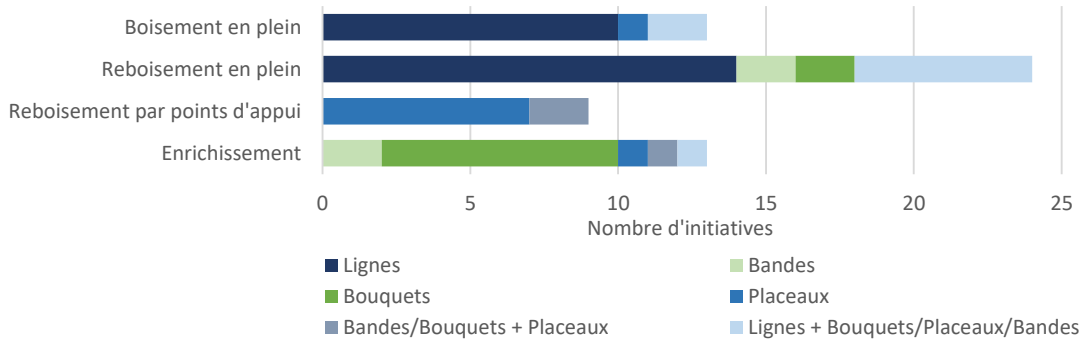


Figure 4.4-9 : Motifs des schémas d'installation mis en place en fonction du type de renouvellement.

Parmi les mélanges installés, 13 % sont des « mélanges complexes »[442]. Ils concernent les boisements et reboisements en plein, ainsi que les enrichissements.

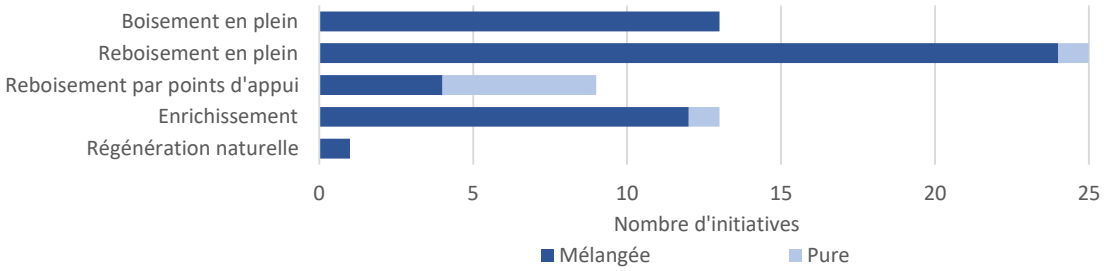
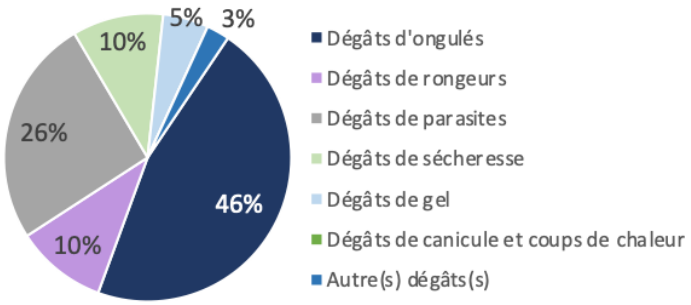


Figure 4.4-10 : Composition des peuplements mis en place en fonction du type de renouvellement.

Parmi les répondants, 22 % ont rencontré des **difficultés pour l'installation de leur initiative**. Celles les plus citées sont les suivantes : conditions climatiques, difficultés à trouver un opérateur disponible (main d'œuvre et matériel) et ayant la maîtrise nécessaire, non-respect du schéma d'installation, contraintes liées au terrain, difficultés à s'approvisionner en plants.

Au total, 87 % des répondants signalent l'existence supposée au départ de **facteurs de risque**. Parmi eux, 75 % évoquent en premier le risque associé à la présence de gibier (et plus rarement, de rongeurs). Les autres risques tels que l'engorgement temporaire (11 %), sécheresse (9 %), le gel (3 %), etc. sont cités dans des proportions moindres. Des **dégâts** sont déjà visibles sur 53 % des initiatives (voir Figure 4.4-11). Il s'agit de dégâts d'ongulés et rongeurs, en grande majorité, et de parasites.

La **végétation concurrente** est considérée par 70 % des répondants comme influant (ou pouvant influer) sur le développement des plants ou semis. Tous ont mis en place les mesures nécessaires d'entretien pour y faire face.



[442] Exemple de mélanges qualifiés comme « complexes » dans le cadre de l'étude : lignes mélangées avec insertion de bouquets mélangés ou lignes pures avec placeaux mélangés, etc.

Figure 4.4-11 : Nature des dégâts réellement constatés sur les initiatives et signalés par les répondants (plusieurs réponses possibles)

Interrogés sur l'**état sanitaire** actuel de l'initiative, les répondants ont à 86 % indiqué un « bon » (58 %) à « très bon » (28 %) état sanitaire. Parmi ceux qui ont indiqué un « bon » état, il y a des cas où l'état sanitaire est mauvais pour une des espèces du mélange et bon pour les autres. Parmi les affections citées il y a : la chalarose pour le frêne ; l'encre pour le chêne rouge et le châtaignier ; le chancre sur le poirier et le châtaignier ; le puceron sur les merisiers ; l'oïdium sur les chênes ; la maladie des bandes rouges et la rouille courbeuse pour les pins et la sécheresse ayant affecté des pins sylvestres.

Quand ils sont interrogés sur leur **degré de satisfaction** actuel, par rapport à l'objectif qu'ils s'étaient initialement fixé, les responsables de site sont majoritairement satisfaits (22 % très satisfaits et 60 % satisfaits). Les critères de satisfaction évoqués sont les suivants : réussite de l'installation, bonne reprise et croissance (homogène sur la parcelle et par essence), peu de mortalité, coûts maîtrisés, bonne maîtrise de la végétation concurrente, nombre suffisant de tiges d'avenir, bonne conformation ou qualité des tiges, bon investissement et suivi du propriétaire, "mélange réussi" ou diversité intéressante, peuplement "tiré d'affaire", ambiance forestière acquise, esthétique, valeur démonstrative, validation de la question de départ, présence de régénération naturelle dans le sous-étage, chantier de qualité.

A contrario, les responsables peu satisfaits et déçus (13 %) évoquent les raisons suivantes : présence de mortalité, écarts de croissance, mauvais taux de reprise, dominance de certaines essences ou concurrence, dégâts de gibier, explosion de la végétation concurrente ou envahissement, impact du climat, fermeture de trouée, arbres mal conformés, retards d'entretien ou difficulté à les pratiquer en raison de la complexité du schéma, bouquets ou placeaux étouffés par la végétation en périphérie.

Les réponses avec degré de satisfaction « très satisfaisant » les plus nombreuses concernent les contextes **a** et **b** (voir Figure 4.4-8 et Figure 4.4-12). Parmi les répondants « peu satisfaits » et « déçus », la moitié le sont pour des initiatives d'enrichissement (le reste étant du boisement et reboisement en plein). La moitié de ces derniers a signalé des dégâts d'ongulés dont un associé à des dégâts de sécheresse. Pour l'autre moitié, des dégâts liés à la sécheresse et à l'engorgement sont signalés. Seulement 1/4 des répondants « peu satisfaits » et « déçus » exprime avoir rencontré des difficultés à l'installation.

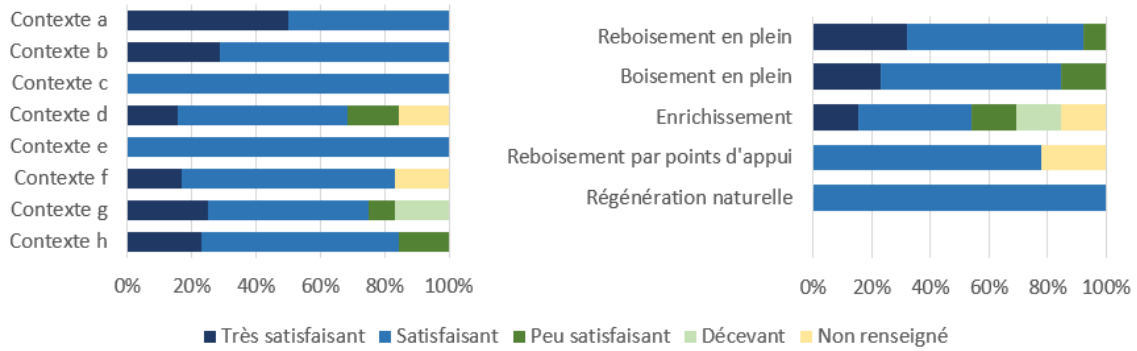


Figure 4.4-12 : Répartition des réponses à la question portant sur le degré de satisfaction en fonction des contextes de renouvellement (à gauche) et du type de renouvellement (à droite).

Pour aider à caractériser la réussite, les répondants ont été interrogés sur **le taux de reprise** observé sur les initiatives (voir Figure 4.4-13). Au bilan, 60 % des répondants considère avoir un « très bon taux de reprise » après installation, compris entre 80 % et 100 %.

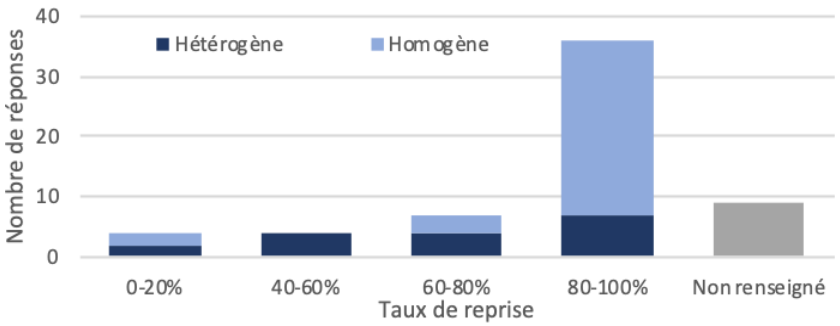


Figure 4.4-13 : Appréciation par les répondants du taux de reprise et de son homogénéité sur la parcelle.

À la question « *Considérez-vous que l'initiative soit un* ***échec*** *compte tenu de l'objectif initial ?* » (Q8.6), posée aux personnes ayant indiqué un degré de satisfaction « mauvais », cinq personnes ont répondu. Il a été précisé qu'il était difficile de s'engager à répondre à cette question. C'est en effet complexe sans une analyse plus poussée de la croissance et un recul de quelques années. Et même avec le recul des années, les responsables de sites sont parfois confrontés à des difficultés pour retrouver les informations relatives à l'installation et aux données de suivi, quand elles ont été récoltées. Les recommandations des répondants ayant connu ces échecs sont les suivantes : adapter la taille des trouées (trois réponses), conserver un abri latéral (une réponse), bien connaître l'autécologie des essences implantées (une réponse), être plus vigilant sur les entretiens, le suivi (une réponse), revoir l'espacement entre les plants (une réponse).

Parmi les répondants ayant signalé un degré de satisfaction positif, 75 % considèrent qu'il y a un **intérêt à reproduire** ce qu'ils ont mis en place et 67 % ont déjà installé d'autres initiatives comparables. Parmi elles, 27 sont considérées comme ayant réussi au regard des objectifs initialement fixés, six ont échoué, et 11 sont trop récentes pour émettre un avis. L'intérêt à reproduire s'accompagne de recommandations autour de la maîtrise technique de l'installation : schéma et suivi dans le temps.

À la question *« Qu'est-ce qui a* ***inspiré le choix de ce type d'initiative*** *? »* (Q10.7 - plusieurs réponses possibles), près de la moitié des répondants (48 %) a indiqué « la connaissance théorique du schéma d'installation (littérature, visite de site, etc.) et la volonté de le mettre en œuvre ». Les autres raisons évoquées (parmi celles proposées) sont par ordre décroissant d'importance : existence d'un réseau de placettes comparables (30 %), directives incitant à installer ce type de dispositifs (22 %, concerne principalement le choix des essences en mélange) et volonté de reproduire en le corrigeant un dispositif similaire ayant connu un échec (5 %).

Enfin, à la question « *Quel est pour vous l'****opération qui a nécessité le plus de dépenses*** *? (sur la période couvrant la mise en place et les 10 premières années de vie du peuplement)* » (Q9.3 – plusieurs réponses possibles), 44 % des répondants ont indiqué la plantation, 38 % les travaux de préparation, 28 % les entretiens et le suivi de l'installation et 15 % la pose de protection contre le gibier.

4.4 Difficultés et limites de l'enquête

Malgré un nombre de réponses globalement satisfaisant, les résultats de l'enquête présentent un déséquilibre de représentation des organismes et des régions dans les réponses. Cela limite le potentiel de représentativité et s'explique essentiellement par la méthode de diffusion de l'enquête : délais contraints de réponse conditionnant les capacités de mobilisation et envoi limité à un ou deux représentants par organisme avec charge de transmettre.

L'interprétation des résultats de l'enquête est, pour certaines questions, rendue difficile en raison des choix de rédaction du questionnaire :

- **caractérisation du mode de renouvellement** (Q5.6), **du schéma d'installation et du mélange** (Q5.3) et notamment ses caractéristiques temporelles (distinction entre ce qui est installé et attendu) et spatiales (mise en évidence des échelles de complexité). Sur ces questions, une meilleure définition du vocabulaire employé aurait certainement amélioré la qualité des réponses mais le sujet est de toute façon compliqué.
- **appréciation de la réussite/échec de l'initiative par rapport à l'objectif initial** (Q8.6) et du **niveau de satisfaction** (Q8.2) vis-à-vis de cet objectif. Sur ces questions, il aurait été nécessaire de faire une distinction en fonction de chaque objectif (la plupart des initiatives ayant plusieurs objectifs).

Il n'est pas possible de poser un premier éclairage sur la réussite opérationnelle des initiatives (pouvant être un critère pour motiver une analyse ultérieure plus approfondie d'une initiative) en s'appuyant sur ces deux seules questions :

- chaque personne interrogée a placé son propre curseur d'appréciation de la réussite ou de la satisfaction en fonction de critères propres à l'initiative (survie, taux de reprise, qualité, croissance, etc.), sans pouvoir le préciser distinctement dans l'enquête (du fait de sa conception) ;
- pour certaines initiatives, il peut y avoir satisfaction sur une même parcelle pour certaines essences, mais pas pour d'autres ;
- l'appréciation au moment de l'enquête ne garantit pas une réussite à plus long terme (pour les initiatives les plus jeunes) ; une telle appréciation demande du recul.

Toutes ces remarques devront être prises en compte à l'avenir pour des enquêtes similaires.

4.5 Conclusions et perspectives

Rechercher une diversification des modes de renouvellement est aujourd'hui un défi nécessaire à relever pour faire face au changement climatique. Le plan France Relance 2030 autorise par exemple les mélanges, les enrichissements et les schémas atypiques. Mais s'engager sur cette voie encore nouvelle demande beaucoup de doigté et une bonne connaissance de l'autécologie des essences comme de leur réaction en association avec du recrû naturel. Nous assistons ainsi sans doute aux débuts d'une mutation sur les conseils et les méthodes d'installation des peuplements. Elle devrait se développer dans les années à venir.

L'enquête s'est intéressée à ces voies d'innovation en matière de renouvellement qui se mettent en place en région. Il est satisfaisant de constater que malgré les limites de mise en œuvre de l'enquête, il a été possible de recenser un nombre **d'initiatives suffisant pour apporter une première illustration de la diversité des pratiques, malgré un panorama qui reste partiel**. Cette diversité existe et une enquête plus systématique permettrait certainement d'en dresser un état des lieux plus complet ; elle se heurterait cependant toujours au manque de disponibilité des opérateurs, contrainte difficilement compressible.

La mobilisation des répondants témoigne aussi d'une **préoccupation forte pour la recherche d'alternatives** aux pratiques connues et pour le partage d'expériences.

Le travail réalisé pour établir le questionnaire d'enquête a permis de mettre en évidence les **difficultés à décrire précisément les modalités d'installation**. La réalisation d'un schéma précis restait la meilleure voie de restitution. Une définition très fine du vocabulaire employé pour qualifier ces schémas est aussi incontournable.

Dans l'ensemble, les initiatives recensées sont assez jeunes (41 % ont moins de 5 ans). Au total, 66 % ont pour ambition première « l'introduction d'un mélange d'essences ». Le choix des répondants pour

ce type de propositions reflète un **intérêt actuel pour cette alternative (mélange)**, qui fait partie de celles recommandées dans le contexte du changement climatique. Plus globalement, les résultats de l'enquête confirment que les forestiers n'ont pas attendu la tendance actuelle visant à encourager la diversification des pratiques pour faire face au défi du changement climatique, et **ont déjà installé des références depuis parfois plusieurs dizaines d'années**.

Les mélanges mis en place sont pour certains assez complexes avec pour conséquence une **concurrence entre essences difficile à gérer** – qui constitue parfois une cause d'échec du mélange et/ou de l'installation – et des **difficultés de mise en place et de suivi des entretiens** (1/3 des répondants signalent ces difficultés). Il y aurait sans doute, pour ce dernier point, un intérêt à développer des itinéraires permettant de retrouver facilement et à faible coût les plants pour les entretenir (placeaux le long de cloisonnements sylvicoles, plantation d'enrichissement le long d'allées, etc.) Fort de ce constat, on peut conclure que les déclarations d'intention ne suffisent pas et se heurtent sur le terrain à des **difficultés pratiques non négligeables au niveau du diagnostic, de l'implantation et du suivi**.

Au-delà des difficultés de mise en place et de suivi, le coût des installations atypiques est aussi à prendre en considération. La partie de l'enquête portant sur l'évaluation économique des initiatives (voir Annexe 4.4-2) **ne permet pas une analyse fine des coûts associés aux différentes initiatives**. Les initiatives présentées sont très disparates et difficiles à comparer sur ce plan (essences, stations, schémas, etc.) Une analyse plus fine permettrait d'identifier les itinéraires trop complexes pour être économiquement soutenables à grande échelle (coûts d'installation et/ou d'entretiens).

Les **situations d'échec** (identifiées comme telles par le répondant) sont représentées dans le recensement et dans l'échantillon. Un recensement plus ciblé sur ces échecs pourrait inspirer davantage de consignes pour éviter de (re)commettre certaines erreurs : plantation sous abri avec trouées trop petites ou abri trop sombre, pertes de plants du fait d'entretiens non suivis, matériels des entrepreneurs de travaux forestiers locaux non adaptés à l'ambition, etc.

Le questionnaire mis en place pour ce projet a été conçu pour constituer une **référence de travail pour de futurs recensements plus représentatifs**. Il peut être encore amélioré tel qu'évoqué précédemment (voir **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**). Une partie des initiatives de la sélection pourrait faire l'objet d'une **analyse plus poussée (recueil de données dendrométriques et économiques) pour en tirer des enseignements techniques pour la gestion.** Enfin, cette première approche va permettre la **constitution d'un catalogue d'initiatives** avec analyse approfondie de l'intérêt des démarches et pointage de certains schémas d'installation qu'il serait intéressant d'explorer davantage sur le terrain.

4.5.1 Besoins de recherche

Les besoins de recherche pour guider la mise en place dans le cadre de la gestion d'initiatives atypiques de renouvellement sont nombreux et portent principalement sur les points suivants :

- quelles essences/provenances associer selon la station et l'objectif de production ?
- quels schémas d'installation faciles à mettre en place peut-on privilégier pour minimiser les risques liés aux dégâts de gibier et aux évolutions climatiques ?
- comment réduire les coûts d'installation ?
- comment réduire les coûts du suivi de schémas atypiques pour ne pas risquer de perdre l'investissement initial (cloisonnements, etc.) ?

Une analyse approfondie de toutes les initiatives déjà mises en place dans le cadre de démarches expérimentales notamment pourrait venir alimenter les réponses à ces questionnements.

Enfin, ce travail confirme l'intérêt d'une coordination des initiatives de renouvellement atypiques pour faciliter le partage des expériences, la construction de protocoles communs, l'organisation et la mise en place d'initiatives comparables, et la mutualisation des métadonnées descriptives et des efforts d'analyse des résultats. Cela implique la mise en place dans un premier temps d'une concertation collective des parties prenantes, à mener à l'échelle nationale.

4.6 Remerciements

Nous remercions l'ensemble des personnes ayant participé à l'enquête à ses différentes phases, les personnes mobilisées plus spécifiquement pour les entretiens et visites de terrain dans les dix régions concernées, les correspondants changement climatique et expérimentation du CNPF et les référents changement climatique de l'ONF. Nous adressons également nos remerciements au groupe de travail interne au CNPF-IDF – composé de Julie Thomas, Sabine Girard, Wulfran Mirlyaz, Eric Paillassa, Grégory Sajdak, Christophe Vidal, Michel Chartier et Pierre Gonin – qui a été mobilisé pour contribuer à la réflexion, au démarrage de ce projet.

4.7 Annexes

Annexe 4.4-1 : Questionnaire pour le recensement d'initiatives atypiques de renouvellement (phase 1 de l'enquête)

1. Nom du responsable du suivi de l'initiative ou de son signalement.
2. Adresse e-mail.
3. Organisme d'appartenance.
4. Quelles sont la (ou les) raison(s) pour lesquelles vous souhaitez soumettre cette initiative ?

□ *Schéma d'installation novateur*
□ *Mélange d'essence original*
□ *Situation en lien fort avec le changement climatique*
□ *Levée d'une situation de blocage*
□ *Initiative réussie à valeur d'exemple*
□ *Échec instructif*
□ *Autre (préciser)*

5. Quel est votre degré de satisfaction actuel par rapport à l'objectif que vous vous étiez initialement fixé ?

□ *Très satisfaisant* □ *Satisfaisant* □ *Peu satisfaisant* □ *Décevant*

6. Justifiez en quelques mots.
7. Indiquez la commune sur laquelle se situe l'initiative.
8. Type de propriété (*Privée / Publique*).
9. Historique.

□ *Renouvellement de peuplement après coupe finale (futaie régulière)*
□ *Renouvellement suite à une coupe sanitaire (sécheresse, parasites…)*
□ *Renouvellement suite à des dégâts de tempête ou de vents forts*
□ *Boisement de friches, de landes ou d'accrus*
□ *Irrégularisation du peuplement*
□ *Autre (préciser)*

10. Objectifs.

□ *Introduire un mélange d'essences*
□ *Changer d'essence ou de provenance*
□ *Tester un nouveau schéma d'installation*
□ *Enrichir un peuplement en place*
□ *Favoriser la régénération au sol et/ou irrégulariser*
□ *Autre (préciser)*

11. Première année de végétation suivant l'installation de l'initiative.
12. Surface de la parcelle (ou portion de parcelle) sur laquelle se situe l'initiative.
13. Essence(s) présente(s) dans le peuplement d'origine *(distinction essences objectif / d'accompagnement).*
14. Essence(s) introduite(s) ou renouvelée(s) *(distinction essences objectif / d'accompagnement).*
15. Schéma d'installation

i/ □ Une seule essence
□ *Mélange (préciser : pied à pied, en lignes, etc.)*
ii/ □ En plein
□ *Zones délimitées (préciser : bandes, placeaux, bouquets, etc.)*

iii / □ *Sur terrain nu* □ *Sous couvert (préciser : enrichissement de régénération naturelle, plantation dans le recru, etc.)*

□ *Autre (préciser)*

16. Dans le cas d'une plantation en plein, précisez la densité de plantation *(en tiges/ha)*

17. Dans le cas de zones délimitées *(de type plantations par placeaux par ex.)***, précisez la densité globale du peuplement, et celle de chaque zone.**

18. État sanitaire actuel de l'initiative.

□ *Très bon* □ *Bon* □ *Mauvais* □ *Ne sait pas*

19. Si l'état sanitaire est mauvais et que vous en connaissez la cause, préciser.

20. Est-ce qu'il y a un suivi de l'initiative et si oui, précisez à quelle fréquence ?

□ *Oui* □ *Non* *Fréquence de suivi :*

21. Est-ce qu'il existe des mesures enregistrées et si oui, sur quel support sont-elles enregistrées ?

□ *Oui* □ *Non* *Support (Excel, Ilex, etc.) :* *n° Essai (si référencement Ilex) :*

22. Souhaitez-vous porter d'autres éléments à notre connaissance à ce stade du recensement ?

23. Avez-vous connaissance, dans votre région, d'initiative(s) innovantes visant la modification du mélange d'un peuplement en place *via* la sylviculture ?

□ *Oui* □ *Non*

24. Seriez-vous d'accord pour nous présenter l'initiative décrite dans ce questionnaire sur le terrain à l'occasion d'une tournée ?

□ *Oui* □ *Non*

25. Commentaires libres.

Annexe 4.4-2 : Questionnaire pour la sélection d'initiatives atypiques de renouvellement (phase 2 de l'enquête)

CODE d'identification de l'initiative : ***DATE D'ENTRETIEN et/ou de visite :***

1 – Informations générales

1.1*. Type d'initiative ou d'expérimentation[443] :

□ *Signalement* □ *Référence mesurée* □ *Dispositif expérimental*

1.2*. Nom du référent, organisme, e-mail

1.3*. Type de propriété

□ *Publique* □ *Privée*

1.4*. Commune, Département

1.5*. Surface de la parcelle

1.6*. Surface de l'initiative

1.7*. Est-ce qu'il y a un suivi de l'initiative et si oui, à quelle fréquence ?

□ *Oui* □ *Non* *Fréquence de suivi :*

1.8*. Est-ce qu'il existe des mesures enregistrées et si oui, sur quel support ?

□ *Oui* □ *Non* *Support : (Excel, Ilex, etc.)* *n° Essai (si référencement Ilex) :*

1.9. Document de gestion

□ *Oui* □ *Non* *Préciser*

1.10. Nom du propriétaire et nom du gestionnaire et organisme

1.11. Nom de la forêt

1.12. Numéro de parcelle et coordonnées GPS

2 – La station forestière

2.1. Sylvoécorégion

2.2. Altitude

2.3. Topographie

□ *Plateau* □ *Vallon* □ *Plaine alluviale* □ *Haut de versant* □ *Milieu de versant*

[443] Les questions posées pour le recensement sont indiquées par un astérisque.

□ *Bas de versant* □ *Crête* □ *Dépression* □ *Replat*

2.4. Pente *(exposition et %)*

2.5. Fertilité de la station

□ Bonne □ Moyenne □ Mauvaise

2.6. Environnement de la parcelle

□ *Entourée de forêt sur tous les côtés* □ *Entourée partiellement de forêts*

□ *Isolée (entourée de champs ou d'habitations)*

2.7. Description des parcelles avoisinantes *(plusieurs réponses possibles - Joindre un plan si disponible)*

□ *Parcelle de feuillus* □ *Parcelle de résineux*

□ *Bord de route* □ *Parcelle mixte feuillus résineux*

□ *Parcelle récemment plantée ou régénérée* □ *Parcelle dépérissante*

□ *Parcelle nue* □ *Autre (préciser)*

2.8. Indicateurs de biodiversité au sein de la parcelle

□ *Bois mort au sol (GB ou TGB)* □ *Bois mort sur pied (GB ou TBG)*

□ *Arbres porteurs de dendromicrohabitats* □ *Bois vivants laissés comme semenciers*

□ *Autres (préciser)*

3 – Antécédent cultural

3.1*. Historique de l'initiative

□ *Renouvellement de peuplement après coupe finale (futaie régulière)*

□ *Renouvellement suite à une coupe sanitaire (sécheresse, parasites…)*

□ *Renouvellement suite à des dégâts de tempête ou vents forts*

□ *Boisement de friches, landes ou accrus*

□ *Irrégularisation du peuplement*

□ *Autre (préciser)*

3.2*. Quelles étaient les essences présentes dans le peuplement d'origine *(objectif/accompagnement)* **?**

3.3. Quelles étaient la structure et le régime du peuplement avant installation ?

□ *Futaie régulière* □ *Futaie irrégulière* □ *Taillis sous futaie* □ *Taillis*

3.4. Comment était l'état de la parcelle avant installation ?

□ *Parcelle nue (friche…)* □ *Régénération en cours d'acquisition* □ *Régénération acquise*

□ *Peuplement adulte sain* □ *Peuplement dépérissant*

3.5. Description du couvert

□ *Ouvert* □ *Fermé* □ *Entrouvert*

3.6. Présence d'un sous-étage

□ *Oui* □ *Non*

3.7. Le peuplement précédent a-t-il été exploité ou laissé sur place ?

□ *Exploité* □ *Laissé sur place*

4 – Motivations avant installation

4.1*. Objectif de l'initiative

□ *Introduire un mélange d'essences* □ *Changer d'essence ou de provenance*

□ *Tester un nouveau schéma de plantation* □ *Enrichir un peuplement en place*

□ *Favoriser la régénération au sol et/ou irrégulariser* □ *Autre (préciser)*

4.2. Quel a été le déclencheur pour la mise en place de cette initiative ?

□ *Peuplement arrivé à maturité* □ *Peuplement affecté après un aléa brusque*

□ *Dépérissement progressif du peuplement* □ *Échec de renouvellement par plantation*

□ *Échec de renouvellement par régénération naturelle* □ *Autre (préciser)*

4.3. Quelles sont les principales motivations qui ont conduit à l'installation de ce modèle d'initiative ?

(jusqu'à 3 raisons les plus importantes, classer par ordre de priorité)

□ *Éviter une ouverture complète du peuplement*

□ *Installer une ou des essence(s) mieux adaptée à la station et au climat futur*

□ *Mettre en place un mélange d'essences objectif*

□ *Limiter l'impact pour les sols*

□ Tester l'association d'essences d'accompagnement disséminées individuellement ou par petits groupements sur la parcelle pour instaurer de la diversité dans le peuplement
□ Tester une densité atypique pour la ou les essences considérées
□ Installer ponctuellement des lignes ou bandes d'autres essences que l'essence principale, pour créer des barrières naturelles de protection contre les attaques de parasites
□ Autre (préciser)

4.4. Quels paramètres complémentaires avez-vous dû prendre en compte pour l'installation de cette initiative ?

Demandes spécifiques du propriétaire	*□ Oui*	*□ Non*
Contraintes techniques	*□ Oui*	*□ Non*
Difficultés de commande des graines ou des plants	*□ Oui*	*□ Non*
Difficulté à trouver du matériel adéquat (minipelles…)	*□ Oui*	*□ Non*
Contraintes règlementaires	*□ Oui*	*□ Non*
Contraintes paysagères	*□ Oui*	*□ Non*
Enjeux spécifiques de préservation de la biodiversité	*□ Oui*	*□ Non*
Exigences du grand public (promeneurs, communes, etc.) ou d'associations	*□ Oui*	*□ Non*
Autres (préciser)		

4.5. Quels outils ou démarches d'aide à la décision ont été utilisés pour établir le diagnostic préalable à l'installation de cette initiative ?

□ ClimEssences *□ Bioclimsol* *□ Guide ou catalogue de station*
□ Diagnostic sanitaire ARCHI *□ Diagnostic sanitaire DEPERIS* *□ Autre (préciser)*

4.6. Si l'initiative est installée sur une propriété privée, préciser si elle a été mise en place

□ En réponse à une demande du propriétaire *□ Sur recommandation du gestionnaire*
□ Sur recommandation du conseiller forestier *□ Autre (préciser)*

5 – État initial de l'initiative

5.1*. Préciser la première année de végétation suivant l'installation de l'initiative

5.2*. Quelles sont les essence(s) introduite(s) ou renouvelée(s) *(objectif/accompagnement)* **?**

5.3*. Description du schéma d'installation

i. □ Une seule essence *□ Mélange (préciser : pied à pied, en lignes, etc.)*
ii. □ En plein *□ Zones délimitées (préciser : bandes, placeaux, bouquets, etc.)*
iii. □ Sur terrain nu *□ Sous couvert (préciser : enrichissement de régénération, plantation dans le recru, etc.)*
□ Autre (préciser)

5.4*. <u>Dans le cas d'une plantation en plein</u>, précisez la densité de plantation

5.5*. <u>Dans le cas de zones délimitées</u>, précisez la densité globale du peuplement et celle de chaque zone

5.6. Mode de renouvellement

□ Plantation *□ Régénération naturelle* *□ Semis artificiel*

5.7. Type de plants *(dans le cas d'une plantation)*

□ Plants en racines nues *□ Plants en godets* *□ Autre (préciser)*

5.8. Mise en place de cloisonnements

□ Oui *□ Non* *Largeur :* *Espacement : tous les ….. mètres*

5.9. Description des travaux	*Type*	*Technique*	*Date*
a. Travaux réalisés pour l'installation			
b. Travaux réalisés à l'exploitation			
c. Gestion des souches et des rémanents d'exploitation (désouchage, broyage des souches, mise en andain des rémanents, dépôts sur les cloisonnements, etc.)			
d. Préparation mécanisée du site (décompactage, décapage, sous solage, potets individuels, bandes travaillées, etc.)			
e. Protections contre le gibier (manchons, enclos, etc.)			

f. Autre (préciser)			

5.10. Avez-vous rencontré des difficultés pour l'installation de l'initiative ?

□ *Oui* □ *Non* *Si oui, lesquelles ?*

6 – État sanitaire actuel

6.1*. État sanitaire actuel de l'initiative

□ *Très bon* □ *Bon* □ *Mauvais* □ *Ne sait pas*

6.2*. <u>Si l'état sanitaire est mauvais</u> et que vous en connaissez la cause, préciser

6.3. Y a-t-il des facteurs de risques qui menacent l'initiative ?

□ *Oui* □ *Non* *Préciser :*

6.4. Des mesures ont-elles été mises en place pour lutter contre les risques évalués ?

□ *Oui* □ *Non* *Préciser :*

6.5. Si des dégâts ont été observés, préciser lesquels :

□ *Sécheresse* □ *Canicule/coups de chaud (brûlures)* □ *Gel*

□ *Dégâts d'ongulés* □ *Dégâts de rongeurs*

□ *Dégâts causés par des parasites (ravageurs et/ou pathogènes). Préciser si connus : hylobe…*

□ *Autre (préciser)*

6.6. Y a-t-il une végétation concurrente influant (ou pouvant influer) sur le développement des plants ou des semis ?

□ *Oui* □ *Non* *Préciser :*

6.7. Préciser les mesures spécifiques mises en place pour lutter contre cette végétation concurrente

6.8. Quel est le taux de reprise depuis la mise en place jusqu'à présent ?

a. □ *Homogène* □ *Hétérogène*

b. □ *0-20 %* □ *20-40 %* □ *40-60 %* □ *60-80 %* □ *80-100 %*

7 – Inventaire actuel des essences présentes

Préciser pour chacune :

- Essence objectif ou accompagnatrice
- Issu de régénération naturelle, plantation ou semis artificiel
- Dominance (dominant, co-dominant, dominé)
- Proportion (nombre d'arbres) % sur un total de 100 %
- Estimation de l'accroissement moyen depuis l'installation (cm/an)

8 – Bilan de l'installation

8.1*. Quelles sont la ou les raisons pour lesquelles vous souhaitez soumettre cette initiative ?

□ *Schéma d'installation novateur* □ *Mélange d'essence original*

□ *Situation en lien fort avec le changement climatique* □ *Levée d'une situation de blocage*

□ *Initiative réussie à valeur d'exemple* □ *Échec instructif*

□ *Autre (préciser)*

8.2*. Quel est votre degré de satisfaction actuel par rapport à l'objectif que vous vous étiez initialement fixé ?

□ *Très satisfaisant* □ *Satisfaisant* □ *Peu satisfaisant* □ *Décevant* -> *Justifiez*

8.3. Avez-vous rencontré des difficultés dans la réalisation de l'entretien de l'initiative ?

□ *Oui* □ *Non* *Si oui, préciser :*

<u>Vous avez indiqué que votre degré de satisfaction était "Très satisfaisant" ou 'Satisfaisant"…</u>

8.4. Sur quel aspect êtes-vous le plus satisfait, et pourquoi ?

8.5. Sur quel aspect êtes-vous le moins satisfait, et pourquoi ?

<u>Vous avez indiqué que votre degré de satisfaction était "Peu satisfaisant" ou "Décevant"…</u>

8.6. Considérez-vous que l'initiative est un échec compte tenu de l'objectif initial ?

□ *Oui* □ *Non* □ *Il est trop tôt pour le dire*

8.7. Si <u>OUI</u>, quel est selon vous la principale cause de cet échec ?

8.8. Si <u>OUI</u>, cette cause avait-elle été identifiée au préalable ?

8.9. Si cette cause avait été identifiée au préalable comme un facteur d'échec possible, préciser les actions mises en œuvre pour la contourner et qui ont finalement échoué.
8.10. Si <u>NON</u> ou si <u>trop tôt pour le dire</u>, précisez pourquoi vous jugez l'initiative peu satisfaisante ou décevante à ce stade.
8.11. Envisagez-vous de mettre en place des opérations correctives ?
□ *Oui* □ *Non* *Si oui, lesquelles ?*

9 – Évaluation économique

9.1. L'installation a-t-elle bénéficié de subventions ou d'aides financières *(plan de relance, aides régionales, financement européen, autres financements)* **?**
□ *Oui* □ *Non* *Si oui, préciser*
9.2. Dans le cas d'un renouvellement après aléas ayant affecté le produit de la vente, ce manque à gagner a-t-il impacté les choix économiques de l'installation présente ?
□ *Oui* □ *Non* *Si oui, préciser en quoi*
9.3. Quel est pour vous l'opération qui a nécessité le plus de dépenses ? *(sur la période couvrant la mise en place et les 10 premières années de vie du peuplement)*
9.4. Que recommanderiez-vous pour réduire les coûts liés à ce type d'installation ? *(temps de main d'œuvre, nombre d'entretiens, etc.)*

10 – Enseignements pour inspirer d'autres démarches

10.1. Avez-vous connaissance dans votre région d'initiative(s) innovantes visant la modification du mélange d'un peuplement en place *via* la sylviculture ?
□ *Oui* □ *Non* *Préciser*
10.2. <u>Si l'initiative a été un échec</u>, avec le recul, quelles seraient vos recommandations pour éviter de reproduire cet échec ?
10.3. <u>Si l'initiative a été une réussite</u> *("Très satisfaisant" ou 'Satisfaisant")***, pensez-vous qu'il y a un intérêt à la reproduire ?**
□ *Oui* □ *Non*
10.4. <u>Si oui</u>, quelles seraient vos recommandations et les conditions pour qu'elle soit reproductible ? *(station, climat, budget, travaux)*
10.5. Avez-vous installé d'autres initiatives comparables ?
□ *Oui* □ *Non*
10.6. <u>Si oui</u>, considérez-vous qu'elles ont :
□ *Réussi* □ *Echoué* □ *Il est trop tôt pour le dire* *Préciser :*
10.7. Qu'est-ce qui a inspiré le choix de ce type d'initiative ?
□ *L'existence d'un réseau de placettes comparables*
□ *La volonté de reproduire en le corrigeant un dispositif similaire ayant connu un échec*
□ *La connaissance théorique du schéma d'installation et la volonté de le mettre en œuvre*
□ *Des directives incitant à installer ce type de dispositifs*
□ *Autre (préciser)*

Annexe 4.4-3 : Références bibliographiques utilisées pour la tâche C

Barrette, M., Leblanc, M., Thiffault, N., Paquette, A., Lavoie, L., Bélanger, L., Bujold, F., Côté, L., Lamoureux, J., Schneider, R., Tremblay, J.-P., Côté, S., Boucher, Y., Deshaies, M.-È., 2014. Enjeux et solutions pour la sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique. The Forestry Chronicle 90, 732–747. https://doi.org/10.5558/tfc2014-146

Barthod, C., Pignard, G., Guérin, F., Bouillon-Penrois, E., 1999. Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises. Revue Forestière Française 51, 469–486.

Bastien, Y., Gauberville, C. (Eds.), 2011. Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. Institut pour le Développement Forestier, Paris.

Bonfils, P., Brang, P., Dietiker, F., Fürst, E., Horisberger, D., Junod, P., Meier, S., Monnin, M., Pittet, P., Schneider, P., Walther, H., 2010. La régénération artificielle des chênes sessile et pédonculé. Fiche technique. 2e édition.

Demolis, C., François, D., Delannoy, L., 1997. Que sont devenues les plantations de feuillus par points d'appui ? Bulletin technique de l'Office National des Forêts 27–37.

Havet, N., de Bonnault, A., Bouchez, P., 2021. Les plantations en points d'appui : un thème d'étude cher au CETEF de la Somme. Forêt Entreprise 4–9.

Hettescheimer, B., Böhmer, O., Witz, M., Rieger, H., 2008. Qualification Dimensionnement : la sylviculture pour l'authentique, le beau et le noble 15.

Ledun, F., 2019. Reconstitution des mélanges pin-taillis ou en sommes-nous 30 ans après ?

Messant, D., de Wouters, P., Asael, S., Vitu, C., Ningre, F., Krischel, M., Freymann, E., 2012. Des travaux économes pour du bois d'œuvre de haute qualité – du semis ou de la plantation jusqu'aux premières éclaircies. Projets REGIOWOOD et COFORKO. Manuel technique.

Moyses, F., 2019. Retour d'expériences et actualisation de la pratique des plantations par collectifs. La forêt privée 34–46.

Moyses, F., 2013. Réflexions sur l'automation biologique appliquée aux jeunes peuplements. La forêt privée 51–56.

Négrinat, C., Asael, S., 2014. Technique : Comme on fait son nid… On se pousse. Art Floreal 6–7.

Riou-Nivert, P., 1985. Proposition d'une méthode de plantation par bouquets. Forêt Entreprise 20–26.

Schütz, J.-Ph., Oldeman, R.A.A., 1996. Gestion durable par automation biologique des forêts. Rev. For. Fr. 48, 65–74. https://doi.org/10.4267/2042/26805

Wilhelm, G.J., 2008. Aspects financiers et perspectives économiques de la méthode "qualification-dimensionnement." Forêt Wallonne 25–33.

Wilhelm, G.J., Rieger, H., 2017. Stratégie qd - une gestion de la forêt basée sur la qualité et les cycles naturels. Une gestion de la forêt basée sur la qualité et les cycles naturels. Institut pour le Développement Forestier.

Annexe 4.4-4 : Grille de description des initiatives avec installation de plants (ou de semis)

Description des modalités d'installation

Unité de gestion	(UG =) Parcelle ou Parquet : S > 0,5 ha[444] *(Îlots = parquet (en général, plus accessoirement bouquet) dont la nature du peuplement planté est différente de celle de ce qui l'entoure)*					
Type de renouvellement	(Re)boisement complet *(la densité et la disposition des plants permettront d'obtenir un peuplement final complet)*		Enrichissement *(la densité et la disposition des plants ne permettront pas de constituer un peuplement final complet ; des tiges du peuplement interstitiel fournissent donc le complément)*			
Structure *(étagement)*	Il est possible d'installer les différents types de plantations **sous couvert** (ou sous abri), c'est-à-dire sous un peuplement forestier maintenu en place. *Cela nécessite cependant que celui-ci soit suffisamment entrouvert au moment de la plantation et que des interventions soient ensuite prévues pour maintenir ou augmenter cette ouverture sur l'ensemble du peuplement (lumière diffuse).*		On considèrera que la plantation est installée **« sous couvert »** si des arbres surplombent les plants (sinon, **« à découvert »,** même s'il peut y avoir un abri latéral). La plantation peut également être faite en une ou plusieurs fois (par exemple après chaque coupe jardinatoire en traitement irrégulier). Le résultat pourra donc conduire à l'obtention **d'un ou plusieurs « étages de plantation ».**			
Organisation spatiale de la plantation	En plein *Répartition généralement homogène des plants sur la totalité de l'UG, placés à des espacements < à l'envergure[10] des arbres objectifs.*	Par points d'appui *Répartition géométrique systématique des emplacements de plantation (placeaux, petits bouquets) ; espacements ≤ à l'envergure[10] des arbres objectifs.*	Par bouquets **S ≤ 0,5 ha** (ou par plant[445]) *Répartition généralement non systématique ; un ou plusieurs arbres objectifs par bouquet. L'ensemble des arbres objectifs plantés ne constituera pas un peuplement complet[446].*	En bandes *Alternance de bandes plantées et non plantées (ou non plantées simultanément). Peuplement complet sur les bandes plantées.*	En lignes espacées *Espacements entre lignes > à l'envergure[447] des arbres objectifs. L'ensemble des arbres objectifs plantés ne constituera pas un peuplement complet[11].*	En allées *Seules les bordures de voies (chemins, pistes, etc.) accessibles à des matériels d'exploitation sont plantées ; une ou plusieurs lignes de part et d'autre de la voie.*
Caractéristiques complémentaires à préciser	Absence ou présence de lignes et, dans ce dernier cas (général), espacement de celles-ci (et éventuelles variations : présence d'andains, etc.) et espacement sur la ligne.	Espacements et caractéristiques des points d'appui (dimensions des placeaux[448], des « nids », nombre de plants, etc.) et description des espaces interstitiels.	Surface et forme (circulaire, rectangulaire, séquences, etc.) *Pour simplifier, la plantation par plants épars (ou isolés) est incluse ici ; elle pourrait être dissociée.*	Disposition et largeurs des bandes. Largeur des interbandes (si bandes parallèles).	Espacements entre lignes (et éventuelles variations) et sur la ligne.	Eventuelles caractéristiques ou particularités des allées (largeur, etc.)

[444] Définition stricte appliquée ici ; surface souvent plus élevée dans les aménagements ONF à cause de la taille des parcelles.
[445] Possible de différencier une organisation de la plantation **par plants isolés**. Ici inclus dans plantation par (très petits !) bouquets.
[446] On admet généralement qu'au moment de leur maturité économique, l'envergure (= le diamètre du houppier) des feuillus est voisine de 13 à 14 m (50-60 arbres/ha en futaie régulière) et que celle des résineux est de 8 à 9 m (120 - 150/ha).
[447] Pour obtenir à terme un peuplement complet, il est nécessaire de recruter des arbres objectifs dans le peuplement interstitiel.
[448] Pour l'étude on choisit de limiter la surface des placeaux : S < 25 m². Les « nids » sont des petits placeaux (quelques m²) où est installée une forte densité de semis ou de plants.

Dispositions des plants (tous types de plantations)

Critères – caractéristiques à relever	À quoi se référer
Espacements (si lignes, espacement entre lignes et espacements sur les lignes) ; **Disposition** (carré, quinconce, …) ou sinon espacements moyens	Pas de problème pour la plantation en plein complète. Pour les placeaux (points d'appui), bouquets, bandes, lignes espacées, allées, se caler sur le schéma local d'installation (ou « unitaire »).
Densité* locale *(ou « motif unitaire »)*	Pour une plantation en plein complète : hors obstacles ou zones non plantées (andains…). Pour les autres, à prendre sur le schéma local d'installation (ou « unitaire ») = le placeau (pour les points d'appui), le bouquet, la bandes, les lignes espacées, les allées, pour les enrichissements.
Densité* globale *(sur la parcelle ou sur le parquet planté)*	Densité ramenée à la surface de l'UG (= parcelle ou parquet planté) = nombre de plants / surface totale de l'UG (comprenant donc l'éventuel peuplement interstitiel, les andains…)

** TT faible (< 100/ha), Très faibles (< 100-300/ha), Faibles (300-800/ha), Moyennes (800-1200/ha), Fortes (1200-1600/ha), Très fortes (1600-2500/ha), TT forte (> 2500/ha)*

Composition de la plantation (tous types de plantations)

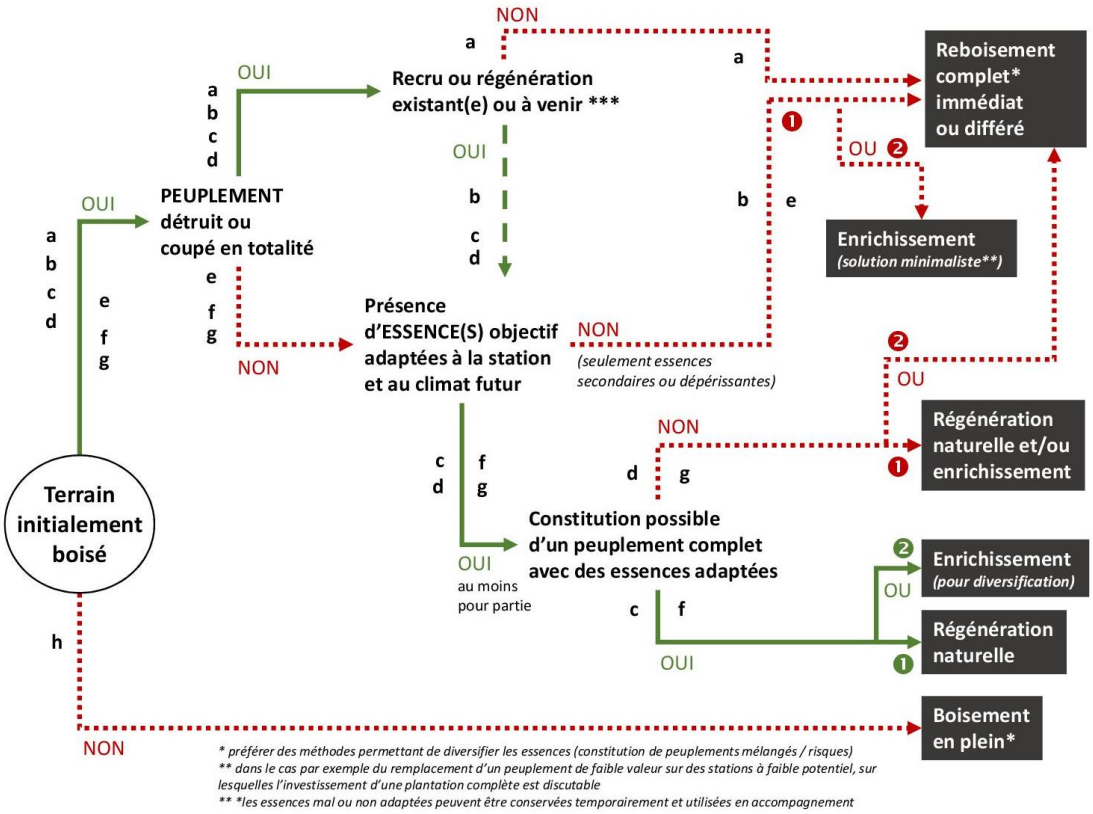
Critères – caractéristiques à relever	À quoi se référer
Composition du « motif unitaire »	Plantation <u>pure ou mélangée</u> à l'échelle de la plantation en plein ou localement pour les placeaux (points d'appui), bouquets, bandes, lignes espacées, ou allées Si mélange, modalités d'installation **
Composition « globale » de la plantation	Plantation <u>pure ou mélangée</u> à l'échelle de l'ensemble de la plantation (= uniquement plants installés) Si mélange, modalités d'installation **
Composition « globale » de l'unité de gestion *(actuelle ou à terme)*	Peuplement <u>pur ou mélangé</u> à l'échelle de l'ensemble du peuplement (incluant le recru ou le pré-existant) Si mélange, modalités d'installation **

*** mélange pied à pied (systématique ou aléatoire), par lignes, par séquences (tronçons de lignes), par bandes, par allées, par bouquets, par placeaux… (cf. comme pour l'organisation de la plantation, mais ici pour l'agencement du mélange). Un mélange est dit « complexe » lorsque plusieurs des modalités précédentes sont imbriquées ou plusieurs niveaux de mélange [exemple alternance de bandes de 2 essences dominantes différentes (1er niveau) dans lesquelles des bouquets ou des séquences d'autres essences sont mélangées (2e niveau) …]*

Modalités de réalisation

- Matériel végétal : essences, provenances, types de plants
- Méthodes d'installation : préparation du terrain, mode de plantation, protection contre le gibier, etc.
- Suivi : modalités et périodicité des entretiens et des éventuelles interventions en taille / élagage

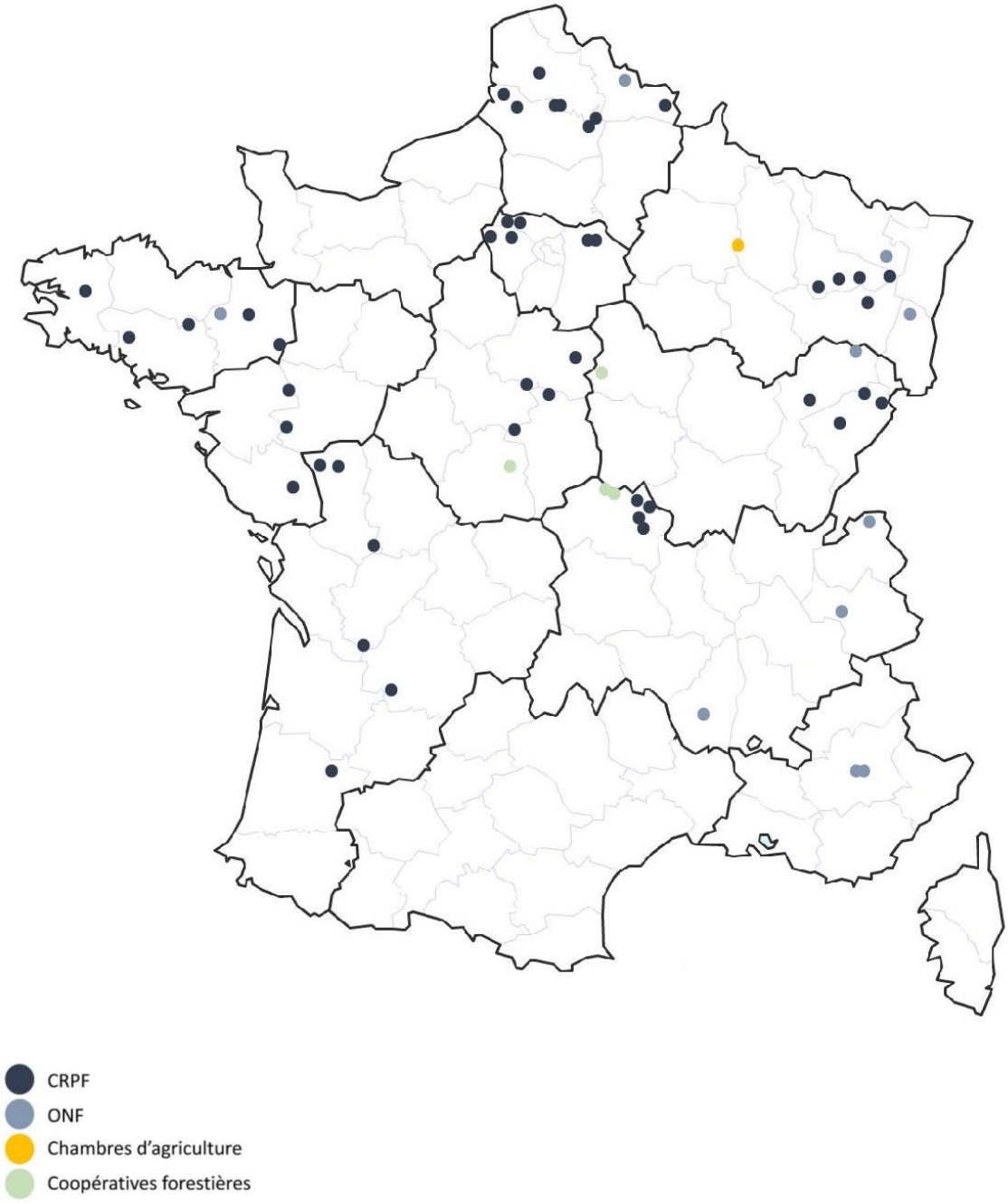
Annexe 4.4-5 : Principaux contextes représentés dans la sélection et types de renouvellement auxquels ils ont conduit



Remarques :

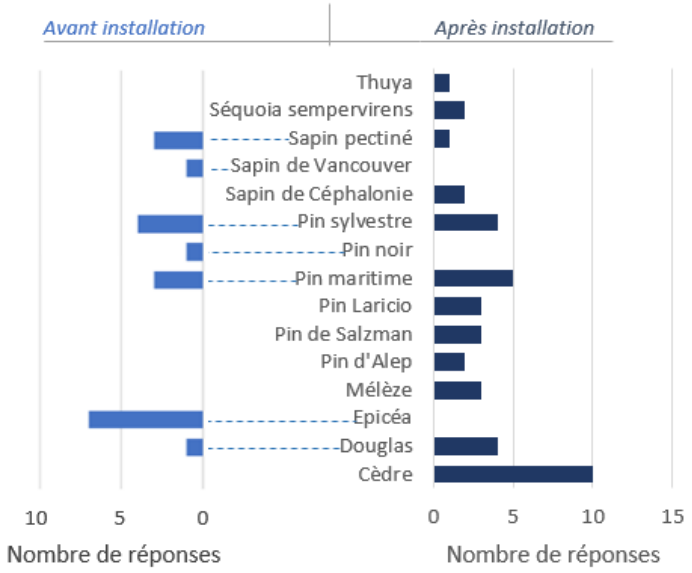
- sur le schéma, ❶ et ❷ sont des options possibles de type de renouvellement pour un même contexte ;
- le type de renouvellement défini dans le tableau descriptif de l'Annexe 4.4-4 = « (Re)boisement complet et Enrichissement » concerne des sites avec installation de plants ; la régénération naturelle seule, sans enrichissement, n'y figure donc pas, mais reste un type de renouvellement possible qui est décliné ici.

Annexe 4.4-6 : Répartition des initiatives de la sélection sur le territoire

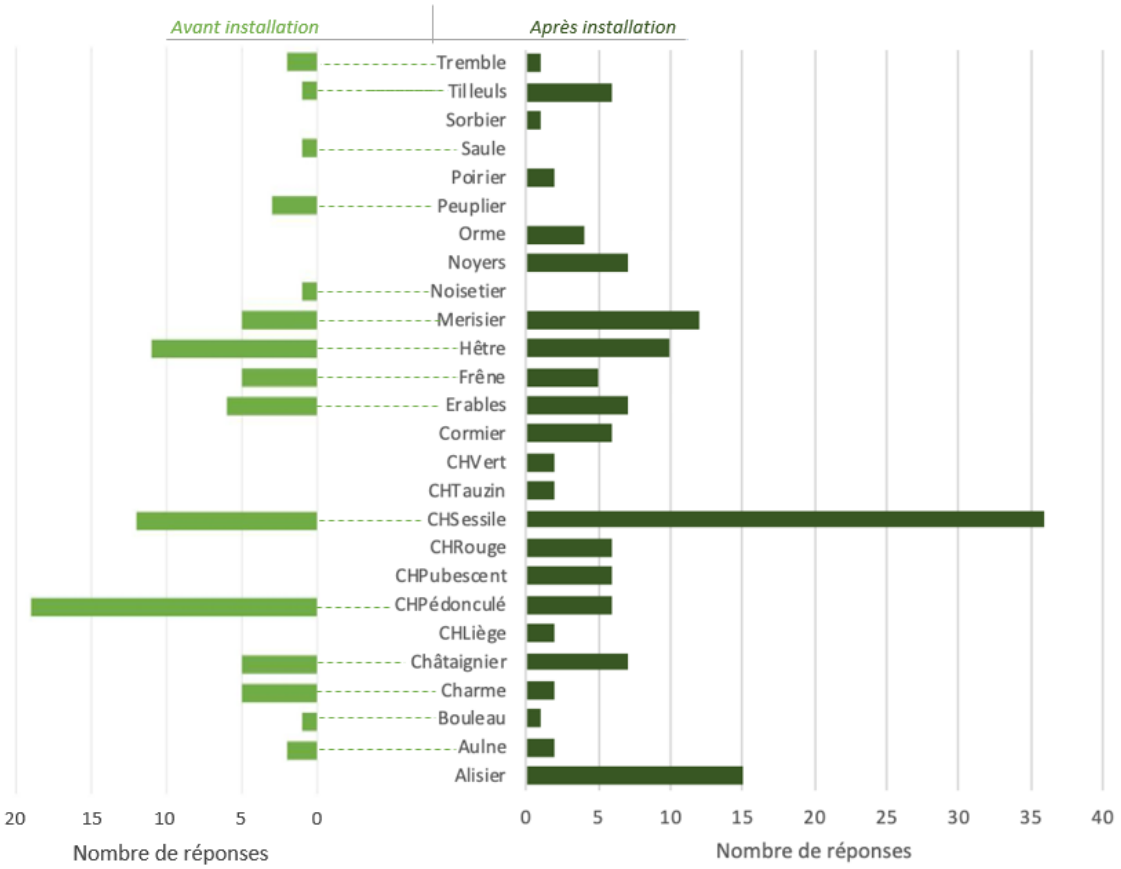


Annexe 4.4-7 : Nature des essences objectif mises en place dans les initiatives de la sélection (phase 2 de l'enquête)

RÉSINEUX



FEUILLUS



Volet 2 | Thème 4. Amélioration des itinéraires de renouvellement en contexte de changement climatique

Question 5. Quelles sont les évolutions récentes et pressenties en Europe dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique ?

Sommaire

5.1 Contexte et problématique 775
5.2 Matériel et méthode 775
5.3 Réponses au questionnaire 777
5.3.1 État des lieux des changements importants sur la période récente (< 5 ans, < 10 ans, < 20 ans) dans la façon dont la coupe à blanc est pratiquée : nécessité d'une autorisation, taille maximale de la coupe à blanc, et autres question juridiques ou techniques 777
5.3.2 État des lieux des moyens nouveaux/renforcés, explorés et mis en œuvre pour surmonter les difficultés ou contraintes, comme par exemple, des moyens alternatifs à la plantation traditionnelle (petites unités, utilisation des rejets ou de la régénération, utilisation de la végétation existante, etc.) 778
5.3.3 État des lieux des problèmes spécifiques liés à l'échec des plantations après les coupes rases 779
5.3.4 État des lieux des systèmes de suivi nationaux dédiés au succès/échec des plantations 779
5.3.5 Perspectives concernant le recours à la régénération naturelle, dans un avenir proche 780
5.4 Besoins de recherche 781
5.5 Références bibliographiques 781

Rédacteur

Christophe **Orazio**, IEFC, Institut Européen de la Forêt Cultivée, Cestas (33), France

5.1 Contexte et problématique

Les changements globaux et, singulièrement, les changements climatiques, affectent l'ensemble des forêts européennes et forcent les acteurs à questionner leurs pratiques sur le renouvellement forestier de manière d'autant plus aiguë qu'ils sont confrontés à des évènements catastrophiques de types attaques de scolytes, dépérissements ou incendies de plus en plus fréquents et intenses. Il est donc nécessaire d'explorer les pratiques les plus pertinentes dans un contexte incertain.

Les coupes rases sont une méthode d'exploitation largement utilisée et dominante dans les pays scandinaves qui hébergent la majorité des surfaces forestières, mais aussi sur les îles britanniques où la sylviculture repose essentiellement sur des espèces exotiques nouvellement plantées. Ce mode de régénération se rencontre aussi en Europe centrale, particulièrement dans les pessières et dans de nombreuses forêts plantées (par exemple, pineraie, peupleraie) et des taillis d'Europe du Sud, notamment d'eucalyptus.

Cette contribution présente le résultat d'une consultation d'experts européens sur les évolutions récentes et pressenties des modes de régénération dans les pays voisins de la France, avec une attention particulière au cas des coupes rases.

5.2 Matériel et méthode

L'enquête s'est appuyée sur l'Institut européen de la forêt cultivée (IEFC) qui a contacté par mél plus de 130 **professionnels** (chercheurs, universitaires, gestionnaires et responsables d'administration ou de services forestiers) de son réseau, répartis dans toute l'Europe (21 pays concernés). Compte tenu des moyens et des délais imputés à cette enquête, il n'a pas été possible de faire un échantillonnage

stratifié complet et d'y associer la société civile de chaque pays. Un questionnaire en ligne et en anglais a été proposé à tous les correspondants. Il a été élaboré dans le cadre de l'expertise CRREF, avec les pilotes du Volet 2.

Pour favoriser les retours, le questionnaire – dont on donne ici la traduction en français – a été réduit à cinq lots de questions :

1. Jouez-vous ou votre institution joue-t-elle un **rôle spécifique en relation avec les politiques et les pratiques de coupe à blanc et/ou de régénération** ?
2. Y a-t-il eu récemment (< 5 ans, < 10 ans, < 20 ans) des **changements importants dans la façon dont la coupe à blanc est pratiquée** dans votre pays : nécessité d'une autorisation, taille maximale de la coupe à blanc, autres questions juridiques ou techniques ?
3. Rencontrez-vous dans votre pays des **problèmes spécifiques liés à l'échec des plantations** après les coupes rases ? En particulier, existe-t-il un **système de suivi national dédié au succès/échec des plantations** ? Si oui, pouvez-vous indiquer la date de mise en place du système et commenter brièvement ses performances ?
4. Votre pays a-t-il exploré et mis en œuvre des **moyens nouveaux/renforcés pour surmonter les difficultés ou les contraintes de régénération** ? Par exemple, des moyens alternatifs à la plantation traditionnelle ont-ils été discutés et mis en œuvre (petites unités, utilisation des rejets ou de la régénération, de la végétation existante, etc.)
5. Pensez-vous que la **régénération naturelle sera plus répandue** dans votre pays dans un avenir proche ?

Le taux de réponse a été de 20 %. Les retours proviennent de **10 pays : Norvège, Suède, Pays-Bas, Allemagne, République tchèque, Suisse, Royaume-Uni, Irlande, Espagne, Portugal** (voir Figure 4.5-1). La seule réponse des pays d'Europe de l'Est concerne la République tchèque. Plus qu'une description couvrant l'ensemble de l'Europe, c'est donc plutôt un **gradient nord-sud, de la Scandinavie au Portugal,** qui a été renseigné. Les pays avec le plus de répondants sont le Portugal (6), l'Irlande et l'Allemagne (4) suivis de la Suède (3) et de l'Espagne (2), les autres pays n'ayant qu'un répondant. La moitié des personnes qui ont répondu est composée de chercheurs, le reste est essentiellement composé de gestionnaires (privés ou publics) et d'une pépinière, d'une administration et d'un organisme de protection contre les incendies.

Les données ont été récupérées et centralisées dans un tableur permettant d'appréhender aisément l'hétérogénéité des réponses selon les pays et les répondants. S'agissant d'une enquête qualitative, ces réponses ont fait l'objet d'un traitement individuel. Chaque correspondant étant identifié, il est possible de le recontacter, le cas échéant, pour récolter ultérieurement de plus amples informations *via* l'IEFC.

Figure 4.5-1 : Pays ayant répondu à l'enquête entre décembre 2021 et mars 2022

5.3 Réponses au questionnaire

5.3.1 État des lieux des changements importants sur la période récente (< 5 ans, < 10 ans, < 20 ans) dans la façon dont la coupe à blanc est pratiquée : nécessité d'une autorisation, taille maximale de la coupe à blanc, et autres question juridiques ou techniques

Remarque liminaire : certaines informations fournies par les répondants, notamment d'ordre législatif, mériteraient une vérification rigoureuse qu'il n'a pas été possible de conduire dans tous les cas. On retiendra surtout ici la valeur de témoignage sur l'évolution récente ou non de la législation, et de ses interférences avec la pratique de la coupe rase.

Pays scandinaves et **Royaume-Uni** : dans ces pays qui pratiquent largement les coupes rases (en Suède la certification demande d'affecter 5 % des forêts à la protection, gérées en couvert continu), il n'y a pas eu de changement dans le contexte législatif par rapport à cette pratique. L'enquête révèle des changements techniques mineures, alors que la taille des coupes rases tend à diminuer, et que la plantation après coupe rase prend une place de plus en plus prépondérante aux dépens de la régénération naturelle.

Irlande : on observe une situation compliquée ; alors que depuis 10 ans, les bonnes pratiques de gestion étaient calées sur une limite de surface de coupe fixée à 25 ha d'un seul tenant, deux évolutions ont changé la donne : (i) la mise en place de nouveaux critères environnementaux d'ordre réglementaire pour obtenir des permis d'exploitation valables 10 ans a généré de nombreux retards

d'exploitation et (ii) un changement législatif instauré en 2018 permet à des tierces parties de contester ces permis devant un tribunal administratif.

Pays-Bas : pour faire face aux nouveaux dépérissements (notamment dus à la chalarose), ce pays a relevé le seuil limitant la taille des coupes rases de 0,2 à 0,5 ha.

République tchèque : ce pays a mis en place une limitation de taille des coupes rases en 1995 réduisant ces dernières à 1 ha, sauf en plaine où elles sont limitées à 2 ha. Certaines règles ont évolué depuis 2018 en lien avec les dégâts considérables occasionnés par les scolytes. Ainsi, l'obligation de régénération acquise après coupe est passée de 2 à 5 ans, et l'obligation d'évacuation des bois morts scolytés a été étendue à 5 ans à cause de l'insuffisance des capacités d'exploitation face aux dégâts subis.

Suisse : dans ce pays de montagne où l'érosion est un problème majeur, la loi n'a pas changé depuis 1876. Les coupes rases restent interdites et la taille des éclaircies autorisées est définie au niveau cantonal, mais est toujours inférieure à 1 ha.

Allemagne : la situation est variable selon les *Länder*. Pour certains, comme la Bavière, il n'existe pas de limite, alors que pour les autres, la limite varie entre 0,3 et 2 ha depuis la loi de 1985. Les opérations de sauvetage de l'épicéa ont généré de grandes surfaces de coupes rases s'affranchissant des seuils régionaux.

Espagne : les règles dans le domaine des coupes rases sont fixées au niveau régional. Certaines régions n'imposent aucune restriction ; dans ces cas, il peut arriver que certaines municipalités fixent des limites et même imposent des taxes, comme c'est le cas en Asturies.

Portugal : le seul changement récent est l'obligation de déclaration des coupes rases avant intervention. Une fois déclarées, ces coupes rases peuvent communément aller jusqu'à 30 ha sans poser de problèmes.

En résumé, il semble qu'il y ait eu récemment davantage d'ajustements liés aux problèmes sanitaires que de changements législatifs motivés par la problématique des coupes rases en tant que telle.

5.3.2 État des lieux des moyens nouveaux/renforcés, explorés et mis en œuvre pour surmonter les difficultés ou contraintes, comme par exemple, des moyens alternatifs à la plantation traditionnelle (petites unités, utilisation des rejets ou de la régénération, utilisation de la végétation existante, etc.)

Pays scandinaves : les coupes rases avec plantation de matériel amélioré et conservation des recrues de bouleaux pour la biomasse représentent la majorité des cas (IEFC, 2022). La plupart des répondants affirment que le sujet fait l'objet de discussions : davantage de mélanges, de régénération naturelle, de peuplements irréguliers, de changement d'espèces pour anticiper le changement climatique, etc. Mais il n'y aurait à ce jour pas ou seulement peu de modifications effectives des pratiques.

Pays-Bas : les coupes rases sont une mesure marginale utilisée dans des contextes particuliers et avec une limite de taille déjà très basse.

Irlande : à ce jour, le pays encourage la diversification des peuplements via l'obligation légale de planter au moins 10% de feuillus lors de chaque (re)boisement.

Allemagne : ce pays représente un cas intéressant ; en effet, les coupes rases représentent seulement 20 % des régénérations de futaies, le reste des forêts gérées se voit appliqué la diversité des options

de gestion (coupes progressives, futaie jardinée, sylviculture proche de la nature). Dans ce pays, le questionnement actuel est en sens inverse : compte tenu de la vitesse du changement climatique, la priorité donnée à la régénération naturelle est-elle encore pertinente ? La principale innovation signalée est la plantation par petits placeaux de moins de 7 m de côté.

En résumé, les informations récoltées sont peu nombreuses et relativement pauvres s'agissant des alternatives à la plantation traditionnelle, ce qui contraste avec le foisonnement d'initiatives dans ce domaine en France. Il est vraisemblable que cela soit plus dû à un manque d'information des répondants qu'à un défaut d'initiatives dans ce domaine, mais on ne peut le vérifier.

5.3.3 État des lieux des problèmes spécifiques liés à l'échec des plantations après les coupes rases

Norvège : le taux de reprise moyen des plantations d'épicéa est de 80 %, ce qui est considéré comme satisfaisant. Les principales causes de mortalité des jeunes plants citées sont l'hylobe, la concurrence du sous-bois et les grands ongulés. Pour le pin sylvestre, la régénération naturelle reste le mode de renouvellement dominant.

Royaume Uni : les principaux problèmes rencontrés par le passé après coupes rases étaient dus à une combinaison de facteurs défavorables : plants de mauvaise qualité ; mauvaise gestion des plants ; hylobe ; grands ongulés. Ces problèmes existent toujours mais sont considérés comme étant sous contrôle. La situation est semblable en **Irlande**, où il est fait mention de l'utilisation systématique de pesticide contre l'hylobe.

Allemagne : un des problèmes listés est celui de la disponibilité en plants de qualité dans un contexte où la régénération naturelle domine. De plus, ce pays s'engage dans des processus de reboisements massifs suite aux catastrophes rencontrées (scolyte et tempêtes), exposant les plants aux conditions climatiques extrêmes (sécheresse en particulier) et aux grands ongulés qui peuvent affecter fortement les taux de reprise.

Espagne : dans les Asturies, il n'y a pas de problèmes particuliers de régénération sur la côte, les seuls problèmes signalés sont dans les zones montagneuses où les sols dégradés sont fréquents.

Portugal : il n'est pas fait mention de problèmes spécifiques pour l'eucalyptus, quelle que soit la taille des coupes rases lors des plantations ou après les recepages qui s'ensuivent. Pour le chêne liège, il est fait mention de problèmes, en particulier avec les *phytophtora sp*, mais pas au point de remettre en question la production de liège.

En résumé, les causes d'échec des plantations après coupes rases semblent assez classiques (hylobe, grands ongulés), avec une seule mention aux problèmes liés à la surface des reboisements faisant suite aux problèmes sanitaires de grande envergure.

5.3.4 État des lieux des systèmes de suivi nationaux dédiés au succès/échec des plantations

Suède : il existe un double système de monitoring. L'inventaire forestier estime la régénération sur ses points d'inventaires mais avec une maille très lâche. À cela s'ajoute un contrôle d'état appelé *foryngelseskontroll*, basé sur les déclarations de coupes finales dont un échantillon est inventorié pour évaluer le succès des régénérations.

Pays-Bas : la situation est similaire à celle de la Suède ; les contrôles servent aussi à vérifier qu'il ne s'agisse pas de déforestation illégale.

Royaume-Uni et **Irlande** : il n'y a pas de contrôle systématique sauf en procédure interne de certains services forestiers d'État.

Allemagne : il n'y a pas de suivi opérationnel pour vérifier le succès des reboisements et des régénérations alors que les *Länder* se voient fixés par les lois fédérales des objectifs de taux de reprises. Le seul suivi se fait à travers la révision décennale des plans de gestion.

République tchèque : le contrôle se fait aussi à partir des plans de gestion.

Suisse : comme indiqué plus haut, les coupes rases sont interdites. Seules les « coupes rases » liées à des évènements catastrophiques de type tempête font l'objet d'un suivi.

Espagne (Asturies) : il n'y a pas de suivi institutionnel du succès des régénérations, mais le centre technologique CETEMAS a mis en place un réseau de parcelles instrumentées sur les principales plantations (eucalyptus, pin) pour évaluer l'impact du changement climatique.

Portugal : le contrôle est en principe de la responsabilité de l'administration forestière, mais, concrètement, les suivis sont essentiellement réalisés par les grandes compagnies papetières.

En résumé, le système de suivi mis en œuvre en France sur les plantations de l'année par le DSF (Volet 2, Thème 2, « Question 3. Quelle a été l'évolution des taux de succès des plantations de l'année au cours des quinze dernières années ? ») ne semble pas avoir d'équivalents dans d'autres pays. Le système suédois, seul outil standardisé mentionné, ne se limite pas, à la différence du suivi français, aux plantations de l'année.

5.3.5 Perspectives concernant le recours à la régénération naturelle, dans un avenir proche

Dans toute l'Europe, le questionnement sur de méthodes alternatives de renouvellement des forêts, par opposition aux systèmes basés sur la coupe rase, s'accélère manifestement. Cependant, aucun des pays enquêtés ne semble avoir prévu de se passer massivement de la sylviculture de plantation avec coupe rase à la régénération naturelle. Inversement, la régénération naturelle est actuellement de plus en plus questionnée face à la vitesse supposée des changements climatiques observés et aux limites de la vitesse d'adaptation spontanée des forêts.

Europe du Nord : la régénération naturelle est considérée comme étant une excellente méthode pour l'épicéa, à condition que les conditions stationnelles soient adaptées à cette méthode (implicitement, seule une petite partie du territoire forestier est adaptée à cette méthode pour l'épicéa) et elle reste minoritaire (de 35 % en 1990 à 10-14 % en 2020) en particulier parce que les sylviculteurs veulent bénéficier des programmes d'amélioration pour la croissance et la résistance au changement climatique (IEFC, 2022). Pour le pin sylvestre, actuellement majoritairement régénéré naturellement, les répondants anticipent un recours plus important aux plantations dans les zones de sylviculture active afin de bénéficier des méthodes de migration assistée (comme dans le cas de l'épicéa) et de l'amélioration génétique.

Royaume-Uni : les répondants précisent que les espoirs de gains économiques sur les coûts de reboisement sont souvent contrariés par l'incertitude de la régénération obtenue et la pression des grands ongulés, ce qui en limite l'intérêt. Pourtant, tout comme en **Irlande** sur certains milieux, les gestionnaires s'y intéressent de plus en plus. La sylviculture à couvert continu dans ce pays ne représente que 5 % de la superficie forestière.

Allemagne : alors que l'inventaire forestier estime la régénération naturelle à 85 % des régénérations, les répondants anticipent une baisse de ce taux avec les changements de provenances et d'espèces

induits par le changement climatique. La **Suisse** dominée par la régénération naturelle anticipe une évolution semblable.

République tchèque : ce pays semble être à contre-courant avec un recours accru à la régénération naturelle. Cependant, il pourrait s'agir d'un choix contraint, pragmatique, face aux surfaces considérables à régénérer suite aux récentes attaques massives de scolytes, et la crainte d'un manque de plants, de main d'œuvre pour la plantation, etc. Le pays recommande une évolution vers la régénération naturelle[449]. La régénération artificielle qui représentait encore récemment 80 % de reboisement est en baisse. Pour la société ayant répondu à l'enquête, elle ne représente plus que 60 % des reboisements.

Sud de l'Europe : les répondants font référence à l'extension de la régénération naturelle induite davantage par l'abandon des terres (surtout après incendie) et moins par une association à une gestion forestière active. Au **Portugal**, toute la forêt est le résultat de l'action de l'homme et quand la gestion est active, le besoin de fibre et de bois de qualité oriente la régénération vers la plantation, alors qu'en **Espagne**, il est fait référence à la compatibilité des coupes rases de petite taille avec la plantation aussi bien qu'avec la régénération naturelle.

En résumé, les régions où la régénération naturelle est en progression semblent correspondre principalement à des situations de fortes perturbations, plus qu'à des choix. Ailleurs, la régénération artificielle voit sa place augmenter avec les gains génétiques escomptés et la nécessité d'améliorer l'adaptation des forêts au changement climatique. Les ressorts et l'ampleur future de ces évolutions mériteraient des analyses plus approfondies. Elles dépendent en outre du public concerné : le grand public et les ONG auraient certainement une vision différente sur une telle question.

5.4 Besoins de recherche

Alors que la pratique de la coupe rase est décriée par la société civile dans de nombreux pays (Sotirov *et al*., 2022 ; Deuffic *et* Banos, 2020), on ne semble pas observer, jusque-là, de recul important de la pratique des coupes rases dans les pays où l'économie forestière est importante. Cependant, la façon dont la tension entre le milieu professionnel et la société évoluera à l'avenir reste incertaine et justifierait des analyses approfondies. Il pourrait d'ailleurs exister des mouvements opposés, vers plus de sylviculture à couvert continu dans certaines conditions, et vers plus de plantations et de coupes rases dans d'autres (là où l'adaptation au changement climatique passera par des essences nouvelles).

L'objectif poursuivi avec ce travail, à savoir mieux comprendre les évolutions récentes et pressenties en Europe dans le domaine du renouvellement des peuplements forestiers en contexte de changement climatique, n'est que partiellement atteint par ce travail exploratoire. Le nombre de réponses recueilli reste faible et leur qualité souvent insuffisante notamment pour les questions portant sur des points techniques précis. Il serait manifestement intéressant qu'un travail associant un plus grand nombre d'experts nationaux soit conduit sur le sujet, par exemple dans le cadre d'une action COST[450], ou utilisant tout autre outil de collaboration européen pour couvrir à la fois les aspects scientifiques et techniques mais également sociaux et législatifs.

5.5 Références bibliographiques

Deuffic, P., Banos, V., 2020. Permanences et renouveaux des conflits dans les forêts françaises : une contribution interprétative. Cahiers de Géographie du Québec 65, 229–243.

[449] Voir ici : http://www.frameadapt.cz/
[450] Voir ici : https://www.cost.eu/cost-actions/what-are-cost-actions/

IEFC, 2022. Deliverable D4.9. Guidelines for deployment and silvicultural management of improved FRM accounting for climate projections, risks of natural disturbances, and end-user requirements and acceptance. B4EST : Adaptive BREEDING for productive, sustainable and resilient FORESTs under climate change.

Sotirov, M., Meier-Landsberg, E., Wippel, B., Deparnay-Grunenberg, A., Sirotti, I., Ott, S., 2022. Regulating clearcutting in European forests. Policy options and socio-economic analysis., The Greens/EFA Group in the European Parliament. ed. Brussels.

ISBN : 978-2-914770-18-7

Éditeur : GIP ECOFOR
42 rue Scheffer, 75116 Paris, FRANCE
www.gip-ecofor.org