



ANALYSE ET SPATIALISATION DE SCENARIO INTEGRE DE CHANGEMENT GLOBAL SUR LA FORET FRANÇAISE

ANALYSIS AND SPATIALIZATION OF GLOBAL CHANGE INTEGRATED SCENARIOS OVER THE FRENCH FOREST

Programme Gestion et Impact des
Changements Climatiques
Rapport de fin de contrat

Coordonnées du laboratoire
André Granier
UMR EEF INRA-Université de lorraine n°1137
Centre INRA de Nancy
54280 Champenoux
Tel 03 83 39 40 38
Fax 03 83 39 40 69
Email : agranier@nancy.inra.fr

Date : 28/02/2013

N° de contrat : n° G7 0006647
Date du contrat : 30/11/2009

Synthèse destinée à publication

(6 à 10 pages, hors liste des publications et autres valorisations, édités pour le colloque de restitution des résultats)

Merci de rédiger l'ensemble de cette partie de manière à ce qu'elle soit aisément compréhensible par un utilisateur non spécialiste.

TITRE DU PROJET

Analyse et spatialisation de scénario intégré de changement
global sur la forêt française

NOM DU PROGRAMME

Gestion et Impact des Changements Climatiques

ASPECTS ADMINISTRATIFS ET OBJECTIFS DES RECHERCHES

ASPECTS ADMINISTRATIFS

Date d'engagement : 30 NOVEMBRE 2009

Montant du budget :

INRA : 239 667 €

LSCE : 90 627 €

Total : 330 294 €

Cofinancements obtenus :

Fontation Tuck Enerbio 2008 : 10 000 €

ANR DRYADE : 12 000 €

Fonds propres : 15 851 €

+ Salaires agents permanents

Participants au projet :

Responsable scientifique du projet :

André Granier, UMR EEF, INRA Nancy, 54280 Champenoux

Noms et organismes des autres partenaires scientifiques bénéficiaires

- **INRA**, Centre de Nancy, 54280 Champenoux
- **CEA**, Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSCE), Orme des Merisiers, LSCE, 91191 Gif Sur Yvette

RESUMES

RESUME

Le projet FAST a pour objectif d'analyser les évolutions régionalisées de la forêt métropolitaine face aux aléas climatiques et biotiques. Une des forces de ce projet est la prise en compte de différents scénarios de gestion forestière, d'atténuation et d'adaptation, croisés avec des scénarios d'évolution du climat. Ce projet est caractérisé par la finesse de la résolution spatiale retenue (8 x 8 km), compatible avec les besoins à une échelle locale.

Ce projet comporte trois volets étroitement connectés : 1) la collecte, la mise en forme et l'organisation des données et des paramètres requis par les différents modèles de processus, sur toute la France métropolitaine, constituant les différentes « couches » : sols, forêts et climats, 2) une étape d'évaluation, d'analyse et de développement des modèles, prenant en compte les effets abiotiques et biotiques, 3) après réalisation des simulations appropriées, l'analyse des impacts régionalisés à l'échelle nationale : les changements de fonctionnement et de productivité des écosystèmes forestiers, les risques sur la forêt française en interaction avec les aléas climatiques.

La couche forêt résulte de la mise en forme de données de l'Inventaire Forestier National, avec une agrégation des variables à la résolution de 8 x 8 km. L'importance, mise en évidence par nos équipes, des contraintes hydriques sur le fonctionnement, la croissance et la vulnérabilité des forêts nous a fait porter des efforts particuliers sur la couche sol tout particulièrement la réserve utile. Cette information est critique pour que les modèles reproduisent avec réalisme les épisodes de sécheresse et leurs conséquences sur les écosystèmes forestiers. Un modèle de bilan hydrique, appliqué sur la grille métropolitaine, a fourni des simulations spatialisées d'indicateurs de contrainte hydrique (date, durée, intensité) au pas de temps journalier. D'autres variables de la couche sol, comme la teneur en carbone, ont aussi été renseignées dans un SIG.

Une originalité de FAST est la prise en compte des effets biotiques sur le fonctionnement et la croissance de la forêt. Trois équipes ont travaillé sur la mise au point de modèles de développement d'agresseurs, champignons et insectes, chaque couple hôte/agresseur répondant aux variations climatiques : température et/ou sécheresse. La finalité de ce travail est l'insertion des dommages biotiques dans un modèle de fonctionnement des écosystèmes forestiers, par une association étroite entre écophysiologistes, pathologistes et entomologistes.

Une part importante de FAST a porté (travail en cours de finalisation) sur l'amélioration de deux modèles : GO+ et ORCHIDEE-FM. GO+ est mis en œuvre pour comparer finement des scénarios de gestion (feuillus vs. résineux, gestion intensive vs. extensive, gestion du sous-étage, etc.). GO+ inclut les effets biotiques, avec dans un premier temps l'impact de la chenille processionnaire du pin. Une seconde amélioration de ces modèles est l'ajout de modules de gestion forestière destinés à simuler l'effet des opérations sylvicoles (éclaircies, coupes définitives, substitution d'essences...). Ces modules permettent aussi de traduire la capacité de séquestration de carbone à l'échelle des écosystèmes forestiers en variables dendrométriques classiques (distributions de catégories d'arbres dans des classes de diamètres). Le modèle générique ORCHIDEE-FM, utilisé en routine sur l'ensemble du territoire métropolitain, prend en compte les plantations à croissance rapide de type TCR et TCR, dans l'objectif de réaliser des simulations pour différents les scénarios de substitution forestière. Les simulations spatialisées sous différents scénarios climatiques, avec ORCHIDEE-FM ont montré un bon accord avec les données d'inventaires forestiers.

Les simulations montrent jusque vers les années 2050 une légère augmentation de productivité primaire nette (NPP) puis une décroissance, en relation avec l'augmentation des sécheresses et des températures maximales en été. Au-delà de ces tendances générales, des disparités régionales peuvent être mises en évidence, reflétant les gradients thermiques et hydriques sur le territoire français. La région méditerranéenne et le sud-ouest apparaissent être tout particulièrement affectés. Les deux scénarios climatiques utilisés dans le projet conduisent à des évolutions de productivité différentes, toujours en liaison avec le facteur sécheresse.

Les simulations mettent en évidence, pour les pinèdes, l'importance du rôle de la végétation accompagnatrice et de sa gestion dans des sylvicultures très intensives, suggérant une aptitude compétitive accrue de cette végétation. Les résultats montrent aussi l'impact de la préparation du sol qui déstocke systématiquement le carbone du sol dans les plantations avec labour à chaque régénération. Ces résultats confirment ceux de projets antérieurs (Carbofor, Climator), avec un affaiblissement par les sécheresses de la production forestière des sylvicultures intensives entre 2035 et 2085. Par ailleurs, des conséquences négatives et fortes sont mises en évidence sur les flux de drainage, notamment sous Eucalyptus, alerte sur la gestion anticipatrice des réserves hydriques dans le futur pour cette région.

MOTS CLES

Changements climatiques ; production forestière ; gestion sylvicole ; modélisation ; sécheresse ; réserve utile ; flux de carbone ; scénarios climatiques ; effets biotiques ; spatialisation ; France

In English

ABSTRACT

½-1 page

KEY WORDS

Global change; forest productivity; forest management; modelling; drought; extractable soil water; carbon fluxes; climatic scenarii; biotic effects; spatialization; France

RAPPORT SCIENTIFIQUE

TITRE DU PROJET

Analyse et spatialisation de scénario intégré de changement global sur la forêt française

NOM DU PROGRAMME

Gestion et Impact des Changements Climatiques

Nom du responsable scientifique du projet

- André Granier, UMR EEF, INRA Nancy, 54280 Champenoux

Noms des autres partenaires scientifiques bénéficiaires

- Denis Loustau, Alexandre Bosc, Yyothi Kumari, Jean-Michel Carnus, Virginie Moreaux, T. Rabemanantsoa, UMR EPHYSE, INRA Bordeaux
- Marie-Laure Desprez-Loustau, Dominique Piou, UMR BIOGECO, INRA Bordeaux
- Benoît Marçais, UMR IaM, INRA Nancy
- Vincent Badeau, Emmanuel Gritti, Renaud Rabastens, UMR EEF, INRA Nancy
- Alain Roques, Christelle Robinet, UR Zoologie forestière, INRA Orléans
- Christine Le Bas, Manuel Martin, Dominique Arrouays, UR INFOSOLS, INRA Orléans
- Philippe Peylin, Nicolas Viovy, CEA Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement, Centre de Saclay
- Thierry Bélouard (IGN)

Introduction et objectifs	3
---------------------------	---

Résultats

1. Etat initial des systèmes	4
2. Définition des scénarios climatiques et sylvicoles	17
3. Analyse et modélisation des ravageurs cibles ; interactions biotiques – abiotiques	21
4. Développement et calibration des modèles	29
5. Impacts régionalisés à l'échelle nationale	38

Conclusions	45
-------------	----

Références bibliographiques	46
-----------------------------	----

Liste des principales valorisations des recherches	51
--	----

Annexes

1.1 – LES COEFFICIENTS DE TEXTURE	
1.2 – LES FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT	
1.3 - EVALUATION DES COEFFICIENTS DE TEXTURE	
1.4 – TRIANGLES DES TEXTURES	
1.5 – CALCUL DES INCERTITUDES SUR LES RESERVES EN EAU PAR CLASSES DE TEXTURE IFN	
1.6 – RESERVES EN EAU PAR CLASSES DE TEXTURE IFN	
1.7 – FREQUENCE DES CLASSES DE RESERVE UTILE SELON LES DIFFERENTES FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT	
1.8 – CARTES DE RESERVES UTILES	
1.9 - CALCUL DES STOCKS DE CARBONE DANS LES SOLS	
3.1 - MODELE DE L'OÏDIUM DU CHENE	
3.2 - ANALYSE DE LA BASE DSF	
3.3 – HYPOTHESES SUR LES DEPLACEMENTS DE LA PROCESSIONNAIRE DU PIN	
3.4 – IMPACT DE LA CANICULE SUR LES PONTES DE PROCESSIONNAIRE DU PIN	
3.5 – MODELE D'EXPANSION POTENTIELLE DE LA PROCESSIONNAIRE DU PIN	
3.6 – SYNCHRONISME PHENOLOGIQUE ENTRE LA TORDEUSE DU MELEZE ET SON HOTE	
4.1 – REPORT ON THE DEVELOPMENT OF A DEFOLIATION PREDICTION MODEL SPECIFIC TO THE PINE PROCESSIONARY MOTH (<i>Thaumetopoea pityocampa</i>) USING THE DSF DATASETS (PINE PROCESSIONARY NETWORK DATA).	
4.2 – ITINERAIRES SYLVICOLES DES PLANTATIONS INTENSIVES	
5.1 – OPTIMISATION D'ORCHIDEE-FM	
5.2 – IMPACT DES SCENARIOS CLIMATIQUES REGIONALISES SUR LA PRODUCTIVITE SIMULEE PAR ORCHIDEE-FM : COMPLEMENT	
5.3 - PLAN D'EXPERIENCE A VENIR, MODELE GO+	

INTRODUCTION ET OBJECTIFS

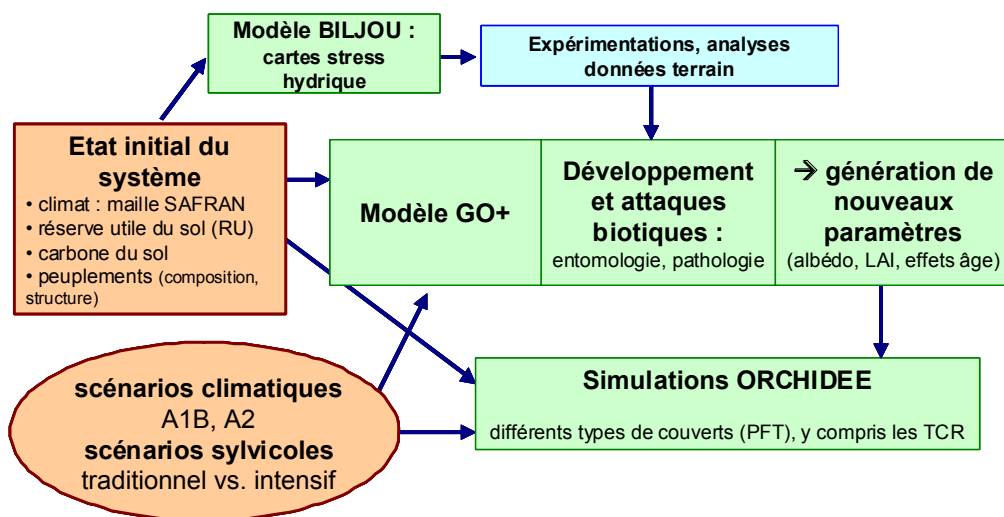
Dans le contexte des changements globaux, l'objectif général du projet FAST est d'analyser les évolutions régionalisées de la forêt métropolitaine face aux aléas climatiques et biotiques, avec des scénarios de gestion forestière d'atténuation et d'adaptation. Pour atteindre cet objectif, le projet FAST vise à répondre aux questions suivantes :

1. Quels scénarios futurs cohérents peut-on définir en intégrant l'évolution future du climat, de l'atmosphère, de la demande économique du secteur et de la sylviculture, avec une résolution suffisante pour le support d'aide à la décision ?
2. Quelle sera l'effet direct de ces scénarios sur la forêt ?
3. Quel sera l'effet indirect du changement climatique via une modification des attaques de pathogènes et de ravageurs ?

L'intégration des scénarios sylvicoles, des changements d'aire de distribution des essences, des attaques de biotiques dans un ou plusieurs modèles reste encore exploratoire. Les attendus sont essentiellement d'ordre qualitatif avec une première projection des futures vulnérabilités associées. Cette approche permet toutefois de guider la décision en l'éclairant sur ces risques futurs.

Toutes ces questions structurent le projet FAST (voir le schéma d'organisation ci-dessous) de la manière suivante : i) rassembler les données relatives au système à étudier (lots 1 et 2), ii) consolider les outils de modélisation (lot 3), iii) intégrer spatialement les processus explicités (lot 4).

FAST : articulation des tâches



Au moment de la rédaction de ce rapport, la totalité des simulations n'a pu être réalisée par les deux groupes de modélisateurs, pour certains scénarios climatiques et de gestion sylvicole. Cette activité se poursuit et l'ensemble des résultats sera présenté lors du colloque final du projet FAST, dans le courant 2013.

RESULTATS

1 – Etat initial des systèmes

(responsable Vincent Badeau)

1.1 - ETABLISSEMENT DES CARTES DE RESERVE UTILE SUR LE TERRITOIRE METROPOLITAIN

Cette partie a pour objet de collecter et d'organiser les données et paramètres de la couche sol requises par les différents modèles de processus mis en œuvre dans FAST.

La caractérisation spatiale et temporelle des **contraintes hydriques** est un élément clé pour comprendre et anticiper la vulnérabilité des forêts. L'expérience acquise dans les projets CARBOFOR, CLIMATOR, QDiv et DRYADE a démontré l'intérêt d'utiliser des bilans hydriques «*au plus proche de la réalité*» plutôt que des «*proxis*», sensés reproduire des niveaux de stress, pour expliquer la répartition ou la croissance des espèces forestières sur le territoire (Badeau *et al.*, 2010 ; Cheaib *et al.*, 2011, Sergent, 2011). De façon complémentaire, tous ces projets ont mis en évidence que les cartes prospectives établies pour la fin du siècle sont d'autant plus pessimistes que l'indicateur climatique est simple (voire simpliste).

Les outils classiques de caractérisation de l'autécologie des essences forestières doivent donc être complétés pour permettre aux scientifiques et aux gestionnaires d'analyser le plus précisément possible les évolutions de la forêt métropolitaine face aux aléas climatiques et biotiques. Cette évolution passe par l'identification de «**seuils critiques de basculements**» établis à partir de nos connaissances sur physiologie des espèces (Barnowski *et al.*, 2012).

En supposant que ces seuils soient connus, l'étape suivante est **leur représentation spatiale et temporelle** à un grain le plus fin possible (i.e. compatible avec les besoins régionaux voire locaux) en intégrant les incertitudes associées aux différentes couches d'informations. C'est dans cette optique qu'une attention particulière a été portée à la caractérisation des contraintes hydriques sur le territoire national en commençant par la production de cartes de réserves en eau des sols forestiers, information de base pour diverses simulations.

Si la **réserve utile (RU)**, qui est le paramètre le plus critique dans le calcul des bilans hydriques, est connue, le calcul du bilan hydrique consiste à déterminer, pour une période de temps donnée, les variations de quantité d'eau disponible dans le sol, sous la dépendance des données climatiques locales, des caractéristiques du sol et du peuplement considéré. Faute de mesures directes sur le terrain, on calcule généralement cette réserve utile de «fonctions de pédotransfert» qui utilisent comme variable d'entrée des caractéristiques physico-chimiques des sols.

Dans le cadre du projet FAST, plusieurs sources de données ont été compilées de façon, d'une part, à affecter à chaque maille climatique SAFRAN (8 x 8 km) des réserves en eau du sol réalistes et, d'autre part, à analyser les incertitudes sur ce paramètre.

1.1.1 – CARTES DE RESERVE UTILE CONSTANTE POUR TOUT LE TERRITOIRE

Cette approche est issue des travaux réalisés dans le cadre du projet CLIMATOR. Cinq sols forestiers types ont été extraits de la base de données DONESOL. Les réserves utiles (de 50 à 250 mm) sont calculées par horizon à partir des humidités pondérales à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent, de la densité apparente, et de la pierrosité.

Ces cinq hypothèses de réserves, croisées à deux types de couverts (conifères et feuillus) et quatre hypothèses d'indice foliaire (LAI=2, 4, 6, 8), ont permis de quantifier la gamme des contraintes hydriques en tout point du territoire à partir des données SAFRAN, pour la période 1959-2008.

1.1.2. – CARTES DE RESERVES UTILES ETABLIES PAR L'INRA

Nous disposons actuellement de trois cartes ayant fait l'objet de publications.

- La carte des réserves en eau utile (Mori, 1982), digitalisée (échelle 1/2 000 000) par l'Unité EEF. Elle fournit une estimation de la réserve utile sur une profondeur maximale de 1 m, codifiée en 8 classes.
- La base de données construite par l'Unité Infosol (Le Bas *et al.*, 1997 ; Wösten *et al.*, 1999) propose une réserve utile et une profondeur de sol pour 917 unités typologiques. Agrégées aux 318 unités cartographiques, elles permettent de dessiner des cartes de réserves utiles moyennes / médianes / majoritaires / maximales / minimales à l'échelle 1/1 000 000 (figure 1.1).
- La mise à jour de la base de données précédente suite aux travaux de Hassan Al Majou (2008) permet de calculer des réserves utiles par horizon et de prendre en compte la pierrosité. Comme précédemment, cette base de données permet de produire des cartes de réserves utiles moyennes / médianes / majoritaires / maximales / minimales à l'échelle 1/1 000 000 (figure 1.2).



Figure 1.1 : Carte des réserves en eau utile de Mori (1982)

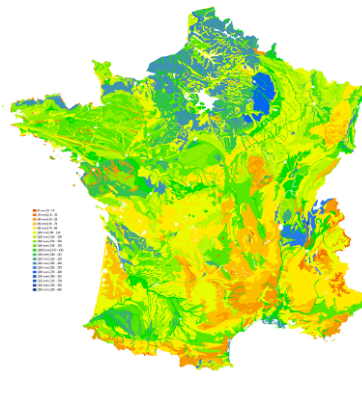


Figure 1.2 : Carte des réserves en eau utile de Le Bas *et al.* (1997)

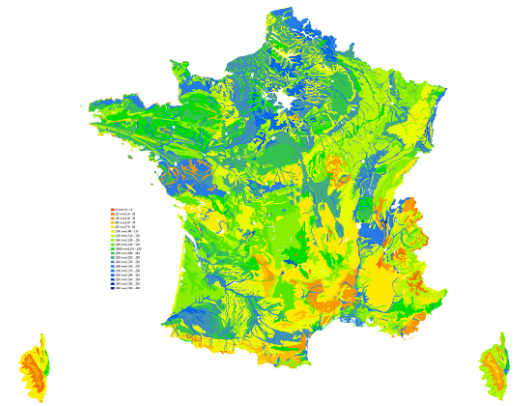


Figure 1.3 : Carte des réserves en eau utile de Al Majou *et al.* (2008)

1.1.3. – CARTES DE RESERVES UTILES ETABLIES A PARTIR DE FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT APPLIQUEES AUX OBSERVATIONS DE L'INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL¹

Fonctions de pédotransfert

Un grand nombre de fonctions de pédotransfert (FPT) sont disponibles dans la littérature depuis les années 60. Les plus simples correspondent aux méthodes des *coefficients de texture*. En France, le modèle le plus connu des forestiers correspond aux valeurs de Jamagne données selon les 15 classes du triangle des textures. Face à la profusion des références bibliographiques, le choix pratique de l'une ou l'autre de ces fonctions est délicat. Des travaux récents (Bruand *et al.*, 1996 ; Bastet, 1999 ; Bigorre *et al.*, 2000) ont permis de clarifier la situation, voire de proposer de nouvelles méthodes applicables aux sols français, cependant, aucun outil pratique n'est encore disponible pour l'ensemble du territoire et encore moins pour les sols forestiers dont les paramètres physico-chimiques diffèrent très sensiblement des sols agricoles (Badeau *et al.*, 1999 ; Teepe *et al.*, 2003). Ces différences ne sont pas sans conséquence sur l'extrapolation des connaissances agronomiques relatives au diagnostic du réservoir en eau du sol (Bréda *et al.*, 2002). Si les sols à fortes potentialités hydriques et chimiques ont été réservés aux grandes cultures, les forêts sont fréquemment reléguées sur des sols plus superficiels ou plus hydromorphes, acides (ou très calcaires),

¹ Pour plus de détails, se référer aux nombreux documents fournis dans les Annexes

chimiquement pauvres, à forte teneur en éléments grossier et en carbone organique, etc. ou dans des situations impropres à l'exploitation mécanisée comme les pentes ou les zones mouilleuses. Le choix d'une fonction de pédotransfert adaptée à ces situations reste donc encore très empirique.

Une trentaine de méthodes d'estimation de la réserve en eau du sol ont été appliquées sur les placettes RENECOFOR (Badeau & Ulrich, 2008). Malgré une caractérisation précise des profils pédologiques (2 fosses par placette jusqu'à 2 m de profondeur) et des analyses physico-chimiques complètes pour tous les horizons, il n'a pas été possible d'établir un consensus entre les différentes méthodes (voir Annexe 1.2).

La réserve utile en eau d'un horizon de sol correspond à la différence entre la teneur en eau du sol à la capacité au champ et celle au point de flétrissement permanent. Mais selon les références, la teneur en eau à la capacité au champ correspond une fourchette de potentiels hydriques conduisant à une large incertitude sur la réserve utile. Il en va de même pour la valeur du point de flétrissement permanent, qui diffère entre les arbres et les plantes cultivées.

Toutefois, dans le cadre du projet FAST, la sélection des fonctions de pédotransfert a été fortement contrainte par les données de l'IFN : seules sont disponibles les profondeurs, les textures et les charges en éléments grossiers. Les coefficients proposés par Piédallu *et al.* (2011) n'ont pas été retenus, d'une part, parce que les méthodes utilisées pour obtenir des coefficients de texture ne sont pas explicitées (notamment le traitement de la densité apparente), et d'autre part, parce que nous avons observé de fortes divergences entre les valeurs des teneurs en eau proposées dans cet article et les nôtres, à fonction de pédotransfert donnée. Dans le cadre du projet, **47 séries de coefficients de textures** ont été évaluées.

Evaluation des coefficients de texture (voir aussi Annexes 1.3 et 1.5)

La grande majorité des coefficients de texture et fonctions de pédotransfert testés dans le cadre de cette étude ont été établis à partir d'échantillons de sols agricoles ou dans des contextes pédologiques particuliers. Pour juger de leur pertinence nous avons confronté ces valeurs théoriques à des valeurs mesurées exclusivement dans des contextes forestiers. Les 132 observations proviennent : de la base SOLHYDRO (Bruand *et al.*, 2003) n=45 horizons ; des travaux de Bigorre (1995, 2000) n=48 horizons ; de l'étude des sols de la forêt de Hesse (Quentin *et al.*, 2001) n=15 horizons ; de l'étude des sols de la forêt de Fougères (Peiffer, 2005) n=9 horizons et des mesures réalisées sur les placettes RENECOFOR n=15 horizons. Pour toutes ces observations, nous disposons de la granulométrie en trois fractions, des teneurs en carbone, de la densité apparente et des humidités pondérales aux pF 2,0 et 4,2. Une analyse rapide montre que 63% des variations de teneur en eau (en mm d'eau par cm de sol) pour ces 132 observations peut être expliqués par le pourcentage de limons (R^2 partiel = 0,41), le pourcentage de carbone (R^2 partiel = 0,20) et la densité apparente (R^2 partiel = 0,02) – (toute variable significative au seuil de 1%).

Cet échantillon n'est pas idéal pour réaliser une validation rigoureuse des coefficients de texture utilisés dans cette étude. Il permet cependant de faire une classification grossière de la performance des différents coefficients proposés dans cette étude.

- Les coefficients tirés des travaux de Bruand *et al.*, 2004 (pour les pF 2,0 et surtout 2,5) et Wösten *et al.*, 1999 (pour le pF 2,5) semblent les plus performants. De tous les coefficients tirés des travaux de Bruand, ceux issus de sa publication de 2004 donnent les meilleurs résultats.
- Les coefficients de l'USDA donnent de bons résultats et il semble que si le recalcul de ces derniers sur la totalité du triangle de texture de l'IFN (*USDA recalculé*) n'apporte pas de précision supplémentaire par rapport aux coefficients standards (*USDA*), la prise en compte grossière des grands types de sols (GTSOL de l'IFN, Saxton & Rawls, 2006, SPAW) semble donner de meilleurs résultats, d'une part, par rapport aux coefficients « standards » de l'USDA ou par rapport aux travaux de Saxton *et al.* 1986.
- Les travaux de Schaap et collaborateurs, conduit sur de très grosses bases de données recouvrant, au moins en partie, celles utilisées par Saxton & Rawls donnent également de bons résultats avec des R^2 proches de 0,9 et des RMSE inférieurs à 0,3 mm / cm.

- Les fonctions de Teepe *et al.* 2003 établies uniquement à partir de sols forestiers obtiennent de bons scores (surtout pour pF 2,5) mais à l'inverse des fonctions de Saxton & Rawls, la prise en compte des grands types de sols n'améliore pas les résultats.
- Viennent ensuite les fonctions de Le Bas *et al.* 1997 (coefficients moyens) et les fonctions de Al Majou *et al.*, 2008 (aux pF 2,0 et 2,5 et avec séparation des horizons organiques et minéraux). Les coefficients de détermination sont moins forts dans le cas de Le Bas mais les pentes des régressions sont très proches de 1 alors que pour Al Majou, en raison d'une gamme de variation restreinte des coefficients de texture, les pentes sont de l'ordre de 2.
- Aux coefficients de Hall *et al.* 1977 est associé un fort RMSE (0,54) mais la corrélation est forte ($R^2=0,84$) et la pente proche de 1.
- Les coefficients de Jamagne donnent une mauvaise corrélation, un fort RMSE et une pente très au-delà de 1.

Si l'on reprend les coefficients utilisés dans l'étude de Piédallu *et al.* 2011 et qu'on les compare à notre échantillon d'observations forestières on note une bonne convergence pour les études de Jamagne, Bruand 2002 et Schaap. Par contre les R^2 obtenus dans cette étude sont sensiblement plus forts (et les RMSE plus faibles) dans le cas de Bruand 2004, Al Majou 2008 et surtout Wösten 1999 (tableau 1.1).

Coefficients de texture	Cette étude		Piédallu <i>et al.</i> , 2011	
	R^2	RMSE	R^2	RMSE
Jamagne <i>et al.</i> , 1977 – pF 2,5	0,53	0,43	0,58	0,42
Bruand <i>et al.</i> , 2002 – pF 2,0	0,62	0,23	0,67	0,22
Bruand <i>et al.</i> , 2004 – pF 2,0	0,87	0,22	0,70	0,32
Al Majou <i>et al.</i> , 2008 – pF 2,0	0,84	0,22	0,58	0,28
Wösten <i>et al.</i> , 1999 – pF 2,0	0,88	0,58	0,56	0,53
Schaap <i>et al.</i> , 2001 – pF 2,5	0,84	0,27	0,88	0,40

Tableau 1.1. Comparaison des coefficients de détermination (R^2) et des racines des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) entre les coefficients de texture estimés par fonctions de pédotransfert (cette étude) ou publiés par Piédallu *et al.* 2011 et mesurés sur un échantillon de 132 horizons de sols forestiers.

1.1.4 - CALCULS DES RESERVES UTILES

Les points IFN utilisés pour le calcul des réserves utiles ont été repris de la base de données utilisée pour le projet CARBOFOR (Badeau *et al.*, 2010). Seuls les coefficients de Jamagne avaient été testés à l'époque. Ce premier ensemble de points correspond à l'ancienne méthode d'inventaire. Les points correspondants à la nouvelle méthode d'inventaire ont été téléchargés sur le site de l'IFN (campagnes 2005 à 2011). *In fine*, 163 936 points ont été conservés pour les calculs. Pour tous les points IFN, la réserve utile est calculée de façon standard : $RU (mm) = (10 - CAILLOUX) * (PROF1 * TEXT1 + (PROF2 - PROF1) * TEXT2)$. La variable CAILLOUX donne la proportion des éléments grossiers exprimé en dixièmes du volume total du sol.

Si la texture est jugée homogène sur l'ensemble du profil, l'IFN code une classe de texture et une profondeur de sol. Si la texture est nettement hétérogène (par exemple, cas d'un horizon limoneux sur un horizon argileux ou sols développés à partir de deux formations géologiques différentes ou des sols ayant subi un lessivage) l'IFN distingue deux horizons texturaux et deux profondeurs qui différencient au mieux le profil. Les textures (TEXT1 et TEXT2) sont codées selon un triangle en 9 classes d'après une appréciation « *au doigt* » (cf. annexe 1.1). A chaque texture est attribué un coefficient calculé à partir des fonctions de pédotransfert décrites ci-dessus (cf. annexe 1.2).

Les profondeurs (PROF1 et PROF2) sont codées en décimètres (tableau 1.2) et les observations de terrain ne sont pas faites au-delà de 90 / 100 cm.

CODE IFN	PROFONDEURS (cm)	MIN (cm)	MED (cm)	MAX (cm)	Stat. PROF2
0	0 < PROF < 5 cm	0	2,5	4,99	-
1	5 cm ≤ PROF < 15 cm	5	10	14,99	0,9%
2	15 cm ≤ PROF < 25 cm	15	20	24,99	3,5%
3	25 cm ≤ PROF < 35 cm	25	30	34,99	8,2%
4	35 cm ≤ PROF < 45 cm	35	40	44,99	10,7%
5	45 cm ≤ PROF < 55 cm	45	50	54,99	13,3%
6	55 cm ≤ PROF < 65 cm	55	60	64,99	9,6%
7	65 cm ≤ PROF < 75 cm	65	70	74,99	14,9%
8	75 cm ≤ PROF < 85 cm	75	80	84,99	5,2%
9	PROF ≥ 85 cm	85	90	94,99	33,7%

Tableau 1.2 : Codification des profondeurs de sols observées sur le terrain par l'IFN et valeurs minimales, maximales et médianes utilisées pour le calcul des réserves utiles. Fréquence des PROF2 observées sur 163 966 points d'inventaire conservés pour les calculs de réserve utile.

Les calculs de réserve utile sont réalisés à partir des profondeurs médianes (c'est-à-dire des classes IFN en dm) et pour les valeurs minimales et maximales de profondeurs de façon à tester la sensibilité de ce paramètre sur le résultat final.

Pour les points d'inventaire correspondant à la nouvelle méthode, l'IFN code la variable CAI40 qui correspond à la proportion des éléments grossiers dans les 40 premiers centimètres. Cette variable est utilisée :

- soit en associant la variable CAI40 à tout le premier horizon :
- soit en associant la variable CAI40 au 40 premiers cm du profil :

Nous disposons *in fine* de 47 coefficients de texture (+5 repris de Piédallu *et al.*, 2011) x 3 hypothèses de profondeurs pour les 117 513 points « ancienne méthode » de l'IFN ; et x 3 modes de pondération de la pierrosité pour les 46 423 points « nouvelle méthode » de l'IFN.

Nous avons calculé les **incertitudes** (voir Annexe 1.5) sur l'évaluation des réserves en eau pour les 47 séries de coefficients de texture testés.

1.1.5 – SENSIBILITE DES RESERVES UTILES

• à l'incertitude sur les profondeurs

La figure A25 de l'annexe 1.5 présente la distribution des incertitudes sur l'évaluation des réserves utiles lorsque les profondeurs de calcul varient de plus ou moins 10 cm par rapport aux classes de profondeur PROF2 données par l'IFN. Dans la grande majorité cette incertitude est inférieure à 10 mm d'eau.

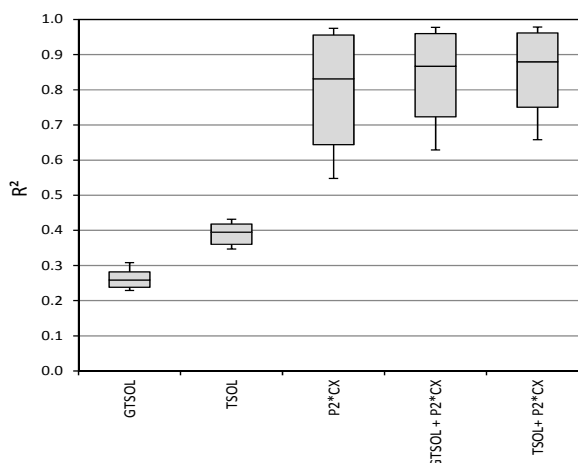
• à l'incertitude sur les pF à la capacité au champ

La figure 1.4 présente la distribution des incertitudes sur l'évaluation des réserves utiles lorsque - pour une fonction de pédotransfert donnée - on fait varier la valeur du pF à la capacité au champ. Pour les 12 séries de coefficient de texture testées on constate que le choix de l'une ou l'autre des valeurs pour le pF à la capacité au champ génère plus d'incertitude sur la réserve utile en eau des sols qu'une variation d'épaisseur de 10 cm.

L'analyse des réserves utiles en fonction des différentes séries de coefficients de texture et des différents pF montre que l'effet « coefficient de texture » explique 9,4% de la variance ; 6,1% pour l'effet « pF » ; 16,6% si on intègre ces deux effets simple et leur interaction. A titre de comparaison, la profondeur et la charge en cailloux permettent d'expliquer 62,3% de la variance des réserves utiles.

1.1.6 – RESERVES UTILES ET TYPES DE SOLS

Figure 1.4 : Distribution des R^2 des analyses de variances menées sur les 47 séries de réserves utiles en eau en fonction des variables explicatives introduites dans les modèles. Valeur minimale, centile 10%, médiane, centile 90%, valeur maximale).



Pour les 47 séries de réserves utiles, l'analyse de variance montre que les types de sols codés par l'IFN (TSOL, n=48) ou les groupes de sols (GTSOL, n=8) sont d'assez mauvais estimateurs des réserves utiles (de 22% à 31% de la variance des réserves utiles expliquée par GTSOL ; de 34% à 43% par TSOL). La variance des réserves utiles est beaucoup mieux expliquée par l'interaction entre la profondeur du sol (PROF2) et la charge en cailloux (Cx) (R^2 compris entre 42% et 97%). Si on ajoute un effet TSOL ou GTSOL au modèle PROF2*Cx, la part de variance expliquée tend à augmenter mais dans des proportions assez faibles (gain moyen de 5% pour GTSOL et de 6% pour TSOL) (figure 1.4).

1.1.7 - CORRELATIONS SPATIALES DES RESERVES EN EAU

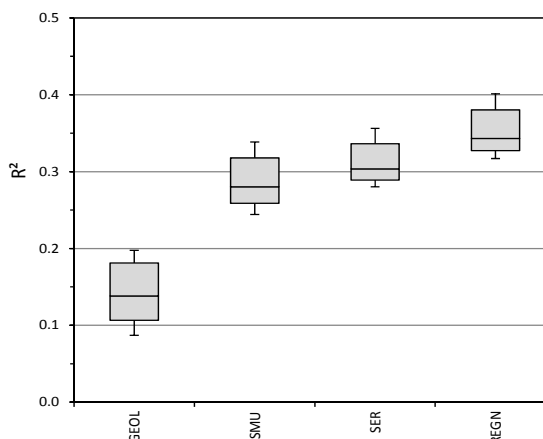
A l'échelle nationale, les points IFN ont été projetés sur :

- la grille SAFRAN 8x8 km (9000 polygones) ;
- les anciennes Régions Nationales IFN (309 petites régions IFN) ;
- les nouvelles SylvoEcoRégions (SER) de l'IFN (87 SER + 5 SER « linéaires ») ;
- la carte pédologique de France au 1 / 1 000 000 (318 unités cartographiques - Infosol) ;
- la carte géologique de France au 1 / 1 000 000 (109 unités cartographiques - BRGM) ;

Pour les 47 séries de réserves utiles, l'analyse de variance (proc GLM SAS 9.3) montre que les différents découpages géographiques permettent d'expliquer une part non négligeable de la variabilité des réserves utiles sur le territoire. Le meilleur résultat est obtenu avec le découpage des anciennes régions IFN (R^2 moyen de 35%) (figure 1.5).

Des analyses à l'échelle départementale en utilisant les cartes géologiques au 1 / 50 000 (BRGM) et les pédopaysages 1 / 250 000 (INRA-Infosol) ainsi que des essais de krigeage sont encore en cours. Les résultats ne sont pas présentés dans ce rapport.

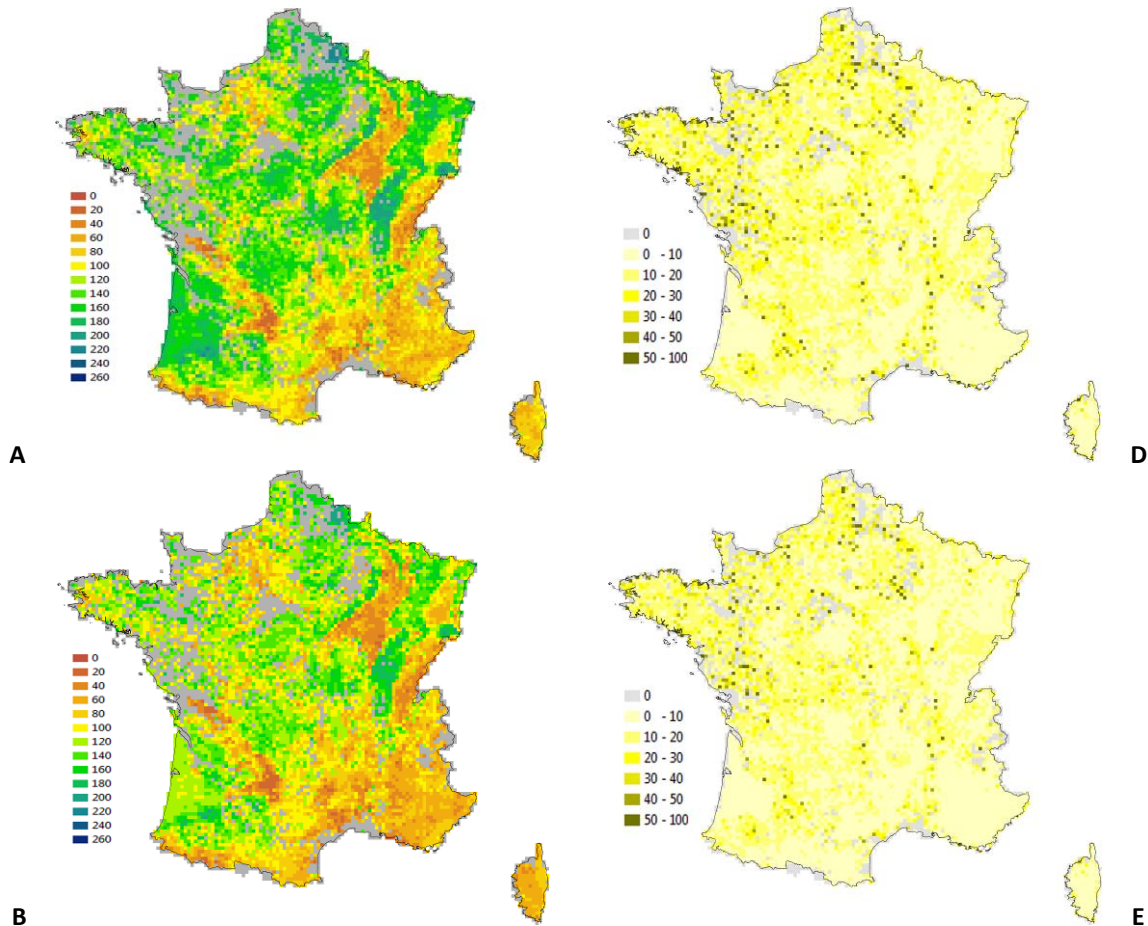
Figure 1.5 : Distribution des R^2 des analyses de variances menées sur les 47 séries de réserves utiles en eau en fonction de quatre découpages géographiques (carte géologique, carte pédologique, sylvoécorégions, anciennes régions IFN). Valeur minimale, centile 10%, médiane, centile 90%, valeur maximale).



1.1.8 - CONSTITUTION DES BASES DE DONNEES DISTRIBUABLES

Les 163 936 x 47 données ponctuelles de réserves utiles n'ont pas été transmises en l'état aux partenaires du projet. Une première agrégation a été réalisée sur la maille SAFRAN en moyennant les réserves utiles disponibles pour chaque maille de 8 x 8 km (exemple de la figure 1.6). Sur les 9000 mailles SAFRAN couvrant la France, 8550 sont renseignées par des données IFN (95%) ; 7096 (79%) sont représentées par 5 relevés IFN ou plus ; 5546 (62%) par 10 relevés IFN ou plus ; 1779 (20%) par 30 relevés IFN ou plus (figure 1.7).

Bien que les erreurs standards sur les moyennes de réserves utiles soient assez basses (figure 1.6) la relative faiblesse des effectifs dans chaque maille SAFRAN limite l'emploi de descripteurs statistiques. Tout le territoire national n'est par ailleurs pas couvert, ce qui est une contrainte pour les modèles d'impact. En conséquence, les réserves en eau ont été agrégées dans un second temps sur la maille des 309 «anciennes» régions écologiques de l'IFN. Ce découpage du territoire est celui qui sépare au mieux les variabilités intra polygone et inter polygone (cf. ci-dessus). Pour chacune des 47 séries de coefficients de texture et pour chaque petite région IFN nous pouvons, comme précédemment, calculer une réserve moyenne, une erreur standard, un coefficient de variation, etc.



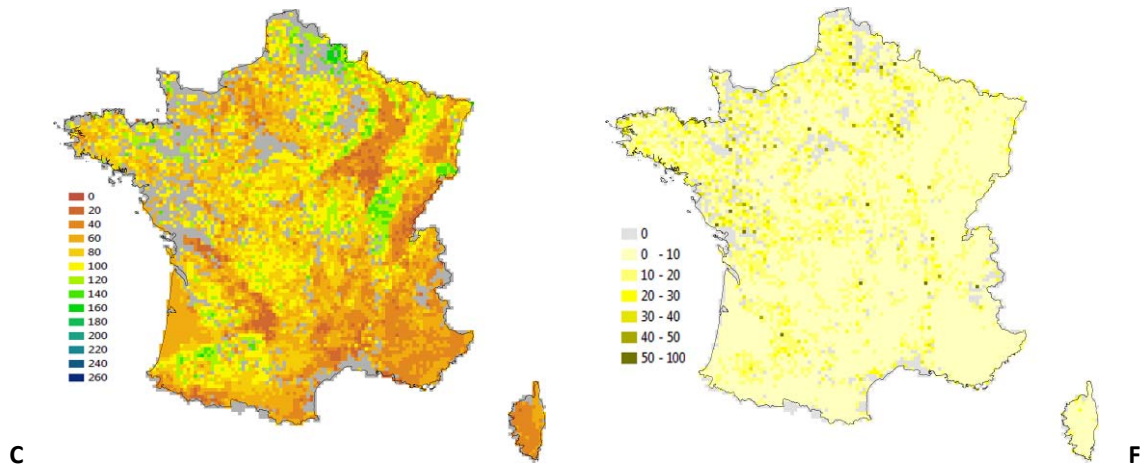


Figure 1.6 : Exemples de cartes de réserves utiles moyennes calculées sur la maille SAFRAN d'après les coefficients de texture issus des travaux de Wösten *et al.*, 1999. La valeur de la capacité au champ est de 1,5 (A), 2,0 (B) et 2,5 (C). Les cartes D, E et F correspondent aux erreurs standards des moyennes.

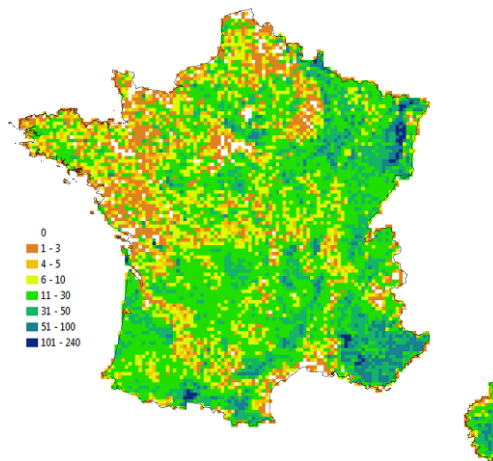


Figure 1.7 : Nombre de points IFN par maille SAFRAN

Enfin, étant donné la marge des incertitudes sur les estimations des réserves utiles, les valeurs continues précises au millimètre ont été discrétisées en 16 classes de 20 mm d'amplitude, allant de 0 à 332 mm.

Cette agrégation permet, pour chaque région IFN, de donner la fréquence des classes (pourcentage de points IFN correspondant à la classe i mm) ; de sélectionner le mode de cette distribution (classe de RU la plus fréquente) ; de donner la valeur des 10% de réserves les plus basses ou les plus hautes ; etc. (cf. annexe 1.7).

1.1.9. – MODELISATION DU BILAN HYDRIQUE

Données climatiques élémentaires

Les espaces forestiers nationaux sont très peu couverts par le réseau des postes d'observation de Météo-France. Pour estimer les précipitations sur un massif il est nécessaire de sélectionner quelques postes dans le voisinage plus ou moins immédiat de la zone d'étude et d'établir des corrélations entre les quantités de pluies enregistrées. Si de telles interpolations statistiques ont un sens sur des pas de temps long (s'il existe des gradients nets et si les caractéristiques topographiques du massif ne sont pas trop différentes de celles des stations), il n'est jamais possible d'atteindre un

pas de temps journalier de façon satisfaisante. La densité du réseau pluviométrique est pourtant bien plus importante que celle du réseau des stations synoptiques qui sont les seules à enregistrer l'ensemble des variables élémentaires nécessaire au calcul de l'évapotranspiration potentielle. En conséquence les ETP sont le plus souvent estimées à partir de postes très éloignés des zones forestières et installés dans des contextes géographiques très différents (aéroports, zones périurbaines, etc.). La spatialisation statistique des variables climatiques élémentaires pose par ailleurs de gros problèmes méthodologiques puisqu'il existe des liens forts : i) entre les paramètres du climat et la topographie (altitude, pente, exposition, couverture végétale, etc.) et ii) entre les variables climatiques elles-mêmes. La caractérisation des bilans hydriques forestiers à partir des postes d'observations n'est donc satisfaisante ni spatialement, ni temporellement.

Le modèle AURELHY de Météo-France (Bénichou & Lebreton, 1986) donne des couvertures de pluies et de températures pour toute la métropole à un pas kilométrique. Ces couvertures ne sont disponibles que pour des normales trentenaires (1961-1990, 1971-2000, 1981-2010). En leur associant des données d'ensoleillement dérivées des satellites Météosat il est possible d'établir des bilans hydriques climatiques normaux mensuels (précipitations moins ETP Turc) ou des bilan hydrique édaphiques grossiers (réserve utile plus précipitations moins ETP Turc) comme cela a été fait dans le cadre du projet CARBOFOR (Badeau *et al.*, 2010). Ce genre d'approche pose deux problèmes majeurs : i) les paramètres élémentaires disponibles ne permettent de calculer que des ETP «statistiques» (formules de Thornthwaite, Turc, Hargreaves par exemple) très éloignées des processus physiques et physiologiques ; et ii) les pas de temps considérés ne donnent qu'une vision moyenne de l'extension de la contrainte. La caractérisation des bilans hydriques forestiers à partir des normales trentenaires est donc pas satisfaisante temporellement et peu satisfaisante spatialement. Les données Wordclim ou de la Climatic Research Unit sont dans le même cas.

Depuis la fin des années 90, Météo-France développe la chaîne SIM (SAFRAN-ISBA-MODCOU) pour simuler, sur la France, les flux d'eau et d'énergie à la surface, ainsi que l'évolution du débit des rivières et des principales nappes (Habets *et al.*, 2008). La chaîne est composée de trois modèles : SAFRAN (initialement *Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Atmosphériques à la Neige* ; Durand *et al.*, 1993) est une analyse atmosphérique à méso-échelle couvrant toute la France métropolitaine à un pas de 8 km (9892 points de grille) et une résolution horaire en assimilant les données d'observations (postes météorologiques et données satellites pour les années les plus récentes) ; le modèle de surface ISBA (Interaction sol-biosphère-atmosphère) simule l'ensemble des flux d'eau avec l'atmosphère (interception, évaporation, transpiration) et avec le sol (ruissellement des précipitations et drainage dans le sol) à partir des données SAFRAN ; Le modèle hydrogéologique MODCOU utilise les ruissellements et drainages d'ISBA pour calculer l'évolution des nappes et le débit des rivières.

A l'heure actuelle, la réanalyse SAFRAN est l'outil le plus évolué² pour forcer les modèles d'impacts, qu'ils soient statistiques ou mécanistes (Cheaib *et al.*, 2012). Les données SAFRAN permettent de calculer des ETP réalistes basées sur les bilans d'énergie en y intégrant ou non un effet des concentrations atmosphériques en CO₂ (formules de Penman et Penman-Monteith) et de calculer des quantités d'eau utiles aux peuplements forestiers (précipitations moins interception par les couverts au pas de temps horaire ou journalier). La caractérisation des bilans hydriques forestiers à partir des données SAFRAN est donc satisfaisante spatialement et temporellement. Les événements extrêmes (comme la sécheresse-canicule de 2003) peuvent par ailleurs être pris en compte.

Dans le cadre du projet FAST, l'UMR EEF s'est procurée l'analyse SAFRAN. Les 9000 points de grille couvrant la métropole ont été sélectionnés. Les neuf paramètres horaires ont été post-traités de façon à disposer pour chaque point de grille de 8 variables climatiques élémentaires (précipitation, température moyenne, température minimale, température maximale, rayonnement global, vent à 2 m, humidité relative, déficit de saturation) au pas de temps journalier, du 1^{er} août 1958 au 31 décembre 2008 (soit 18 416 journées). A partir de ces données les ETP journalières ont été calculées :

² - Voir Quintana-Seguí (2009) pour les détails de la méthode de spatialisation et Quintana-Seguí (2008) pour la validation de SAFRAN.

l'ETP de référence (dite ET_0 selon Allen *et al.*, 1998), quatre ETP Penman selon différentes valeurs d'albédo (0.10, 0.15, 0.20, 0.23) ; ainsi qu'une ETP formule de Turc au pas de temps mensuel à titre de comparaison avec des études précédentes. Les 9000 fichiers climatiques peuvent être intégrés directement dans le modèle de bilan hydrique Biljou©.

Calcul des bilans hydriques

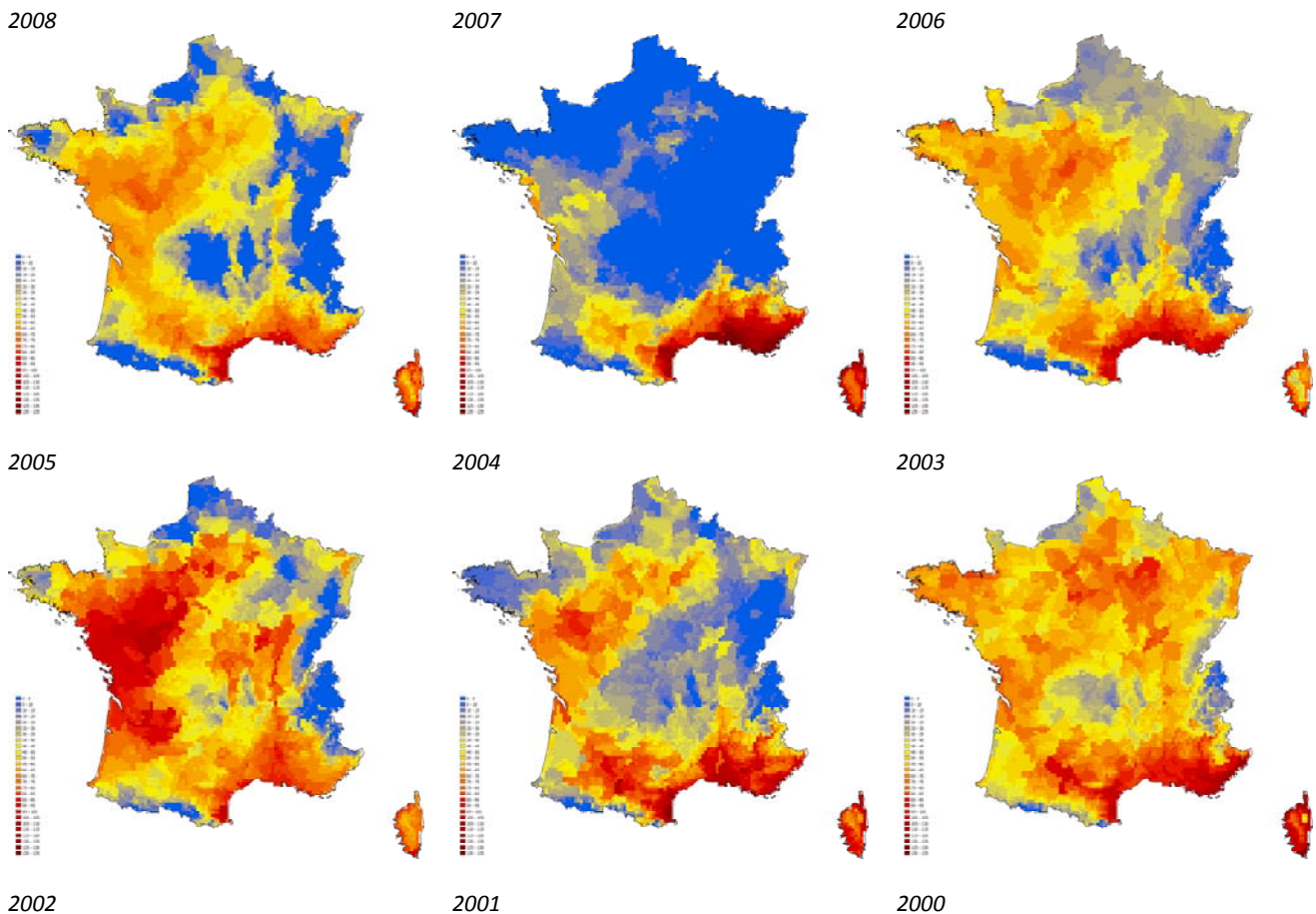
Le modèle de bilan hydrique forestier à pas de temps journalier BILJOU© (Granier *et al.*, 1999) a été adapté par l'Unité EEF pour fonctionner à partir des 9000 points de la maille climatique 8x8 km. Les bilans hydriques annuels sont synthétisés par trois indicateurs : la date de début du stress hydrique (jour julien), la durée du stress (nombre de jour), l'indice de stress (sans unité, qui synthétise la durée et l'amplitude du stress annuel).

- Une première série de calculs a été effectués pour 5 hypothèses de réserve utile (50, 100, 150, 200, 250 mm) homogènes sur tout le territoire national ; deux hypothèses de couvert forestier (feuillus ou conifères) et 4 hypothèses de LAI (2, 4, 6 et 8 m^2/m^2) (Figure 1.8).

On dispose donc de : 50 années x 40 hypothèses x 3 indicateurs = 6 000 cartes annuelles à la maille 8x8 km.

- Une deuxième série de calculs a été réalisée pour des couverts forestiers de feuillus et de conifères de LAI 6 pour toutes les STU de la carte pédologique de France au 1/1 000 000 croisées avec la maille climatique 8x8 km soit pour un total de 78 869 fichiers paramètres.

- Une troisième série de calculs est en cours pour intégrer les informations de réserves utiles.



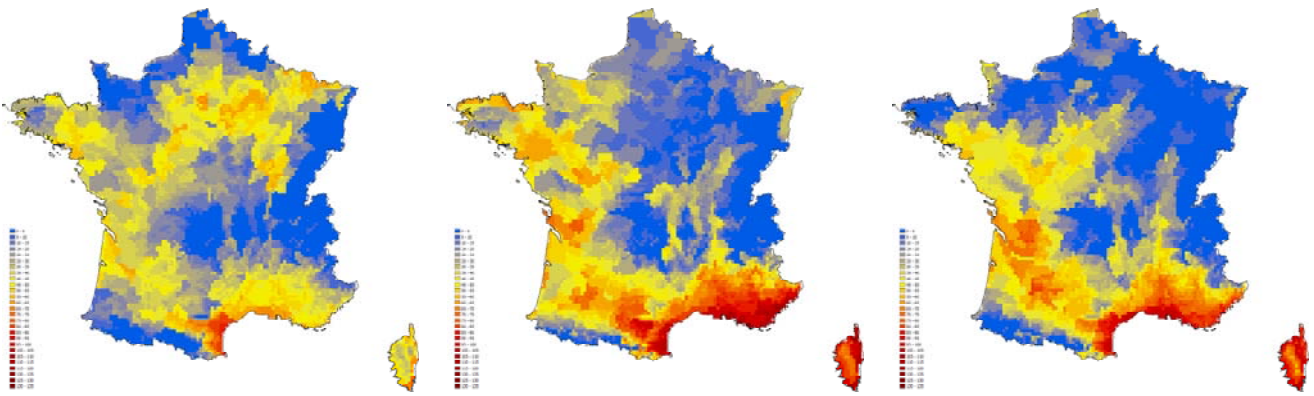


Figure 1.8 : Cartes d'indice de stress (période 2000-2008) calculées à partir du modèle de bilan hydrique journalier Biljou© et des données climatiques SAFRAN. Exemple d'un couvert de feuillus à LAI 6 sur un sol à réserve de 100 mm.

1.2 – STOCKS DE CARBONE DANS LES SOLS

Le modèle statistique de la distribution des stocks de carbone organique du sol (COS) sur les premiers 30 cm a été ajusté sur le jeu de données issu du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS). 1974 sites du réseau ont été utilisés, dont 468 sites sous forêt, 817 sous grandes cultures, 463 sous prairies. Sur chaque site, un certain nombre de propriétés physico-chimiques, les teneurs en carbone et le pourcentage d'argile, sont mesurées sur un échantillon composite, prélevé sur une surface de 20 m x 20 m. La densité apparente est mesurée sur une fosse adjacente. Le couvert ainsi que des variables liées aux modes de gestion (pour les sites cultivés) sont également renseignées (voir Arrouays et al. (2002)). Les stocks de carbone sont calculés par horizon et sommés sur l'ensemble du profil. La méthodologie détaillée est donnée en annexe 1.9.

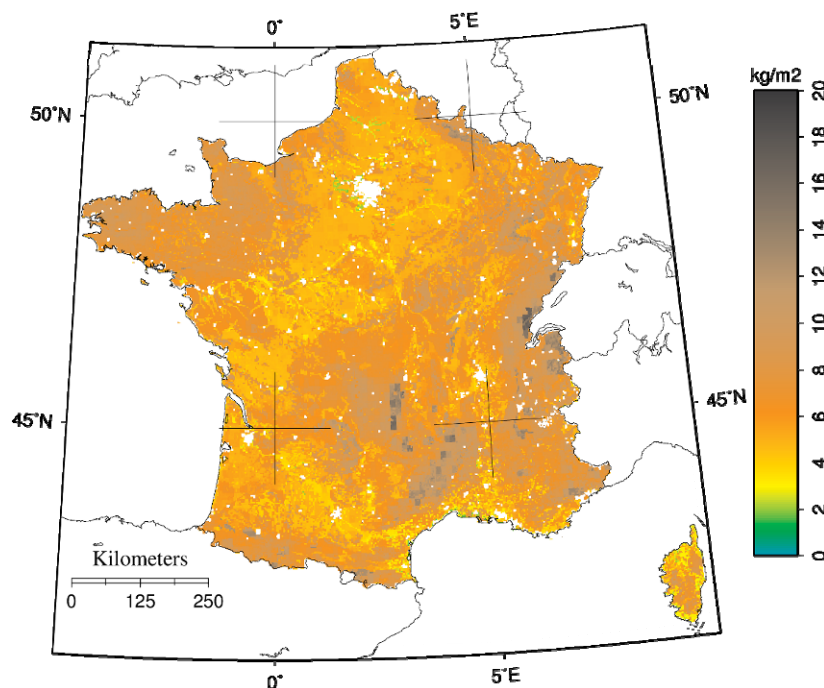


Figure 1.9 : Carte des stocks de carbone organique sur les premiers 30cm de sol.

Application du modèle sur l'ensemble du territoire

Le modèle dont l'erreur est ainsi estimée, est ensuite utilisé pour effectuer une prédiction sur l'ensemble du territoire, à partir de cartes des différents prédicteurs inclus dans le modèle.

- Les données climatiques ont été produites par le modèle SAFRAN (Quintana-Segui et al. 2008), de façon continue sur le territoire suivant une grille 8x8 km.
- Les distributions du pourcentage d'argile sur le territoire ont été dérivées de la carte au 1/1.000.000 des sols de France (Base de Données Géographique des Sols de France).
- Les données d'occupation du sol ont été obtenues par application du modèle Ecoclimap (Faroux et al. 2007).
- Les données de productivité primaire nette ont dérivées des données MODIS (MODIS NPP, gC.m².yr).

Qualité d'ajustement et pouvoir prédictif

Les qualités d'ajustement (tableau 1.3) sur le jeu de données entier et les résultats des validations croisées sont exprimées par les valeurs de R², MPE (kg.m²), SDPE (kg.m²) et RMSPE (kg.m²). L'erreur du modèle, exprimé par le RMSPE, est comparable aux valeurs observées dans d'autres études. Par exemple, Mishra et al. (2009) ont obtenu un RMSPE de 2.89 kg.m² pour des prédictions sur les premiers 50cm de sol de l'état de l'Indiana, aux Etats Unis. Le R² obtenu ici, pour l'ajustement, était de 73%, à comparer avec le R² de 73% également obtenu par Yang et al. (2008).

Validation	R ²	MPE	SDPE	RMSPE
Ajustement	0.73	-0.001	1.727	1.727
Validation croisée	0.5 [0.386, 0.613]	-0.002 [-0.348, 0.344]	2.27 [1.86, 2.68]	2.27 [1.862, 2.68]

Tableau 1.3 : Résultats d'ajustement (première ligne) et de validation croisée (seconde ligne) pour un ratio de 0.9/0.1 (jeux de données d'ajustement et de validation). Pour les résultats de validation croisée, les valeurs de RMSPE (kg.m²), MPE (kg.m²), SDPE (kg.m²), et R² représentent la moyenne des comparaisons, à l'aide de ces indices, entre les paires (Y_{10}, Y_{10}) sur l'ensemble des répétitions de la validation croisée. Les intervalles de confiance à 95%, indiqués par des crochets, expriment la dispersion des valeurs. Ils correspondent à des distributions normales et à l'utilisation du percentile à 95%.

Carte des stocks de carbone

Après une première cartographie des stocks (Martin et al. 2011) reposant, en ce qui concerne l'occupation du sol, sur l'utilisation des données TERUTI, la carte finalement produite dans le projet FAST intègre les données d'occupation du sol ECOCLIMAP (Faroux et al. 2007) et les points RMQS échantillonnés après 2010 (pour un total de 2166 sites). Le stock total de la carte produite sur la base des données ECOCLIMAP est de 3.42 PgC, à comparer aux 3.260 ± 0.872 PgC publiés par M. P. Martin et al. (2011). Cette différence est expliquée par les différences des jeux de données utilisées pour ajuster le modèle et pour effectuer les prédictions, principalement en ce qui concerne l'occupation du sol.

Le modèle utilisé dans le cadre du projet FAST prend en compte l'occupation du sol, et potentiellement prédit des niveaux de carbone variables, à conditions pédoclimatiques égales, pour des occupations du sol différentes. Ce modèle n'a cependant pas été spécifiquement développé pour les sols forestiers. Un modèle GBM avait été ajusté par M. P. Martin et al. (2011), spécifiquement sur les points forestiers du RMQS. Ce modèle prenait en compte, comme prédicteur des stocks de carbone (toujours sur 30~cm), l'argile, les limons, les éléments grossiers, l'ETP, la précipitation, la température, le pH, des variables liées à l'hydromorphie des sols et les coefficients de minéralisation du modèle RothC. Dans ce modèle, les variables les plus influentes, dans la prédiction du carbone en

sols forestiers étaient, classées par ordre d'importance, le pourcentage d'argile et le pH et les précipitations. Néanmoins, la performance de prédiction de ce modèle était limitée, avec en validation croisée, des valeurs moyennes de R^2 , MPE, SDPE et RMSPE de 0.36, -0.009 (kg.m²), 2.75 (kg.m²) et 2.76 (kg.m²) respectivement. Cette faible performance souligne la nécessité de travaux complémentaires, afin de mieux appréhender les distributions spatiales des stocks de carbone dans les sols forestiers. Cela impliquerait l'introduction d'autres facteurs explicatifs, relatifs notamment à la distribution spatiale des peuplements, et l'utilisation de jeux de données complémentaires, à des résolutions différentes de celles du RMQS, telles que les données gérées par l'IGN ou l'ONF.

2. Définition des scénarios climatiques et sylvicoles

(responsable Denis Loustau)

Le projet FAST s'est mis en place au moment où aux scénarios dérivés des scénarios SRES (A, B,) utilisés par la communauté pour la régionalisation du climat à des échelles spatiales descendant jusqu'à 8x8km a succédé une nouvelle famille de scénarios complets (Moss et al. 2010) dont la régionalisation climatique n'est cependant pas encore disponible. Afin de pouvoir relier les projections de FAST avec les travaux antérieurs (CARBOFOR, CLIMATOR, DRIADES), nous avons choisi d'implémenter les modèles ORCHIDEE et GO+ avec les scénarios A2 et A1B régionalisés par le modèle ARPEGE sur la grille SAFRAN (8 x 8 km).

Contexte global

Les émissions de gaz à effet de serre d'origine humaine ont été estimées à 9.14 GtC en 2010. Elles ont dépassé de 5.6% celles de 2009 (Boden et Blasing, 2011) ce qui constitue une hausse sans précédent (Fig. 2.1). Le taux d'émission en 2010, qui représente un nouveau maximum (vs 8.7 GtC en 2008) rend improbable le maintien de l'élévation de température moyenne globale en dessous de +2°C à l'horizon 2100. La trajectoire des émissions observées rejoint celles des scénarios entraînant une hausse globale moyenne de 3°C en 2050 à 6 °C en fin de siècle, avec des hausses régionales pouvant atteindre plus de 10°C sur les zones géographiques les plus exposées comme l'Europe du Sud.

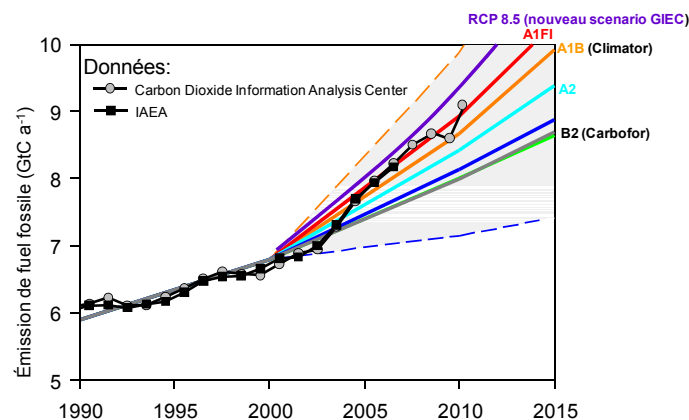


Figure 2.1 Chronique 1990-2010 des émissions de carbone d'origine fossile dans l'atmosphère et scénarios d'émissions du GIEC, dont ceux utilisés pour la régionalisation du climat sur la France par les projets Carbofor et Climator. Le nouveau scénario RCP 8.5 est représenté (Le Quéré *et al.* 2009, Friedligstein *et al.* 2010, Moss *et al.* 2010).

Situation en France

Les tendances climatiques 2000-2100 analysées par les projets CARBOFOR et CLIMATOR ont été prédites par le modèle ARPEGE de Météo-France avec une résolution de 60 x 60 km (Gibelin et Déqué, 2003) et régionalisées par différentes approches des équipes du CERFACS et du CNRM (Brisson *et al.* 2010). Même si cette coïncidence ne saurait être interprétée en terme de vraisemblance, les scénarios A correspondent mieux à l'évolution observée de la concentration en CO₂ atmosphérique (fig. 2.1.). Ils entraînent un réchauffement simulé maximal en été et plus élevé dans les parties centrales et au sud du pays. Après l'été, le réchauffement simulé le plus élevé se produit en automne. Il est similaire pour hiver et printemps, avec un réchauffement maximal dans les Alpes en raison de la rétroaction de l'albédo de la surface et de la réduction de la période enneigée. On observe que le réchauffement est généralement atténué à proximité de la mer, en raison de l'inertie de la masse d'eau océanique. Le nombre de jours des vagues de chaleur estivales (journée

dont la température est de plus 5°C au-dessus de la normale) augmente aussi de façon spectaculaire. Cette régionalisation « ARPEGE » du scénario A (A2 et A1B) présente de fortes disparités régionales (Déqué and Cloppet, 2010).

Dans le cadre du projet FAST nous avons sélectionné **deux scénarios climatiques contrastés**, issus des simulations l'exercice AR4 des scénarios climatiques de l'IPCC. Ces deux scénarios reflètent deux trajectoires imposées de concentration de gaz à effet de serre, A1B et A2, correspondant à un profil d'émissions médian pour A1B et intensif pour A2, respectivement. Les simulations globales correspondent au modèle climatique ARPEGE-V4 du CNRM, désagrégés à petite échelle sur la France (8 km x 8 km) par le CERFACS. Cette désagrégation utilise les propriétés régionales observées pour définir des types de temps caractérisés par des variables à grande échelle et associés à des distributions spécifiques des variables locales (température, précipitation) (Boé et al., 2006).

La figure 2.2 illustre les grandes caractéristiques, spatialement et temporellement, du changement climatique attendu sur la France métropolitaine pour le prochain siècle. Il conviendra dans le reste de l'étude de garder à l'esprit que l'incertitude associée à ces projections, notamment pour les champs de précipitation reste forte.

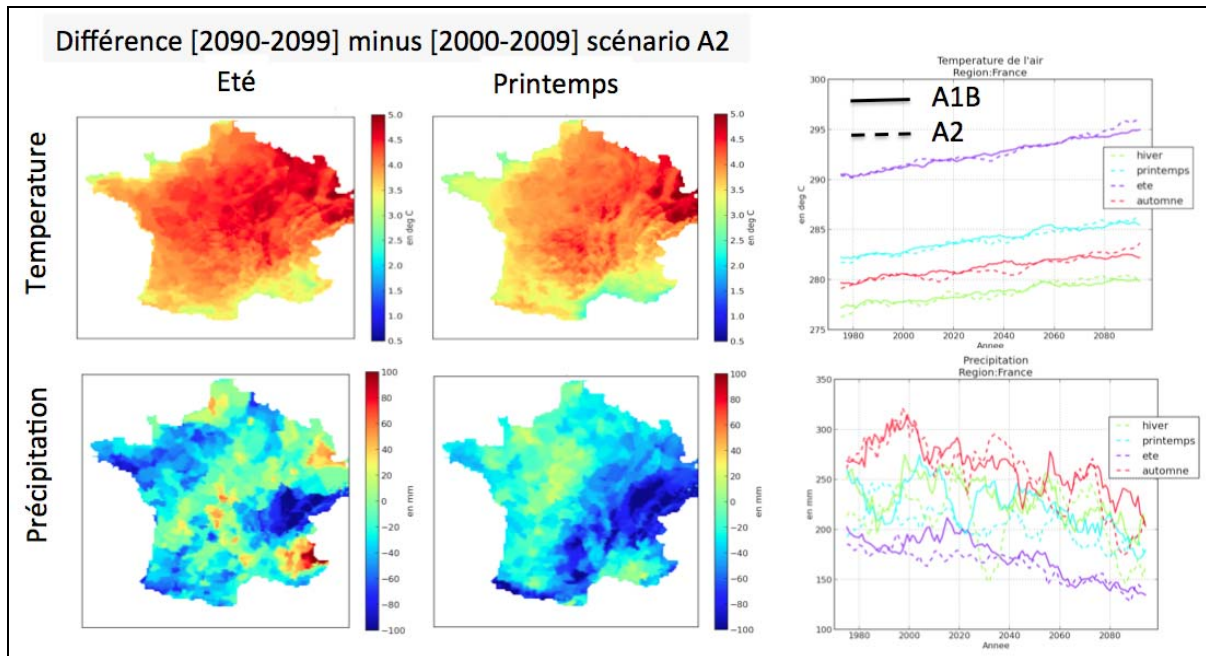


Figure 2.2 : Distribution spatiale des différences de température et de précipitations pour l'été (Juin, Juillet, Aout) et le printemps (Mars, avril, mai) entre la période 2090-2099 et la période 2000-2009. A gauche sont reportés les évolutions en moyenne sur la France des températures et précipitations pour les 4 saisons.

2.2 - Scénarios sylvicoles

Par scénario sylvicole nous entendons ici l'application des itinéraires techniques sylvicoles dédiés à un objectif donné de production de différents services écosystémiques. Localement, il se traduit par l'ensemble des opérations techniques appliquées à la conduite des peuplements et pour différentes essences, depuis le choix, la production et l'installation du matériel végétal jusqu'à la récolte. Compte tenu de la dimension nationale du projet et en cohérence avec le scénario choisi (A2 et A1B), nous avons implémenté deux scénarios simples correspondant respectivement à un objectif tendanciel de multifonctionnalité (cf. Peyron et Yvon, 2011) pour le premier et à un objectif d'intensification de la production économique pour le deuxième. Cette approche est assez comparable à la méthode développée par de Cara et al. (2008).

- le scénario sylvicole multifonctionnel de référence est la prolongation tendancielle de la sylviculture actuelle des forêts en France. Il reprend essentiellement les indications de régénération, éclaircies et coupe finale telles qu'elles sont appliquées actuellement ;
- le scénario intensif se traduit suivant les essences par des opérations de préparation du site et de régénération artificielles et intensifiées et un raccourcissement des rotations et révolutions ; il exclut cependant la généralisation de très courtes rotations à base multiclonaux voire clonale car cette option est actuellement marginale et de faible acceptabilité par les gestionnaires et usagers (conclusion du rapport de prospective de la forêt landaise, Inra, 2011) ;

Ces deux scénarios ont été projetés sur la France entière à titre théorique. A partir de ces projections, il est prévu de développer une analyse plus fine prenant en compte les spécificités biogéographiques et socio économiques régionales telle qu'elle est développée par l'approche multicritères de Hengeveld, Nabuurs et al. (2012) et ainsi que nous l'avions proposée dans la version initiale du projet -dont cette partie n'a pas été retenue finalement. Cette analyse résumée ici, est appliquée pour quelques essences clés, feuillus de plaine et conifères de production.

1. Scénarios feuillus : un scénario de référence (sylviculture classique) et un scénario intensif sont appliqués au modèle ORCHIDEE-FM. Pour le scénario de référence les prélèvements par éclaircie correspondront aux prélèvements moyens actuels. Le scénario intensif se traduit de manière très générique dans ORCHIDEE-FM par une augmentation du prélèvement selon des niveaux variables (de 20% à 50%) afin de simuler une augmentation de la demande durant une première période jusqu'en 2050, puis par une stabilisation du prélèvement correspondant à une moyenne lissée (10 ans) de la productivité simulée par ORCHIDEE-FM.

2. Forêt de conifère atlantique de production : cas du pin maritime. Dans le projet FAST, nous comparons une conduite semi dédiée biomasse à une conduite plus classique :

- scénario sylviculture classique : éclaircies suivant une rotation classique (15, -25 -35) par le bas, et révolution de 45 ans, passage de disques lourds (débroussaillage) avant chaque éclaircie ;
- Le scénario semi dédié biomasse : préparation du sol, fertilisation, plantation à une densité initiale de 2500 plants /ha, éclaircie forte de type aléatoire (par rang) à 15 ans pour retomber à une densité 850 /ha, puis éclaircies suivant une sylviculture classique, coupe rase à 35 ans.

3. Remplacement et introduction d'essences : cas de l'Eucalyptus. Cette option n'est prise en compte que de façon locale et n'a pas été implémentée au niveau régional dans le cadre du projet. En tout état de cause, d'après la prospective régionale Aquitaine-INRA, il semble encore improbable que cette essence connaisse un essor dépassant les marges du passif de Pin maritime des Landes et quelques sites localisés en région Midi-Pyrénées. Sa modélisation locale permet cependant de mieux cerner les potentialités sylvicoles de cette essence et de les projeter dans le futur.

REGIONALISATION

Dans le cadre du projet Européen EFORWOOD auquel ont contribué plusieurs participants de FAST, Hengeveld et al. (2012) ont développé une classification des potentialités sylvicoles à l'échelle européenne à 1 x 1 km en différenciant 5 classes de sylviculture allant de la réserve naturelle non gérée aux très courtes rotations (Fig. 2.3). La projection de ces 5 potentialités est opérée sur une base multicritères où sont pris en compte des indicateurs biotiques, abiotiques, socio-économiques ou politiques. Cette analyse régionalisée confirme le rapport de Peyron et Yvon (2011) qui plaide pour une gestion essentiellement multifonctionnelle des forêts métropolitaines, à rapprocher de l'option FMA « combined objective » de Hengeveld et al. qui est représentée majoritairement.

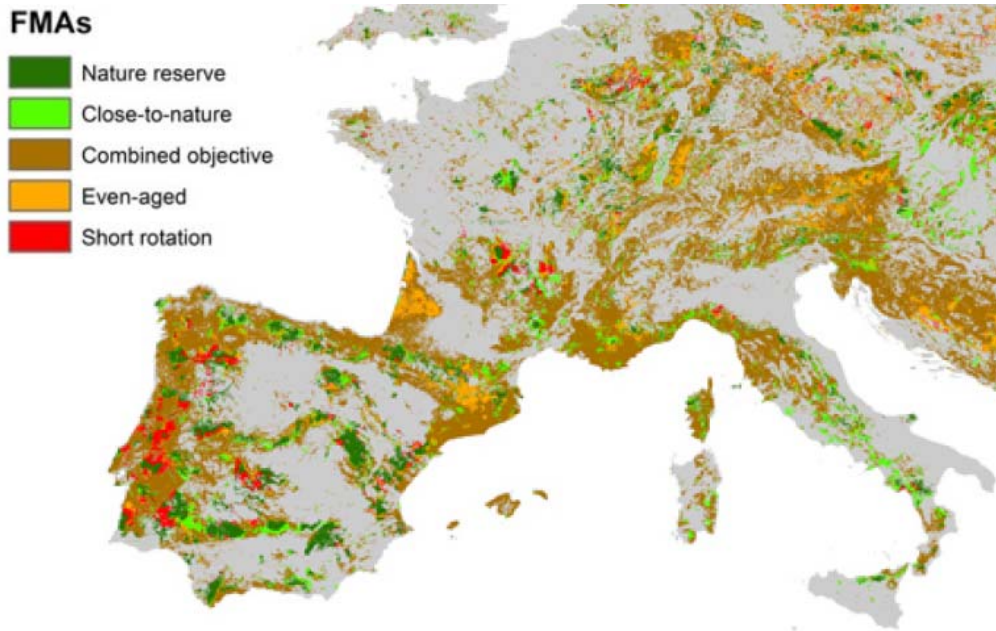


Figure 2.3 : Régionalisation des potentialités sylvicoles (FMA) à une résolution de 1x1km en France métropolitaine et zones limitrophes (extrait de Hengeveld, Nabuurs et al. (2012), projet EFORWOOD).

3 – Analyse et modélisation des ravageurs cibles ; interactions biotiques – abiotiques

(responsables Marie-Laure Desprez-Loustau, Benoît Marçais et Alain Roques)

Cette action analyse le fonctionnement de **deux modèles d'insectes ravageurs et de deux pathogènes** à forts impacts sur les forêts, répondant au réchauffement climatique et/ou à la sécheresse édaphique. L'idée-force de ce travail est de parvenir, à terme, à la mise au point de modèles génériques. Nous mettons ici en œuvre des approches expérimentales et des mesures *in situ*, débouchant sur le développement de modèles d'interactions biotiques/abiotiques, grâce à une collaboration entre pathologistes, entomologistes et écophysiolgistes forestiers. L'objectif final est l'intégration de ces modèles dans un modèle de fonctionnement global (ici, GO+, voir plus loin).

A. Champignons pathogènes

La partie pathologie forestière rassemble deux volets, l'un est consacré au *Diplodia pinea*, le second est relatif à l'oïdium des chênes (modèle de synchronisation phénologique chêne-oïdium, ML Loustau et B Marçais). Ces 2 pathosystèmes ont été choisis parce qu'ils impliquent une forte interaction entre la physiologie de l'hôte et la capacité de l'agent pathogène induire des dommages : i) *Diplodia pinea* est un parasite des pins dont la sévérité est fortement conditionnée par le statut hydrique de son hôte ; ii) l'oïdium du chêne est un parasite foliaire biotrophe dont l'impact est conditionné par la concordance phénologique avec son hôte. Pour les deux maladies, l'objectif est de développer un indice de vulnérabilité des peuplements (chênes/pins) basée sur l'interaction hôte-parasite, avec des sorties spatialisables sur la France. Ce travail a été mené en collaboration avec l'UMR EEF qui a fourni les indices de stress hydrique des pins à partir modèle Biljou©. Une réflexion exploratoire afin d'intégrer les effets des parasites dans un modèle de fonctionnement des peuplements a aussi été menée.

A1. *Diplodia pinea* est un agent pathogène fongique capable d'infecter les jeunes pousses, l'écorce et les cônes des pins. Il est aussi présent dans les tissus vasculaires du bois de branches saines sous forme endophyte. Il provoque alors la mortalité des rameaux ou des branches contaminées suite à un stress de l'hôte. Les contraintes les mieux documentées pouvant permettre ce développement sont les orages de grêle, les sécheresses et les canicules (Blodgett et al, 1997, van Staden et al, 2004, Zwolinski et al, 1990). Les dépérissements des pins à *D. pinea* seraient donc fortement conditionnés par l'occurrence de sécheresses. L'objectif est de (1) vérifier cette hypothèse, (2) établir un modèle de vulnérabilité des peuplements de pins basée sur l'interaction hôte-parasite : peut on déterminer un seuil, une fréquence ou une récurrence de déficits hydriques subis par les pins qui déclenchent le dépérissement ?

Une première étape a été d'estimer la mention standardisée de *D. pinea* sur les pins par quadrats de 8 km de côté à partir de la base du Département de la Santé des Forêts (DSF). Cette base compile les mentions de problèmes sanitaires forestiers réalisées par un réseau d'environ 200 observateurs répartis en France de 1989 to 2006. La méthodologie a été adaptée des techniques utilisées en épidémiologie humaine (Lawson, 2001) et est décrite par Fabre et al (2011) (annexe 3.1). La figure 3.1A montre la carte obtenue. *D. pinea* a été mentionnée de façon plus marquée dans le sud-ouest et le bassin parisien. Par contraste, la mention est plus faible dans les zones de montagne (Alpes, Massif Central et Vosges) et dans l'ouest de la France.

Pour étudier plus en détail le déterminisme climatique de cette répartition, nous avons utilisé une approche voisine, mais basée sur le nombre de mentions réalisées par chaque observateur du DSF (annexe 3.1). La dynamique de mentions de *D. pinea* a été étudiée par des modèles « zero-inflated

poisson ». Les espèces de pins étudiées sont *P. nigra*, *P. pinaster*, *P. sylvestris*, *P. halepensis*, *P. pinea* et *P. uncinata*. Les données climatiques utilisées proviennent des données Safran. Un calcul journalier de bilan hydrique a été estimé pour chaque maille safran par le modèle Biljou© pour un peuplement de pins de référence (indice foliaire = 4, réserve utile = 100 mm). Trois indicateurs de sécheresse ont été utilisés comme variables explicatives dans le modèle pour tester le lien entre sécheresse et vulnérabilité des pins à *D. pinea*: le déficit hydrique, sa durée et sa date de début. Le modèle qui explique le mieux la mention de *D. pinea* en France pour la période 1989-2006 comporte dans la partie « binomiale » la température moyenne journalière durant le printemps (Mars à Mai) et dans la partie « poisson » l'espèce de pin hôte et le bilan hydrique P-ETP des 2 années précédentes (PETP2). La probabilité qu'un observateur mentionne *D. pinea* au moins une fois durant sa période d'activité augmente avec la température moyenne du printemps. Cet aspect favorable des températures printanières élevées peut être mis en relation avec le caractère thermophile de *D. pinea* qui a un optimum de croissance à une température élevée proche de 30°C (Keen & Smits 1989, Desprez-Loustau et al, 2007). Il explique en grande partie la faible mention de *D. pinea* dans les zones de montagne, Alpes, Massif Central et Vosges. Le nombre moyen de mention par an dépend largement de l'espèce de pins (voir annexe 3.1 pour le classement des espèces) et de la sécheresse des années précédentes, augmentant quand PETP2, le bilan hydrique des 2 années précédentes diminue. Cette relation explique en particulier la faible mention de *D. pinea* dans l'ouest de la France. Le déficit hydrique des 2 années précédentes estimé par le modèle BILJOU© est lui aussi significativement lié à la mention de *D. pinea* ($P < 0.001$). Toutefois, le modèle l'incluant est légèrement moins bon que celui utilisant PETP2, (log de vraisemblance de 2790.2 contre 2773.9 pour PETP2). La qualité du modèle, a été vérifiée par une validation croisée de type « leave one out » (cf annexe 3.1).

Les résultats de ce travail montrent que les épidémies de *D. pinea* en France ont largement été déterminées par les sécheresses. Toutefois, prendre en compte explicitement l'impact des sécheresses via les indicateurs de déficit hydrique calculés par le modèle Biljou© n'améliore pas les prédictions. Deux hypothèses sont possibles : (1) les indicateurs de sécheresse utilisés ici reposent sur un seuil de contenu relatif en eau du sol qui induit une régulation stomatique. Le seuil de contenu relatif en eau du sol qui induit un dépérissement par le parasite secondaire pourrait être différent ; (2) les incertitudes apportées inévitablement par une modélisation plus fine sont du même ordre que le gain explicatif.

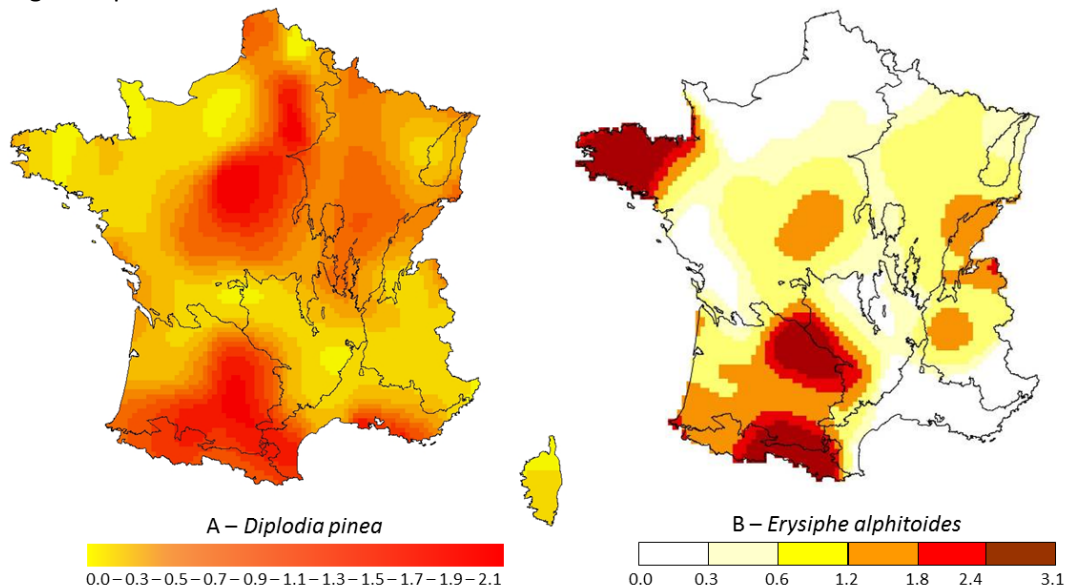


Figure 3.1 : Taux de mentions standardisées (TMS) des problèmes étudiés dans la base DSF (1989-06). a. *Diplodia pinea*, b. *Erysiphe althitoides*

A2. Oïdium du chêne

La sévérité de l'oïdium du chêne, *Erysiphe alphitoides*, est généralement limitée par la faible disponibilité de l'inoculum durant le débourrement des hôtes. En effet, les structures sexuées de l'oïdium, les chasmothèces, ne produisent des ascospores que tard dans le printemps, jusqu'à un mois après le début du débourrement de l'hôte (Marçais & al, 2009). Or, les feuilles de chênes ne sont sensibles à *E. alphitoides* que durant leur phase d'expansion. Une meilleure synchronisation entre le débourrement et l'émission des ascospores par les chasmothèces est donc critique (Marçais & Desprez-Loustau, 2013). Or, nous savons que ce synchronisme entre hôte et pathogène varie le long d'un gradient altitudinal, et que cela explique largement la sévérité locale de l'oïdium les années étudiées (Desprez-Loustau & al, 2010). Nous avons donc voulu tester si à l'échelle de la France, la sévérité de l'oïdium pouvait être expliquée par une meilleure synchronisation entre le pathogène et son hôte et si ce synchronisme pouvait être utilisé comme indice de vulnérabilité des peuplements.

Dans un premier temps, une carte de mention standardisée de l'oïdium a été réalisée à partir de la base du DSF selon la méthodologie déjà décrite pour *D. pinea* (annexe 3.1). Nous nous sommes focalisés sur les chênes adultes qui n'avaient pas été préalablement défolié par des insectes. Les chênes étudiés sont *Q. robur*, *Q. petraea* et *Q. pubescens*. La figure 3.1B montre que sur chez les chênes adultes, l'oïdium est un problème qui apparaît principalement dans le sud-ouest (piedmont Pyrénéen and bordure sud-ouest du massif central) et avec une moindre certitude en Bretagne (cf annexe 3.2). Une analyse de la dynamique temporelle montre par ailleurs que ce problème n'est mentionné fortement que certaines années (1990, 1997 et 2001, Fig. 3.2).

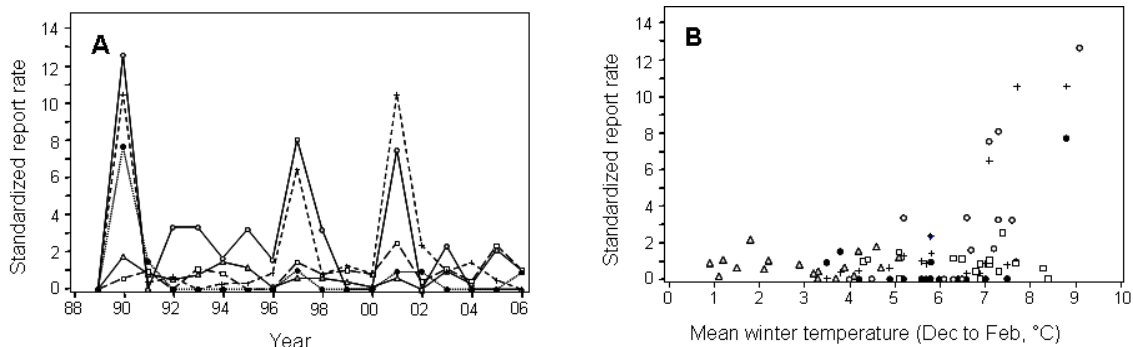


Figure 3.2 : Mention d'oïdium sur *Quercus petraea*, *Q. pubescens* and *Q. robur* adultes (arbres non préalablement défoliés par des insectes, base DSF, 1989-06). Le standardized report rate est le TMS. A. Evolution du TMS par éco-régions. B. Relation entre mention d'oïdium (TMS) et température moyenne de l'air en Décembre, Janvier et Février. (,), Piedmont Pyrénéen; (+), Plaines du SO; (,), Plaines de l'Ouest; (,), Massif Central; (,), Plaines du NE. Marçais & Desprez-Loustau, 2013.

L'étape suivante a été de tenter d'expliquer cette distribution par une différence de synchronisme phénologique entre l'hôte et l'agent pathogène. Pour cela, nous avons développé un modèle de phénologie de l'oïdium à partir de données de production d'ascospores par collectées de 2004 à 2011 sur plusieurs sites dispersés sur la France en utilisant le logiciel PMP (I. Chuine, CNRS de Montpellier, annexe 3.2). Un modèle simple nécessitant seulement une accumulation de somme de température au-delà d'une température seuil explique les données de façon satisfaisante. Ce modèle de phénologie de l'oïdium a été utilisé pour prédire la date de l'optimum de germination des chasmothèces sur la maille Safran de 1989 à 2006. Pour estimer la synchronisation phénologique entre l'oïdium et son hôte, les dates de débourrement des chênes ont été obtenues sur la maille Safran via une collaboration avec F Lebourgeois et JC Pierrat en utilisant leur modèle développé à partir des données du réseau Renecofor (Lebourgeois & al, 2010). La variable de phénologie des chênes utilisée est la date où 90% des chênes présentent au moins 20% de bourgeons ouverts. L'hypothèse que la synchronie phénologique entre *E. alphitoides* et son hôte a déterminé la sévérité des épidémies d'oïdium ces 15-20 dernières années a été testée en utilisant la base DSF selon la

même méthode que celle utilisée pour *D. pinea*. La différence annuelle de jours entre la date de débourrement des chênes et celle de l'optimum de germination des chasmothèces a été utilisée dans la partie « poisson » du modèle.

On ne trouve pas de lien significatif entre concordance phénologique chêne – oïdium et l'occurrence de forte mention d'oïdium sur chêne dans la base DSF ($P = 0.063$). Il y aurait même marginalement tendance à ce que la mention augmente quand la concordance phénologique chêne oïdium diminue. La mention d'oïdium paraît être principalement liée au climat. La probabilité qu'un observateur mentionne *E. alphitoides* sur chênes adultes au moins une fois durant sa période d'activité augmente avec la pluviométrie moyenne du printemps. Le nombre moyen de mention par an augmente avec la température moyenne des mois Décembre-Janvier-Février de l'année en cours (Fig. 3.2B). L'hypothèse qu'une meilleure concordance phénologique entre le pathogène et son hôte détermine la sévérité de l'oïdium ne se vérifie pas.

C. Intégration de l'impact des pathogènes dans les modèles de productivité des forêts

Cette intégration est pour l'instant extrêmement limitée (Pinkard et al 201). L'oïdium des chênes est un bon modèle pour une telle démarche car c'est une maladie très courante d'une essence majeure des forêts tempérées européennes. Prendre en compte son impact affecterait potentiellement de grandes étendues. Des données sur l'intensité des infections ou leur impact sur les processus physiologiques sont plus accessibles pour des parasites foliaires comme l'oïdium et ont été en partie documentés (Hajji et al 2009). Nous avons d'abord réalisé une revue des informations disponibles sur l'impact du parasite sur les chênes et l'effet des facteurs environnementaux qui a fait l'objet d'un article (Marçais & Desprez-Loustau 2013).

Une réflexion a alors été menée avec les écophysiologistes et modélisateurs du projet sur l'intégration de l'oïdium dans les modèles de fonctionnement existants, en particulier Orchidée. Le principal problème bloquant dans l'immédiat le développement d'un modèle intégrant l'effet de l'oïdium est la disponibilité de données liant sévérité des infections et impact sur la croissance des chênes. Ce verrou a déjà été identifié par Pinkard et al (2011) et est commun pour les essences non soumises à une sylviculture intensive. En termes de surface foliaire infectée, les dégâts d'oïdium sur chênes adultes sont ubiquistes mais généralement faibles. Leurs impacts sur la croissance et la production seraient dans la marge d'incertitude des modèles, ce qui ne signifie pas qu'ils soient négligeables car les erreurs de prédiction des modèles dépassent généralement 10 à 20% des valeurs moyennes prédites. Les situations peu fréquentes d'infection élevée sur arbres adultes non préalablement défoliés ont été reliées à des hivers doux (cf ci-dessus). Notre démarche de modélisation de la synchronisation phénologique chêne-oïdium comme principal facteur de vulnérabilité correspond à l'approche pragmatique recommandée par Pinkard et al (2011) de se limiter à la modélisation de processus critiques. Cette approche ne nous a pas permis d'améliorer la prédiction du risque par rapport au seul indice climatique dans le cas de l'oïdium. Les situations plus sérieuses conduisant à des mortalités liées à l'oïdium ne sont observées que pour des configurations particulières où l'oïdium intervient comme facteur aggravant après une défoliation par des insectes ou un gel tardif. Ces situations particulières ne sont pas prises en compte par les modèles de fonctionnement de peuplements existants et nécessiteront des approches spécifiques.

B. Insectes ravageurs

B1. Les chenilles processionnaires

Les premiers modèles disponibles d'expansion, de type réaction - diffusion, étaient basés sur les capacités de dispersion naturelle des papillons adultes, la distribution des arbres-hôtes dans et hors forêts et les capacités de survie hivernale des larves. Toutefois, ces modèles ne prenaient pas en compte l'effet du changement climatique sur la vulnérabilité des arbres-hôtes et sur la cyclicité des dégâts, ni la possibilité de transport à longue distance par l'activité humaine et les changements possibles d'hôtes ; de plus, ces modèles étaient restreints au Bassin Parisien. Pour développer de

nouveaux modèles fonctionnant sur tout le territoire français, il importait donc de disposer de données concernant : i) les mécanismes de dispersion à longue distance et les effets des événements extrêmes sur la survie de l'insecte, ii) les relations changement climatique - vulnérabilité des peuplements, sachant que la processionnaire semble être un parasite de « vigueur » s'attaquant préférentiellement aux peuplements non soumis au stress hydrique.

Des études expérimentales ont été menées dans le cadre du projet FAST pour déterminer : i) les mécanismes pouvant expliquer les dispersions à longue distance et l'apparition de foyers isolés, ii) l'effet d'une canicule sur la survie des pontes. Le modèle d'expansion de la processionnaire a ensuite été amélioré et étendu à l'échelle de la France et différents scénarii climatiques ont été pris en compte pour simuler l'expansion potentielle dans les années à venir.

Le mécanisme de dispersion à l'origine des foyers isolés a pu être précisé en couplant des approches comportementales, écologiques et génétiques (voir Annexe 3.3). Nous avons pu montrer que l'hypothèse la plus vraisemblable était celle d'un transport accidentel de chrysalides lors de la plantation de grands arbres, transplantés avec leur motte de terre, sur des sites de type bordure de route ou rond-point. Dans le même temps, nous avons montré en utilisant des modèles climatiques déjà développés et fondés sur les contraintes thermiques au développement larvaire ($T^{\circ} > -16^{\circ}\text{C}$ pour la survie ; $T^{\circ}\text{diurne} > 9^{\circ}\text{C}$ dans le nid suivie de $T^{\circ}\text{nocturne} > 0^{\circ}\text{C}$ dans l'air pour l'alimentation), que les zones nouvellement colonisées à travers les transports longue distance au-delà du front naturel d'expansion étaient devenues favorables à l'établissement des colonies depuis le début des années 2000 sous l'effet du réchauffement. Ces résultats ont été publiés dans *Biological Invasions* (Robinet et al. 2012) (voir Annexe 3.3), ont été présentés lors de quatre conférences internationales (Robinet et al. 2010 ; Robinet et al. 2011 ; Roques 2011 ; Roques et al. 2013) et seront synthétisés dans un chapitre de livre en cours d'édition (Roques et al., 2013b en prep).

L'effet d'un événement extrême (canicule) sur les pontes de processionnaire du pin, a été testé expérimentalement durant l'été 2010 et les différences de températures entre des pontes exposées au soleil et des pontes à l'ombre a été mesurée durant l'été 2011 afin de déterminer les températures que les pontes exposées au soleil ont du subir durant la canicule de 2003. Nous avons ainsi la confirmation que les températures testées expérimentalement en 2010 sont représentatives des températures de 2003. Les résultats montrent que les pontes résistent très bien à cette gamme de température (32-40°C le jour / 20°C la nuit). La baisse simultanée du niveau de population dans la région Centre ne peut donc pas s'expliquer par une forte mortalité des œufs. Les autres hypothèses qui peuvent être considérées sont les suivantes.

- Les températures ont perturbé l'émergence des adultes et le taux de reproduction a chuté, mais cette hypothèse ne semble pas être vérifiée car, d'après les captures de mâles dans les pièges phéromones, leur sortie est intervenue bien avant l'épisode de canicule.
- Les températures ont affecté la survie des néonates et des jeunes larves. Cette hypothèse est la plus vraisemblable car, d'après la date du pic d'émergence des adultes et la durée d'incubation des œufs, une grande proportion de larves venait d'éclore au moment de la canicule. De plus, une étude réalisée au Portugal montre que les premier et second stades larvaires sont très sensibles aux fortes températures.
- L'effet conjoint des fortes températures et de la sécheresse a affecté la qualité des aiguilles des pins et indirectement la survie des larves. Aucune donnée ne nous permet actuellement de tester cette dernière hypothèse.

S'il reste encore des hypothèses à tester pour mieux comprendre l'effet des canicules sur les populations de processionnaire du pin, cette étude montre qu'il faut non seulement tenir compte de la hausse moyenne des températures mais aussi des événements climatiques extrêmes pour mieux prévoir les risques d'expansion, et qu'il est important de connaître le stade phénologique exposé à ces événements.

Ces résultats font l'objet d'un article qui vient d'être soumis en février 2013 à *Global Change Biology* (Robinet et al., 2013a, soumis) (voir Annexe 3.4) et ils seront synthétisés dans un chapitre de livre en cours d'édition (Roques et al., 2013b en préparation).

Le modèle d'expansion de la processionnaire du pin a donc été amélioré, notamment en tenant compte de la dispersion longue distance et des pins présents en dehors des régions forestières. Le résultat des simulations a été présenté à la conférence internationale « Faire face au changement climatique : la contribution de la science forestière » à Tours (21-24 mai 2012) (Com Robinet et al. 2012). Un manuscrit a été soumis au journal *Annals of Forest Science* pour un numéro spécial dédié aux résultats présentés lors de cette conférence (Robinet et al. 2013 soumis). Le modèle confirme l'expansion de la processionnaire du pin dès les années 1990 suite à la hausse des températures hivernales. La contrainte climatique étant levée sur une bonne partie de la France, l'expansion est maintenant bornée par les capacités, limitées, de dispersion de l'insecte. L'aire actuellement colonisée est donc nettement moins importante que l'aire colonisable. Toutefois, le transport accidentel d'individus à longue distance pourrait nettement accélérer ce processus d'expansion. Il importe donc de considérer dès maintenant dans les modèles d'impact les zones situées au-delà des fronts actuels mais climatiquement favorables à l'établissement de la processionnaire, ainsi que celles qui vont le devenir sous les différents scénarios climatiques pour le futur.

Certains facteurs n'ont cependant pas pu être encore pris en compte dans ce modèle :

- Le changement possible d'hôtes : une expérience préliminaire faite à l'INRA d'Orléans montre que la survie est meilleure sur le pin noir, le sapin, et le sapin de Douglas (par ordre décroissant) alors que l'on observe une mortalité totale sur épicéa, cèdre de l'Himalaya et cyprès. Ses hôtes favoris étant largement distribués en France, le passage éventuel sur d'autres essences ne paraît pas essentiel à modéliser pour prévoir l'évolution future de l'aire de distribution de la processionnaire du pin.
- L'effet du changement climatique sur la vulnérabilité des arbres-hôtes et sur la cyclicité des dégâts : les informations et les données disponibles ne nous permettent pas d'évaluer cet effet.

Au-delà de l'effet généralement rapporté du réchauffement climatique sur les populations d'insectes en général (cf. review dans Robinet et Roques 2010), cet exemple nous apporte une compréhension plus détaillée du mécanisme de réponse au changement climatique dans un cas particulier. L'exemple de la processionnaire du pin montre plusieurs choses : (1) le réchauffement climatique, au-delà d'une simple corrélation, peut être véritablement le facteur explicatif de l'expansion chez certains insectes ; (2) l'expansion peut ne pas suivre simultanément le réchauffement climatique et un retard dû à des capacités de dispersion restreintes peut s'observer ; (3) en conséquence, même en cas de stabilisation des températures, l'insecte pourrait continuer sa progression. Une partie de ces résultats concernant la processionnaire a pu être utilisée résultats ont été utilisés pour nourrir le modèle *GRAECO+*.

B2. La tordeuse du mélèze

Ce modèle a un intérêt pour l'étude des interactions entre changement climatique et rupture possible de synchronisation phénologique arbre-insecte ravageur. En effet, les jeunes chenilles de tordeuses (Lépidoptère : Tortricidae) doivent éclore en même temps que l'apparition du feuillage du mélèze. Cette coïncidence n'était jusqu'alors effective qu'à une certaine altitude (1850 m), où l'insecte pullulait de manière cyclique tous les 8 à 10 ans aboutissant à un roussissement généralisé des forêts de mélèze dans l'arc alpin. De premiers décalages dans les pullulations dans l'espace et/ou le temps ont suggéré un déplacement en altitude de cette synchronie, l'insecte et l'arbre pouvant

répondre de manière différente au réchauffement climatique ; l'insecte pourrait ainsi affecter des forêts relativement indemnes jusqu'à présent.

L'expérimentation a été basée sur la possibilité d'un suivi comparatif à 40 ans d'intervalle d'individus-arbres échantillonnés par l'INRA durant les années 1970 dans le Briançonnais. Après avoir retrouvé ces arbres, nous les avons soumis en 2010, 2011 et 2012 à la même méthodologie d'analyse que celle utilisée à l'époque pour l'étude des populations de tordeuses (voir Annexe 3.6). Nous avons ainsi pu comparer à 40 ans d'intervalle d'une part leur phénologie de développement foliaire et d'autre part les variations de la densité de populations de chenilles de tordeuses en fonction de l'altitude. De plus, nous avons pu compléter un jeu de données unique en Europe portant sur la densité de populations de l'insecte sur 50 années consécutives dans une parcelle témoin située à 1850 m d'altitude dans le même massif.

Trois résultats majeurs ont été obtenus. Nous avons mis en évidence que les populations de l'insecte à 1850 m d'altitude ont continué à exister de manière cyclique avec un pic tous les 8 à 10 ans, mais que l'intensité des pullulations s'est effondrée à partir du cycle 1982-1990, avec une densité de population maximale de densité devenant de 2 à 6 fois plus faible que celle des cycles précédents (Fig. 3.3). Une publication est en cours sur ces aspects. En parallèle, nous avons montré qu'à l'instar de l'effet du changement climatique sur d'autres plantes des zones de montagne, le début du débourrement foliaire du mélèze à 1850m a avancé de 7 à 19 jours entre les années 1976-1978 et les années 2010-2012, qui sont des années comparables en terme de phase du cycle avec des populations de tordeuses en latence (moins de 3 chenilles par mètre de branche en moyenne l'année d'avant). Seules des années de phase similaires sont en effet comparables car l'attaque massive de la tordeuse se traduit par un retard du débourrement foliaire l'année suivante et une réduction de la longueur finale des aiguilles. Malheureusement, en raison des trop faibles populations existant durant les années du projet, la plage temporelle d'éclosion des tordeuses n'a pu cependant être précisée avec certitude en regard de cette avancée du débourrement du mélèze.

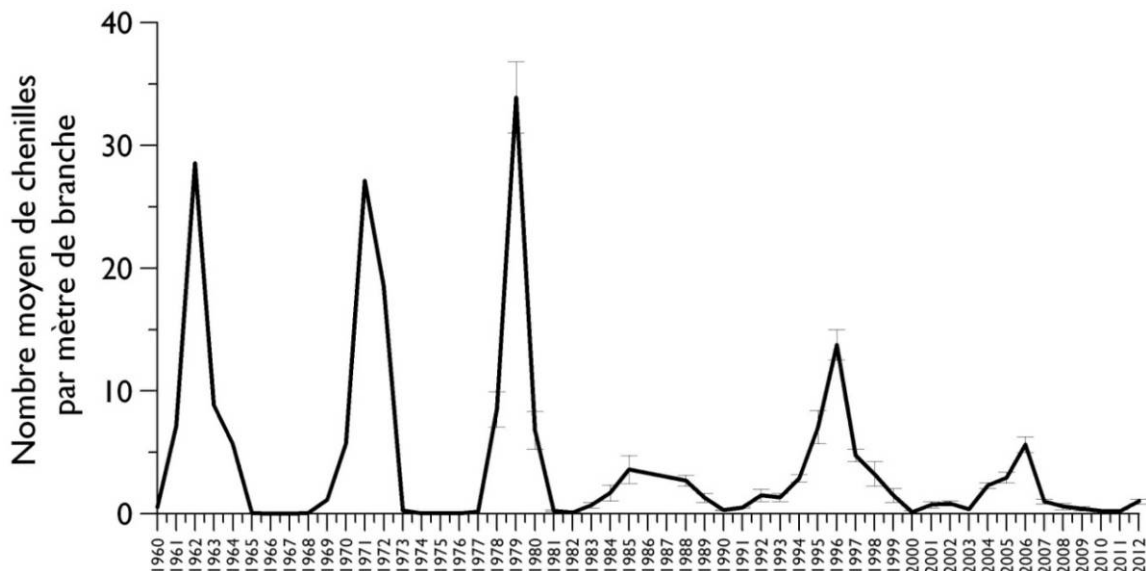


Figure 3.3 : Variation annuelle entre 1960 et 2012 de la densité moyenne (\pm erreur standard) des populations de la tordeuse du mélèze dans la parcelle des Combes située à 1850m d'altitude dans le Briançonnais. Les valeurs 1978- 2012 ont été collectées selon la méthode de Roques et Goussard (1990). Les valeurs 1960- 1977 collectées en nombre de chenilles par kg de rameau (Auer, Dormont et al.) ont été transformées en nombre de chenilles/m.

En revanche, la densité de chenilles de tordeuses semble bien être devenue significativement plus forte, à phase comparable du cycle, aux altitudes supérieures au précédent optimum 1850 m des années 1970 (Fig. 3.4).

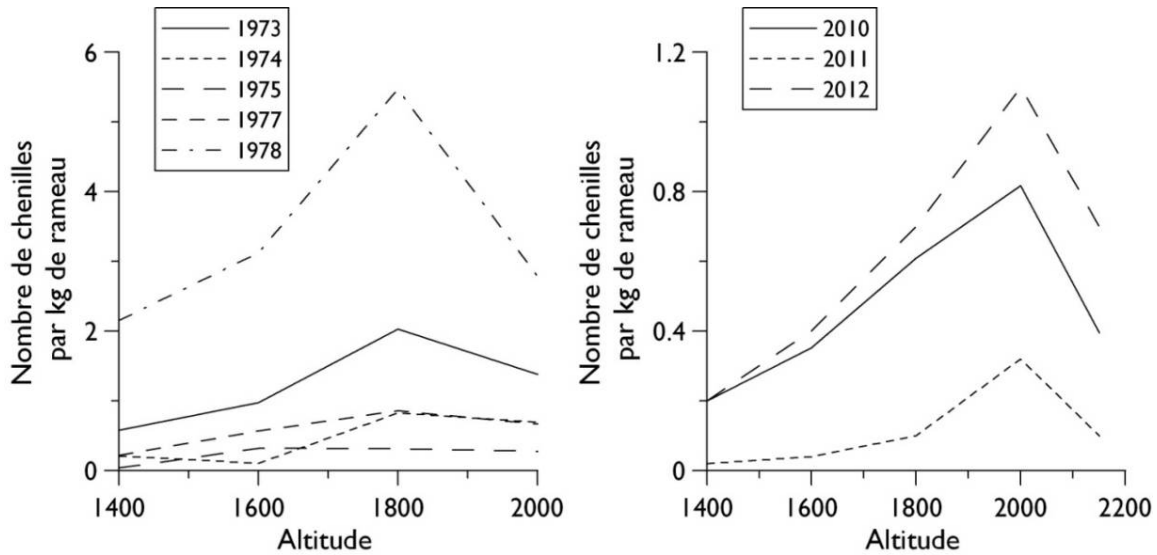


Figure 3.4 : Montée en altitude en 2010- 2012 des populations de tordeuses par comparaison avec des phases équivalentes du cycle des années 1974-1978 : variation de la densité de population de chenilles selon les altitudes et les années (pas de données disponibles pour les altitudes supérieures à 2000m pour les années 1974-1978).

Les résultats de piégeages phéromonaux des adultes émergents (rayon d'action de la phéromone <200m) entre 2010 et 2012 tendent à confirmer que les populations d'insectes se déplacent vers les zones d'altitude 2000m et plus (Fig. 3.5).

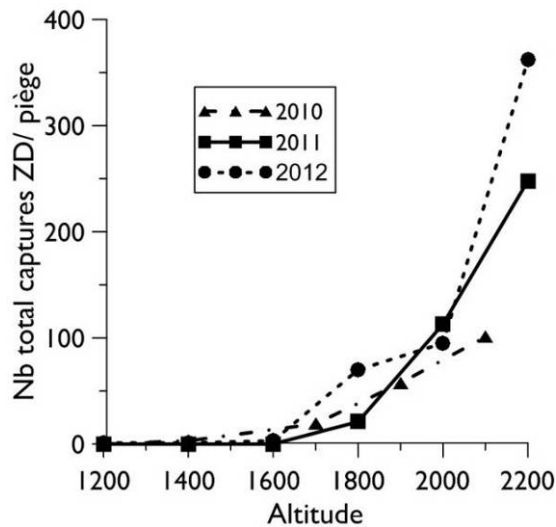


Figure 3.5 : Montée en altitude en 2010- 2012 des populations de tordeuses : variation en fonction de l'altitude de la capture d'adultes par piégeage phéromonal en 2010- 2102.

Cependant, ces résultats obtenus sur des populations en phase de latence devront être nécessairement confirmés par une étude sur les populations en phase de pullulation dans les années à venir. Une analyse dendrochronologique en cours menée par l'UAGPF INRA Orléans sur des arbres des mêmes parcelles devrait aussi permettre de vérifier si la montée en altitude des tordeuses a été observée au niveau de leur impact sur les cernes de mélèze durant les phases précédentes de pullulations, et de préciser à partir de quand se situerait ce déport altitudinal.

4 – Développement et calibration des modèles

(Responsable Denis Loustau)

Deux modèles ont été améliorés et mis en œuvre dans le projet FAST, chacun répondant à des exigences différentes en termes de finesse de représentation des processus. Le modèle GO+ est particulièrement adapté etc. travaux sylvicoles, effets biotiques. ORCHIDEE : générique, peu de paramètres etc

4.1. Développement du modèle spécifique GO+

Le projet FAST a permis de relancer le développement du modèle GO+. Cette tâche a été menée par une équipe de 6 chercheurs, ingénieurs informaticiens et doctorants des unités EPHYSE et BIOGECO. Le modèle a été enrichi par les processus décrivant la dynamique de populations de pathogènes (B Marçais, ML Desprez-Loustau) et insectes forestiers (C Robinet, JS Jacquet, H Jactel, D Piou) afin de développer les modules appropriés au projet FAST après un atelier de travail organisé en début 2011.

Dans le cadre de FAST, la stratégie de modélisation a consisté à ajouter au modèle pré existant (Loustau et al. 2005) les modules indispensables à la réalisation d'un des principaux objectifs du projet, celui de représenter les interactions entre scénarios de climat, sylviculture et ravageurs à l'échelle de la France entière. Quatre nouveaux modules de (i) dynamique de carbone du sol, (ii) sylviculture (opérations de préparation du sol, débroussaillage et éclaircies, coupe rase, dessouchage, courantes dans les itinéraires techniques intensifs), (iii) végétation accompagnatrice et (iv) insectes ont donc été conçus et ajoutés au code initial du modèle. Ces nouveaux modules sont conçus à partir des modèles existants dans la littérature et des connaissances disponibles. Ils ont chacun été testés et évalués individuellement sur les jeux de données disponibles sur Pin maritime et Eucalyptus (Moreaux et al. 2012) Pin sylvestre (base DSF), sols (base de données INFOSOLS) et assemblés dans un code commun.

Cette évolution du modèle répond à deux impératifs imposés par le projet :

- Une représentation cohérente de la phase juvénile du cycle de vie des écosystèmes forestiers, où le couvert n'est pas fermé et où l'hypothèse d'homogénéité horizontale de la canopée, courante dans la plupart des modèles actuels, est invalide. GO+ inclut des modules de transferts radiatif et, en devenir, aérodynamique en 3D permettant de décrire les échanges d'un couvert discontinu et les effets de rangs au stade jeune.
- Une description de l'impact des différentes opérations de sylviculture qui incluent tout un ensemble de travaux du sol, contrôle de la végétation accompagnatrice, dépressage, éclaircies, récolté, affectant profondément le cycle du carbone, les échanges hydriques et les transferts de chaleur, de vent et radiatifs. Prédire les impacts de différentes options sylvicoles de façon cohérente à l'échelle régionale et nationale impose donc de disposer de modules de simulation correspondants et autant que possible éprouvés avec des données observées.

Le module décrivant la dynamique de population de chenille processionnaire (survie hivernale, expansion géographique, Robinet et al. 2007) et ses impacts sur les pins (croissance des larves et dynamique de défoliation) a été développé en utilisant notamment la base de données de dégâts sur Pins observés par le DSF sur un réseau d'observation de 400 placettes permanentes. Cette base a été explorée et analysée en détail et interfacée avec les données climatiques SAFRAN mises à disposition par le CNRM Météo-France (Kumari, 2012 cf. Annexe 4.1 et fig 4.1)

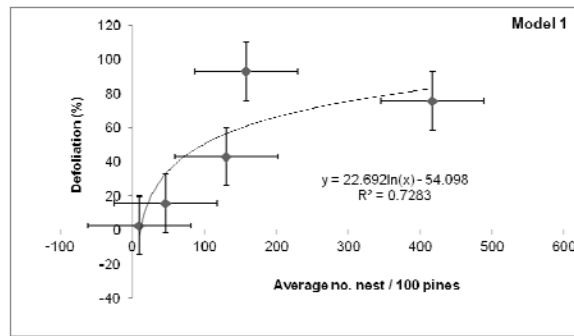


Figure 4.1. Relation entre le nombre moyen de nids de chenilles (pour 100 pins) et le taux de défoliation. Chaque point est la moyenne calculée sur l'ensemble de la base de données (n=400 sites). Les barres indiquent l'écart-type. Convention du DSF : 0 (0- 5% défoliation), 1 (6-25 %), 2 (26-60%) , 3 (61 – 90 %) et 4 (>91 %).

Au sein du modèle GO+, les interactions entre les chenilles, les pins et le climat ont été traduites par les processus suivants.

- L'effet du climat sur la croissance et la survie des chenilles ;
- L'effet défoliateur des chenilles (perte de surface foliaire) ;
- Les effets du climat sur le fonctionnement foliaire.

Les chenilles ont une activité métabolique essentiellement pilotée par la température. Dans le modèle, le développement des chenilles est décrit par des processus mécanistes, la densité des populations de chenilles et leur masse moyenne sont les variables d'état modélisées au pas de temps horaire.

La croissance individuelle en biomasse des chenilles est proportionnelle à leur bilan de carbone, évalué comme la différence entre l'acquisition du carbone (fraction du carbone ingéré par l'abrutissement) et des pertes respiratoires. L'activité défoliatrice est déterminée par la durée et la fréquence des périodes d'activité et par la vitesse de défoliation. La fréquence et la durée des périodes de nutrition sont pilotées à la fois par ,1) l'intensité lumineuse et 2) par la température moyenne de la journée écoulée. La vitesse de la défoliation est contrôlée par la et les pertes respiratoires sont proportionnelles à la biomasse individuelle des chenilles et dépendantes de la température.

La survie des chenilles. Les processus pouvant conditionner la mortalité des chenilles pouvant recouvrir des processus variés, la mortalité est représentée par défaut par une relation probabiliste prenant en compte la température (présupposant un seuil minimum délétère) et la satisfaction alimentaire passée (nombre de jours de jeûne consécutifs).

La défoliation des aiguilles par les chenilles n'étant pas aléatoire (Jacquet, 2012), la représentation adoptée permet de répercuter de façon fine les conséquences sur le processus foliaires (interceptions du rayonnement et de la pluie, photosynthèse, respiration, transpiration) avec une modulation des effets sur une période de durée variable.

- A défaut d'études permettant de représenter de façon mécaniste et quantitative l'impact de la défoliation par les chenilles sur les processus physiologiques foliaires ou plus globaux au sein de l'arbre (modification du métabolisme, de l'allocation, ...), le formalisme de ces processus est insensible à la défoliation. La défoliation par la processionnaire se traduit donc simplement par une diminution de la surface foliaire répartie entre les cohortes d'aiguilles.
- Actuellement, GO+ est en cours de publication (thèse de V. Moreaux 2012, communications et publications de Moreaux et al. 2012, Loustau, et al. 2012 proposées à l'EGU). Nous montrons en particulier que **l'intensification de la sylviculture dans un contexte de réchauffement se traduit par une perte nette de carbone *in situ***. Cette perte sur site est en grande partie due aux opérations de préparation du sol (labour, disquage). Sur un strict plan du bilan de gaz à effet de serre forestier, des techniques de préparation moins perturbantes devraient être développées et

prises en place. Le rôle clé de la végétation accompagnatrice doit aussi être mieux pris en compte dans les techniques de gestion. Nous n'avons pas estimé le bilan du cycle de vie complet des alternatives de sylviculture proposées, intégrant en aval les produits forestiers et en amont la préparation et le transport des intrants (plats, graines, fertilisants, engins forestiers et fuel) mais celui-ci devrait bien évidemment être pris en compte pour éclairer la prise de décision des acteurs.

Enfin, le taillis d'Eucalyptus se comporte de façon nettement contrastée par rapport à la futaie de pins : labours moins fréquents, boisement sur terres agricoles, traitement en taillis (TCR) en maintenant **un rendement et une production supérieurs à moyen terme aux conifères locaux**, même sous le scénario A2 et malgré une sensibilité élevée à la sécheresse édaphique.

4.2. Développement et calibration du modèle ORCHIDEE-FM

En complément des résultats obtenus avec le modèle GO+ développé spécifiquement pour un couvert forestier, et initialement de pin maritime, nous avons mis en œuvre le modèle plus générique ORCHIDEE (Krinner et al. 2005) de fonctionnement global des surfaces continentales. ORCHIDEE est un modèle dynamique de la végétation permettant de simuler les échanges d'eau de carbone et d'énergie avec l'atmosphère pour l'ensemble des écosystèmes mondiaux. Il comprend un schéma de surface, sol-végétation-atmosphère (SVAT), traitant des processus rapides (échelle semi-horaire) d'échange de matière et d'énergie avec l'atmosphère ainsi qu'un module de dynamique du carbone traitant l'allocation des assimilés carbonés aux différents organes des plantes, la phénologie, la mortalité de la biomasse et la décomposition de la litière et la matière organique dans les sols. Il est basé sur le concept de type de plante fonctionnel (PFT), permettant de regrouper les forêts en grandes catégories, à savoir pour la France métropolitaine : forêts tempérées caducifoliées, et forêt tempérée de conifères sempervirents. Bien que très générique, ce modèle est résolument orienté vers une représentation la plus mécaniste possible des différents processus. Nous avons utilisé une version récente, ORCHIDEE-FM (« ORCHIDEE - Forest Management »), permettant de simuler l'évolution d'un peuplement avec différentes classes de diamètre et d'âge évoluant selon différents modes de gestion forestière possibles (mode prescrit), tel que décrit dans Bellasen et al. (2010). Ce module de gestion forestière est inspiré du modèle FAGACEE. Il permet de passer de la représentation d'un arbre moyen pour une forêt à l'équilibre à la représentation d'un peuplement où sont décrits les diamètres des différents arbres, avec une compétition basée sur la loi d'auto-éclaircie, en l'absence de gestion forestière. Le modèle peut calculer les fonctions d'auto-éclaircie qui permettent une simulation explicite de la mortalité des arbres en fonction de leur diamètre. Le modèle peut également simuler la gestion forestière en calculant les fréquences et intensités des éclaircies et de la coupe finale, en fonction de l'indice de densité relative. Cet indice permet au forestier d'estimer la densité maximale à atteindre tout en évitant la mortalité naturelle (option choisie pour les scénarios sylvicoles standards utilisés). A noter que l'avantage d'une telle approche est qu'elle permet de simuler l'adaptation des fréquences de coupe au changement climatique et donc d'évaluer les fréquences de coupes « optimales » pour un climat donné.

ORCHIDEE-FM est donc complémentaire de GO+ ; un de ses intérêts majeurs réside dans la possibilité de traiter divers écosystèmes forestiers et surtout à terme d'estimer l'impact de différentes stratégies de gestion forestière (trajectoires sylvicoles) sur l'évolution du climat régional. ORCHIDEE est en effet la composante de surface du modèle « système terre » de l'IPSL, utilisé pour réaliser des projections climatiques futures.

Compte tenu de l'aspect générique du modèle, une première étape clé, avant d'étudier l'impact du changement climatique sur la productivité des écosystèmes forestiers, a consisté à évaluer et calibrer le modèle à partir d'observations existantes en France ou en Europe. Cette étape a été beaucoup plus longue qu'initialement prévue et a impliqué différents chercheurs du LSCE (N. Viovy, S.

Luyssaert, B. Poulter, D. McInerney, D. Santaren, T. Thum). Nous avons utilisé plusieurs types de données : mesures de flux turbulent de CO₂ et d'eau réalisées sur plusieurs sites forestiers français (forêt de hêtres près de Nancy, pins maritimes dans les Landes, chênes à Fontainebleau) et aussi Européens, un ensemble de mesures des variations interannuelles de largeur de cernes d'arbres en Europe, et des résultats provenant d'expériences *in situ* d'enrichissement en CO₂ de l'air. Les résultats de cette calibration sont présentés dans cette section et les simulations spatialisées seront décrites en section 5.

Approches de calibration

Avec mesures de flux

Nous avons utilisé dans une première étape les mesures de flux turbulents pour optimiser un ensemble de 22 paramètres clés du modèle ORCHIDEE contrôlant les flux de carbone et d'eau des échelles journalière à interannuelle. L'optimisation repose sur une approche Bayésienne permettant de minimiser l'écart entre les flux simulés et observés, ainsi que l'écart entre la valeur optimisée des paramètres et une valeur correspondant à une connaissance a priori, pondérée par un ensemble d'erreurs. Nous avons utilisé les flux brut de photosynthèse (GPP) et de respiration (TER) issues d'une partition des mesures de flux net de CO₂ (NEE) selon la méthode de Reichstein et al. (2005) et les flux de chaleur latente (LE : évapotranspiration réelle). De plus nous avons inclus dans la fonction objective les mesures d'incrément annuel de bois des parties aériennes de la plante. Cette dernière contrainte a permis d'optimiser les paramètres contrôlant l'allocation du carbone entre les différents réservoirs de la plante et notamment la partition racine - compartiment aérien.

La figure 4.2 illustre pour le site de Hesse (hêtre) les résultats de l'optimisation des paramètres d'ORCHIDEE. On remarque que le modèle, avant calibration, reproduisait relativement bien la phase des cycles saisonniers de GPP, TER et LE mais avec une surestimation forte des flux de respiration et d'évapotranspiration. La calibration a permis d'améliorer significativement les performances du modèle et surtout de mieux reproduire les effets de la sécheresse exceptionnelle de 2003 ainsi que l'année 2004. Enfin l'optimisation a aussi permis de mieux simuler l'accroissement en bois moyen, même si ses variations interannuelles restent plus difficiles à reproduire.

Nous avons réalisé une calibration similaire avec le site de pin maritime de « Le Bray » (voir annexe 5.1). Ces travaux de calibration sont en cours de publication (Thum et al. En préparation).

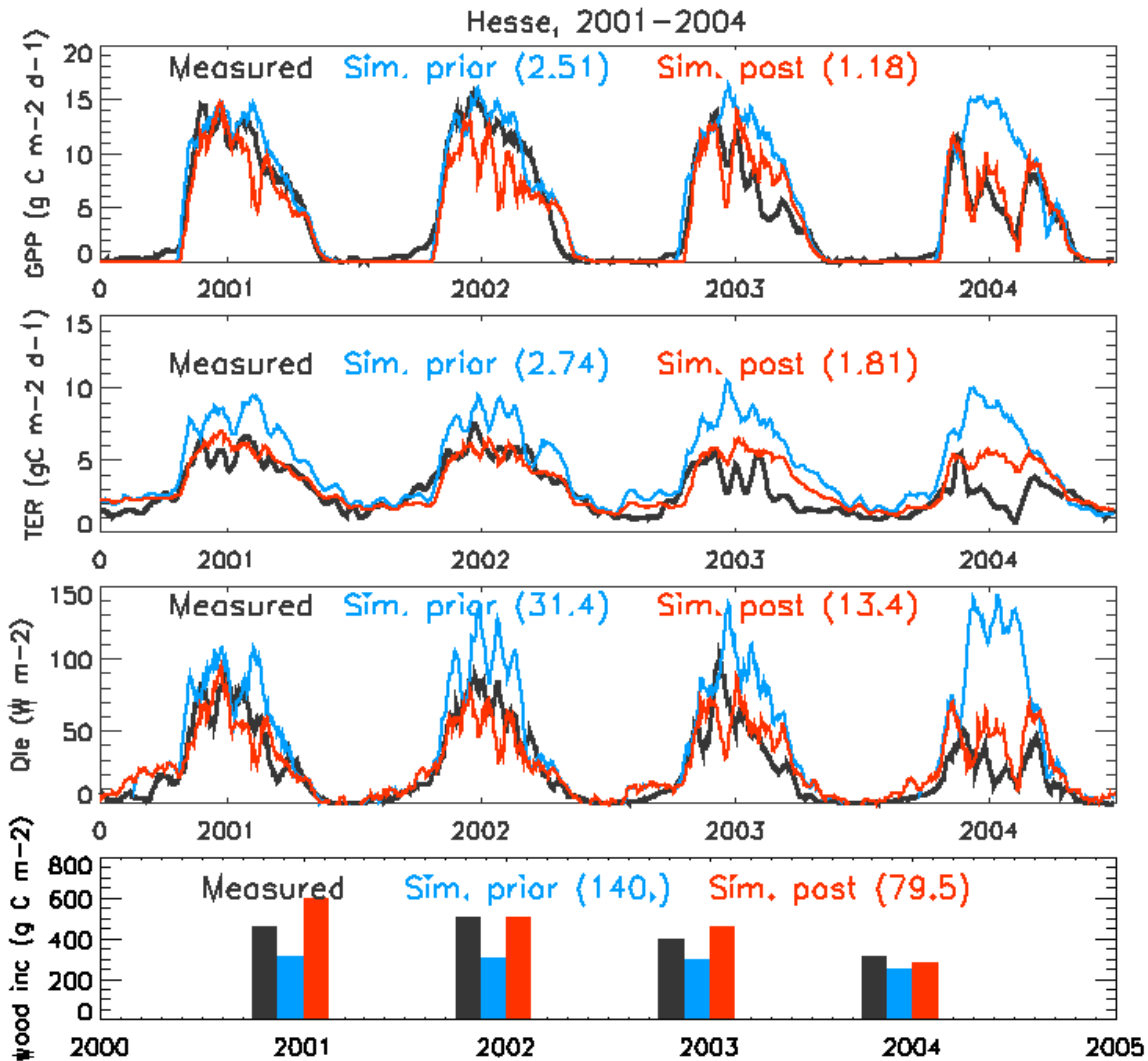


Figure 4.2 : Résultats des simulation du modèle ORCHIDEE pour le site de HESSE (hêtres) avant calibration et après calibration des paramètres clés vis à vis des observations du flux de photosynthèse (GPP), du flux de respiration de l'écosystème (TER), du flux de chaleur latente (QLE) et des incréments de biomasse aérienne (wood inc).

Avec les résultats des expériences « FACE »

Malgré la calibration avec les mesures de flux à Hesse, les premières simulations avec les scénarios climatiques montraient un accroissement de la productivité des forêts pouvant dépasser 50% à l'horizon 2100. Le problème crucial concernait la très forte sensibilité du flux photosynthétique simulé par ORCHIDEE-FM à l'augmentation des **concentrations de CO2 atmosphérique**. En effet, la plupart des modèles globaux actuels décrivent l'absorption photosynthétique de carbone selon le modèle de Farquhar et al. (1980) et Ball and Berry (1987). Ce modèle est très sensible à une augmentation du CO2 atmosphérique qui, en l'absence de stress hydrique et sans limitation par le rayonnement, induit une augmentation proportionnelle de l'assimilation de carbone.

Cependant une limite importante du modèle vient du fait que dans sa version actuelle, il ne prend pas en compte la limitation en nutriments (azote principalement) combiné à d'autres effets de type «down-regulation».

De fait, les expériences in situ d'enrichissement en CO2 de l'air ambiant (FACE) ont montré, pour la plupart des écosystèmes, une limitation de l'augmentation de la GPP entre 10% et 30% pour un doublement de la concentration atmosphérique en CO2 sur une période de 10 ans. Cette relative faible augmentation s'explique en partie par l'existence de facteurs limitant tels que liés aux

limitations en azote ou à une adaptation des écosystèmes (Norby et al. 2002, 2006). En l'absence d'une représentation explicite de ces processus, nous avons opté pour une calibration empirique basée sur le résultat des expériences FACE. Nous avons donc réalisé différents tests sur quelques sites avec le scénario climatique A1B afin de calibrer la réponse du modèle ORCHIDEE pour un doublement de CO₂. Pour cela nous avons limité le paramètre de taux photosynthétique maximal (V_{cmax}) en fonction de la concentration atmosphérique pour rendre compte des effets limitant ou d'acclimatation non pris en compte et ainsi réduire l'augmentation de productivité à environ 30%. Dans une approche complémentaire, nous avons utilisé une version d'ORCHIDEE prenant en compte explicitement le **cycle de l'azote** de manière mécaniste et donc une limitation du taux photosynthétique maximal en fonction de la disponibilité en azote dans les sols (Zaehle et al. 2010). Cette approche nous a permis de vérifier que la limitation de la productivité primaire nette par l'azote pour la période actuelle et future correspondait à celle introduite empiriquement dans ORCHIDEE-FM. Ces résultats sont illustrés en annexe 5.1.

NB : cette version « azote » n'inclut pas encore le module gestion forestière.

Avec des observations de largeur de cernes d'arbres

Enfin, dans le cadre d'une application étendue à l'ensemble de l'Europe du modèle ORCHIDEE-FM, nous avons utilisé une base de données de largeur de cernes d'arbres (TRW) (Babst et al. 2012) contenant environ 1000 sites en Europe. Le modèle a été utilisé avec différents forçages climatiques et différentes profondeurs de sol durant les 100 dernières années afin de comparer les variations interannuelles de la productivité primaire nette (NPP) simulée aux variations interannuelles de largeurs observées, en réponse à la variabilité climatique et aux événements extrêmes.

Les résultats détaillés dans l'annexe 5.1 montrent que les variations de largeur de cernes simulées par ORCHIDEE-FM surestiment la sensibilité aux facteurs climatiques saisonniers de l'année considérée et ne reproduisent pas les « effets retard » observés dans les largeurs de cerne. La figure A31 en annexe illustre le niveau de corrélation entre largeur observée et NPP simulée pour l'année en cours et l'année précédente pour chaque site. De manière générale, il convient de garder à l'esprit les **difficultés actuelles à simuler les effets retard** et donc potentiellement l'impact d'une augmentation des extrêmes climatiques à l'horizon 2100 sur la productivité moyenne des forêts françaises.

4.3 Données d'entrée pour les modèles

Scénarios climatiques.

Les données utilisées ont été mises à disposition par le CNRM Météo-France et le LSCE. Elles sont communes avec le projet PRUDENCE avec l'aimable autorisation de son coordinateur, JF Soussana. Outre les scénarios extraits et préparés dans la tâche 2 du projet, il s'agit du scénario climatique A2 régionalisé par le modèle ARPEGE sur la grille SAFRAN (8 x 8 km) et couvrant la période 1980-2100 avec une résolution horaire.

Sols

Outre la base de données concernant les sols forestiers mise au point par V Badeau (INRA Nancy), **Infosol** a fourni une base de données à une résolution de 1 x 1 km comportant les principales variables d'intérêt.

Sylviculture

Les données concernant la distribution actuelle des forêts de pins ont été obtenues auprès de l'IFN. Deux à trois scénarios de sylviculture ont été établis. Ils correspondent à une option de production intensive de biomasse (préparation du sol, fertilisation, plantation, contrôle du sous étage, zéro ou une éclaircie, coupe finale à 20 ans) une deuxième option de sylviculture de production classique (préparation du sol, fertilisation P, régénération en semis, 3 éclaircies, coupe à 40 ans) et une option de sylviculture patrimoniale (80 à 120 ans). La régionalisation de ce scénario sera opérée dans le prolongement de l'approche développée par le projet européen EFORWOOD (Hengewald et al. (2012).

Chenille processionnaire

L'analyse de la base de données DSF apporte plusieurs conclusions pertinentes pour le projet FAST (Kumari, 2012). Cette base couvre l'ensemble du territoire métropolitain et rassemble les observations opérées annuellement sur un réseau de près de 400 placettes. Ces données sont semi quantitatives (indice visuel de défoliation) et montrent une forte variabilité spatiale et temporelle, dont une partie est liée à des causes méthodologiques (notations opérées à diverses périodes de l'année). L'indice de présence noté est le nombre de nids de chenilles par arbre qui n'est lié que partiellement à la densité de population et à l'activité trophique des larves. Ces données permettent donc au mieux de contraindre un modèle abondance – dégâts de façon assez lâche. Nous avons donc surtout utilisé des relations moyennes densité de nid – défoliation – température hivernale qui ont été extraites à partir de plusieurs sites couvrant l'aire métropolitaine. Ces relations ont été utilisées pour guider les modèles construits. Ceux ci ont été mis au point essentiellement à partir des résultats de la thèse de C. Robinet (2006) et de ceux de la thèse de J.S. Jacquet (2012). Un rapport résumant ces données est joint en annexe 4.1.

Premiers résultats, simulations locales.

Evaluation du modèle GO+.

GO+ est un des tous premiers modèles à base de processus représentant l'ensemble des échanges de masse et d'énergie atmosphérique et la dynamique complète du carbone dans l'écosystème avec une représentation validée au moins partiellement des impacts des opérations sylvicoles : préparation du sol, débroussaillage, éclaircies, coupe rase, dessouchage. La réalisation d'un tel modèle s'est révélée indispensable à l'accomplissement des objectifs du projet. Nous avons pu confronter les simulations de GO+ à différents jeux de données observées, principalement :

- la croissance et la production annuelle des peuplements de pins maritimes et Eucalyptus,
- une chronique de plus de 25 années de valeurs semi horaires des flux atmosphériques échangés par des couverts de Pin et d'Eucalyptus de différents âges,
- les données documentant la dynamique du carbone des horizons superficiels de sols forestiers (activité ^{14}C , profils de C) ayant subi diverses opérations de préparation (disquage, labour partiel ou total, dessouchage).

Ces données incluent des événements comme canicules, sécheresses (2002, 2003, 2005, 2006) et tempêtes (1999, 2009). Les figures 4.3 et 4.4 (voir aussi Fig. A28 à A30 en annexe 4.2) résument les principales expériences de validation du nouveau modèle GO+ achevées dans le cadre de la thèse de V. Moreaux (Moreaux 2012, Loustau et al. 2012, Moreaux et al. 2012).

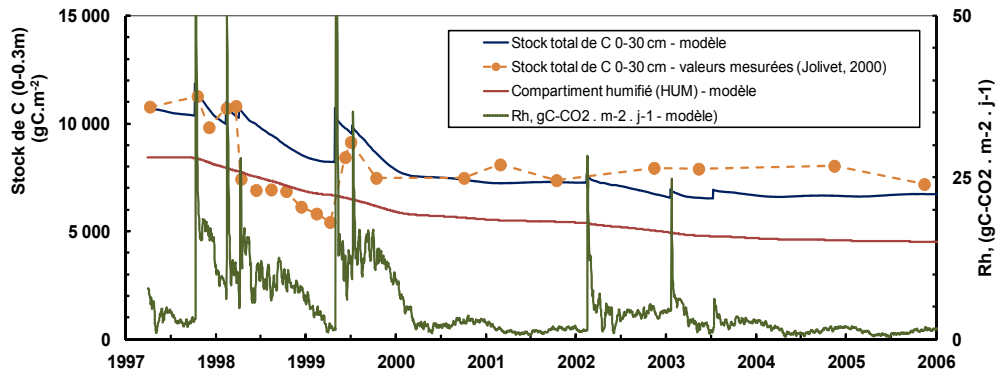
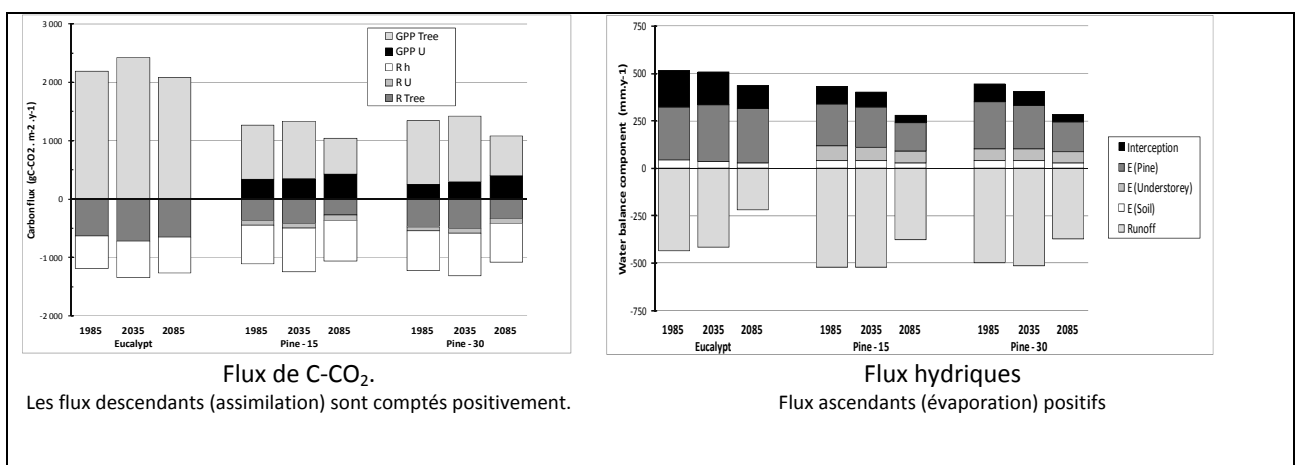


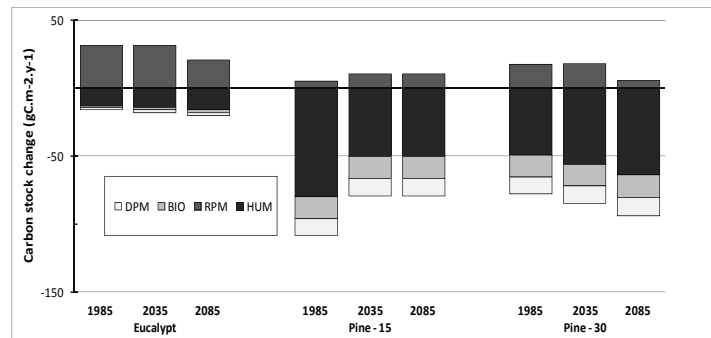
Figure 4.3 : Evolution observée et simulée par GO+ du stock de carbone organique du sol (0-30cm) au cours des opérations de préparation du sol postérieures à la coupe finale d'un peuplement de pins maritimes (Site de l'Hermitage, Cestas) et précédant la régénération. Les valeurs estimées sont été calculées avec les données de Jolivet (2000).

Projection sous le scénario A2, cas d'options sylviculture intensive.

La figure 4.4 présente quelques uns des *runs* du modèle opérés à titre pilote dans le cas de 3 options de sylviculture intensive du Sud ouest de la France. Ces résultats ont un caractère préliminaire et seront suivis de *runs* France entière avec un module incluant l'impact de la chenille processionnaire dans les mois qui suivent. Chaque barre représente la valeur moyenne de 30 années successives couvrant une ou plusieurs rotations entières, de la plantation à la coupe rase. Les itinéraires sylvicoles simulés sont détaillés dans le tableau en annexe 4.1.

Ces tests permettent de mettre en évidence l'importance du rôle de la végétation accompagnatrice et de sa gestion dans ces sylvicultures très intensives. Absente chez l'Eucalyptus, elles occupent un rôle croissant dans la production primaire brute de l'écosystème Pin avec l'évolution du climat, suggérant une aptitude compétitive accrue. Ils montrent aussi l'impact de la préparation du sol qui déprime systématiquement le stock de carbone du sol dans les plantations de Pins subissant un labour en plein à chaque régénération.





Variation des stocks de carbone des compartiments du sol.

Un accroissement est compté positivement.

DPM : fraction décomposable, BIO : fraction microbienne ; RPM : fraction résistance ; HUM : fraction humifiée.

Figure 4.4 : Simulation par le modèle GO+ des valeurs moyennes annuelles par rotation des flux atmosphériques de C-CO₂ et vapeur d'eau et des variations de stock de carbone du sol (Moreaux 2012).

- trois options sylvicoles sont représentées : taillis d'Eucalyptus (2 rotations successives de 15 ans), futaie de pin -15 (succession de deux rotations de 15 ans), futaie de Pin -30 (rotation de 30 ans) ;
- les simulations sont opérées pour trois tranches climatiques centrées sur 1985, 2035 et 2085 (scénario A2, régionalisation Météo-France, Sud Gironde).

Ces résultats vont dans le sens des conclusions de projets antérieurs (Carbofor, Climator) montrant un affaiblissement par les sécheresses de la production forestière des itinéraires intensifs entre 2035 et 2085. Dans le cas de ce scénario, il est intéressant d'observer la réduction drastique du flux de drainage en réponse au scénario climatique, notamment sous Eucalyptus, ce qui souligne l'importance de l'impact des forêts sur la régulation des écoulements de surface et alerte sur la gestion anticipatrice des réserves hydriques dans le futur pour cette région.

5 - Impacts régionalisés à l'échelle nationale

(Responsable : Ph Peylin, LSCE)

Objectifs et difficultés rencontrées

La spatialisation des simulations avec le modèle GO+ sera achevée fin 2013 dans le cadre de la tâche 4 du projet. GO+ sera implémenté avec le module « chenille processionnaire » pour les forêts de pins de l'ensemble du territoire métropolitain. Cette simulation inclura la dispersion géographique des populations de chenille, leur survie et leur activité phytophage, et sera effectuée pour trois scénarios de sylviculture et pour le scénario climatique A1B. La régionalisation des scénarios de sylviculture sera opérée off line par pondération des options simulées en conifères et feuillus (ORCHIDEE-FM) en fonction des objectifs de production futurs tels qu'ils sont assignés suivant les résultats du projet EFORWOOD.

Le plan de travail prévu initialement souffre d'un retard estimé de quelques semaines à quelques mois. La simulation sur la France entière des impacts sur le fonctionnement et la production des forêts de Pins de scénarios climatiques, sylviculture, chenilles processionnaires et leurs interactions opérée avec le modèle GO+ n'est pas encore achevée, mais demeure l'objectif principal de l'équipe mobilisée autour de GO+. Cette équipe poursuivra cette tâche pour un achèvement prévu pour le deuxième semestre 2013 (sans demande financière supplémentaire). Nous avons prévu notamment de communiquer et commencer à publier ces résultats à la fin du premier trimestre 2013 (Assemblée générale annuelle de l'EGU à Vienne) et de poursuivre le développement de ces recherches avec le projet européen GHG-Europe (réunion finale en septembre 2013 à Anvers). Le plan d'expérience qui sera implémenté et les données sources utilisées sont résumés dans le tableau en annexe 5.3.

Concernant les simulations avec ORCHIDEE-FM, après avoir calibré le modèle avec les mesures de Hesse et les données FACE d'enrichissement en CO₂, l'objectif était donc d'estimer l'impact du changement climatique sur la productivité des forêts Françaises, et ce pour les deux scénarios climatiques régionalisés (A1B et A2), et plusieurs scénarios de gestion sylvicole possible (de standard à très intensif).

Pour cela, nous avons simulé avec ORCHIDEE-FM différentes trajectoires de classes d'âge jusqu'en 2100, correspondant à des plantations en 1860, 1880, 1900, 1920, 1940, 1960, 1980 et 2010, avec pour chacune d'elle une durée de rotation de 140 ans. Pour chaque classe, le peuplement initial, établi avec une densité de 1000/ha, évolue sous l'influence des éclaircies successives. L'implémentation choisie dans ORCHIDEE-FM permet lorsque la densité relative moyenne du peuplement dépasse un seuil (fonction de l'âge du peuplement) de retirer une partie des individus le constituant. Cette approche avec trajectoires de classe d'âge et couvrant l'ensemble de la France d'un même type de forêt, bien que coûteuse en temps calcul, nous permet a posteriori de combiner les différentes trajectoires pour obtenir en chaque point de la grille SAFRAN (France et une partie de la Suisse) une simulation qui :

- correspond à une structure d'âge pour la période actuelle similaire à celle observée ;
- suit une trajectoire future en termes de gestion sylvicole modulable selon le niveau de prélèvements choisi (par éclaircies) dans le modèle ;
- permet de tester le potentiel d'un type de forêt sur tout le territoire.

Néanmoins, compte tenu de la lourdeur des simulations à la résolution 8 km sur la France (environ 50 000 heures de calcul sur un centre de calcul parallélisé) et surtout des difficultés rencontrées dans une calibration réaliste du modèle ne surestimant pas l'effet fertilisant du CO₂, ces expériences ont été réalisées pour un seul type de plante fonctionnel (forêts caducifoliées). Les simulations sont en

cours d'exécution pour les forêts de conifères sempervirents. De plus les simulations sont encore en cours de recombinaison pour obtenir en chaque point de grille un peuplement avec une structure d'âge réaliste et surtout un bilan de carbone complet pour un scénario de gestion sylvicole intensive. Ce travail en cours de finalisation permettra **une restitution complète aux décideurs** (sous forme d'un article scientifique et du colloque final).

En parallèle nous avons aussi considéré un scénario dit de « Taillis à courte révolution » (TCR) dont l'objectif direct concerne la production de bois-énergie. Il s'agit ici de regarder plus spécifiquement l'impact du changement climatique sur un type de sylviculture pressentie pour fournir une part croissante de biocarburants en France. Ce type de simulation a été réalisé de manière indépendante et correspond à une simulation unique pour un PFT feuillu calibré avec les données du site expérimental POP/EUROFACE (TCR de peuplier ; Libelo et al. 2011). Deux simulations (scénario A1B et A2) correspondant à une plantation en 1970 ont été réalisées pour l'ensemble des points de la grille SAFRAN avec :

- Une récolte des parties aériennes tous les trois ans,
- Une repousse à partir des souches/racines restées en place,
- Une coupe finale après 6 cycles (18 ans) correspondant au retrait des souches (réservoirs sous-terrain de carbone dans ORCHIDEE) et à une nouvelle plantation, ce qui définit donc un cycle complet de 18 ans.

Ces simulations ont été réalisées récemment et l'analyse ci dessous sera donc affinée et poursuivie.

Résultats standards obtenus pour les forêts de feuillus

Nous présentons ci dessous les résultats obtenus pour des peuplements d'âge uniforme et une gestion sylvicole correspondant au scénario standard (pratiques « actuelles » de récolte, peu intensive). Avant d'analyser les résultats, il convient pour bien comprendre les variations spatiales de productivité forestière simulée par ORCHIDEE-FM au cours du prochain siècle d'avoir à l'esprit de présenter la carte de réserve utile en eau (RU) utilisée dans FAST (Fig. 5.1). A fine échelle le contraste entre les régions est relativement marqué avec des différences notables de RU qui conditionneront le potentiel de croissance simulé par ORCHIDEE pour le type de plante considéré.

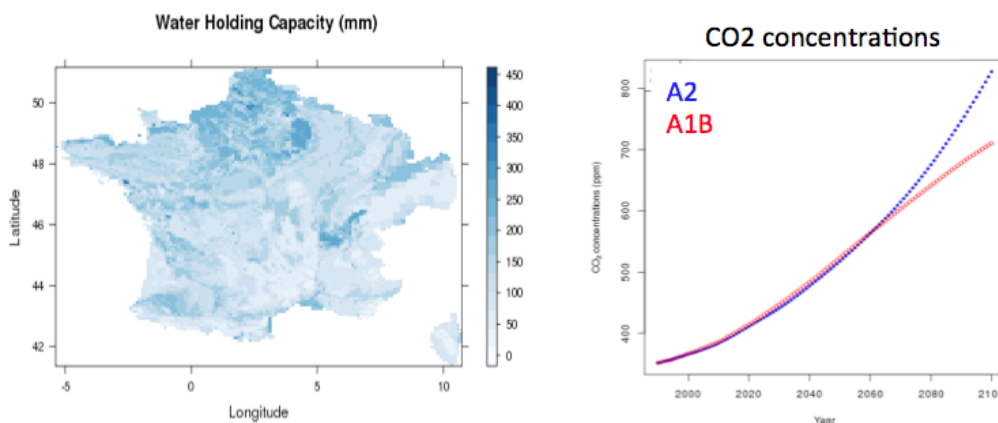


Figure 5.1 : Distribution de la capacité maximale en eau du sol pour les simulation avec ORCHIDEE (gauche) et trajectoire des concentrations en CO2 pour les deux scénario utilisées (A1B et A2).

Dans cette section, nous présentons le résultat de simulations où l'ensemble du territoire national est couvert de forêts feuillues afin d'examiner les variations régionales potentielles de la NPP et des incréments. Cette hypothèse est bien sûr peu réaliste, mais comme les différents points de grille du modèle ORCHIDEE n'ont pas de covariance des flux, il est très facile de recombinaison a posteriori les

simulations avec des cartes de couvert forestier définies par l'utilisateur pour différents scénarios d'usage des sols au cours du siècle.

Les simulations réalisées avec ces différentes cohortes d'âge pour ORCHIDEE-FM montrent donc pour l'ensemble des points de la grille SAFRAN le potentiel de productivité forestière sans tenir compte de la distribution possible des forêts de feuillus selon les contraintes climatiques moyennes, pédologiques, ou d'utilisation des terres. Ces contraintes qui seront prises en compte dans le cadre de la restitution finale pour la tâche 5 sont donc à garder à l'esprit. En particulier, nous n'avons jusqu'à présent analysé et discuté que de la productivité primaire nette (NPP) et le volume sur pied ; d'autres variables restent à analyser (diamètre moyen du peuplement, volume exploitable, bilan net de carbone, etc.).

La figure 5.2 illustre pour deux cohortes de forêts de feuillus mono-âges, établies en 1960 et 2010, l'évolution de la productivité primaire nette (NPP) ainsi que du volume sur pied (ABGV) en moyenne sur toute la France. Remarquons tout d'abord les variations abruptes et régulières du volume qui reflètent l'impact de la gestion forestière telle que implémentée de manière déterministe dans ORCHIDEE-FM par le module de gestion « automatique » des forêts de Bellasse et al. (2011). Ce module produit des éclaircies « automatiques » régulières lorsque la densité du peuplement atteint un seuil critique (paramètre du modèle défini par l'utilisateur et représentant un écart fixe par rapport à une relation d'auto-éclaircie). Les variations interannuelles de NPP reflètent les variations climatiques, qui diffèrent entre les scénarios A1B et A2.

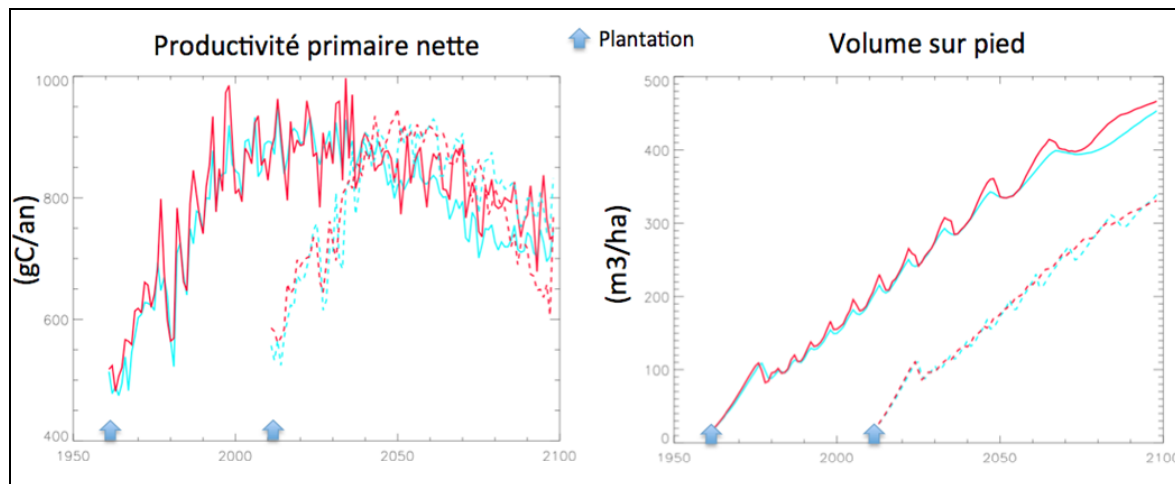


Figure 5.2 : Evolution de la productivité primaire nette et du volume sur pied pour une forêt feuillue simulée par ORCHIDEE-FM, en moyenne sur la France, pour 2 dates de plantation : en 1960 et 2010. Les courbes en rouge correspondent au scénario A2 et en bleu au scénario A1B.

Les caractéristiques moyennes concernant l'évolution temporelle de la NPP et du volume sur pied (potentiel moyen pour l'ensemble de la France), peuvent se résumer comme suit :

- Pour une forêt plantée en 1960 ou avant (cohortes 1940, 1920, 1900, courbes non présentées ici) nous simulons une légère augmentation de NPP durant la première moitié du 21ème siècle.
- A partir de 2050-2060 la productivité diminue pour toutes les classes d'âges testées.
- L'augmentation de la NPP jusqu'en 2050 reflète en partie l'augmentation des températures mais surtout l'effet fertilisant du CO₂ atmosphérique et l'absence de stress hydrique et/ou thermique important.

- La décroissance de la productivité après 2050-2060, correspond à l'apparition d'un stress hydrique marqué en été et probablement pour certaines régions d'un stress thermique supplémentaire, avec des températures estivales dépassant la température optimale pour la photosynthèse dans ORCHIDEE-FM (27°C, après calibration avec les mesures de flux pour une forêt de Hêtre près de Nancy).

Spatialement nous observons des différences significatives en termes de NPP et de stock de biomasse, représentées ci-dessous. Les figures 5.3 et 5.4 montrent pour une forêt de 40 ans en 2000, 2050 et 2090 la NPP et le volume sur pied. Ces variables sont des valeurs moyennes sur une période de 20 ans centrée sur les années 2000, 2050 et 2090. La figure 5.4 illustre les différences relatives en pourcentage entre 2050 et 2000 d'une part et 2090 et 2000 d'autre part. Les résultats principaux sont :

- Une productivité primaire nette (NPP) en 2000 avec des contrastes régionaux marqués (valeurs entre 700 et 1000 gC/m²/an) qui reflètent principalement les gradients de température et de précipitation.
- Une augmentation potentielle de la NPP en 2050 sur une grande partie du territoire nationale. Cette augmentation est plus marquée dans le nord avec des incréments proches de 10% avec le scénario A1B (ainsi que sur les zones de montagnes) et très faible dans le sud ouest ou sur la région Méditerranéenne. La distribution géographique des changements de volume sur pied reflète sensiblement celle des changements de NPP.
- Une diminution significative de la NPP en 2090 par rapport à la période 2000, avec des valeurs inférieures à 800 gC/m²/an. Cette diminution est plus marquée sur le Sud et particulièrement le Sud-ouest ; elle correspond à une baisse proche de 20% avec le scénario A1B. Les régions du nord (ou montagneuses) avec une diminution plus faible des précipitations et/ou des réserves utiles légèrement supérieures, sont moins affectées (diminution de 10%). Le volume sur pied en 2090 (par rapport à 2000) diminue moins fortement que la NPP avec une baisse de seulement 10% dans la région sud-ouest et pas de diminution (voir une légère augmentation) dans l'extrême nord. Ceci reflète pour ce cas particulier d'une forêt de 40 ans le fait que la baisse de productivité primaire n'atteint des valeurs inférieures aux années 2000 qu'après les années 2070-2080.

La figure 5.4 montre l'impact des deux scénarios climatiques, A2 et A1B, pour la période 2090. Le scénario A2 plus intensif induit une diminution plus marquée de la NPP avec des différences proches de 10% en moyenne sur la France et légèrement supérieures dans le sud-est. Par contre le volume sur pied augmente dans le scénario A2 ce qui est du, pour une forêt –type de 40 ans (plantée en 2050) à une productivité primaire nette avec les scénarios A2 supérieure à celle du scénario A1B dans les années 2050-2070.

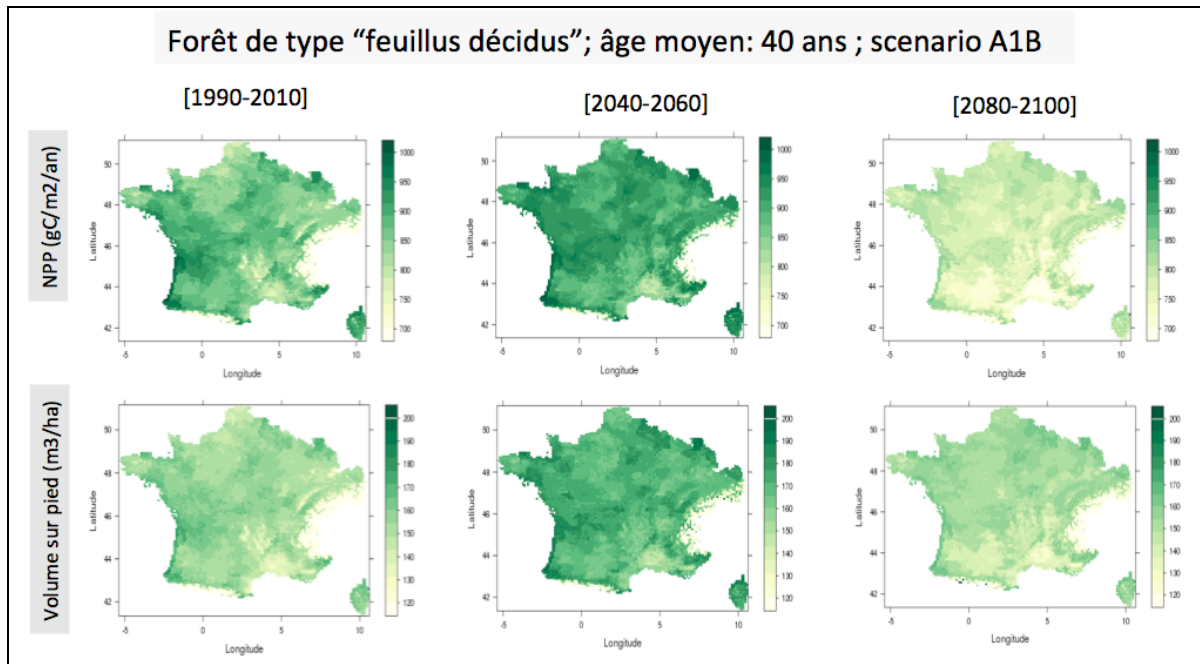


Figure 5.3 : Distribution spatiale de la productivité primaire nette (potentielle, sur tout le territoire France + partie de la Suisse) et du volume sur pied pour trois périodes moyennes de 20 ans : début du siècle (1990-2010), milieu de siècle (2040-2060) et fin de siècle (2080-2100). Distribution correspondant au potentiel en chaque point de la maille SAFRAN (8 km) simulé par ORCHIDEE-FM avec un scénario de gestion sylvicole standard pour une forêt d'âge moyen 40 ans pour chaque période.

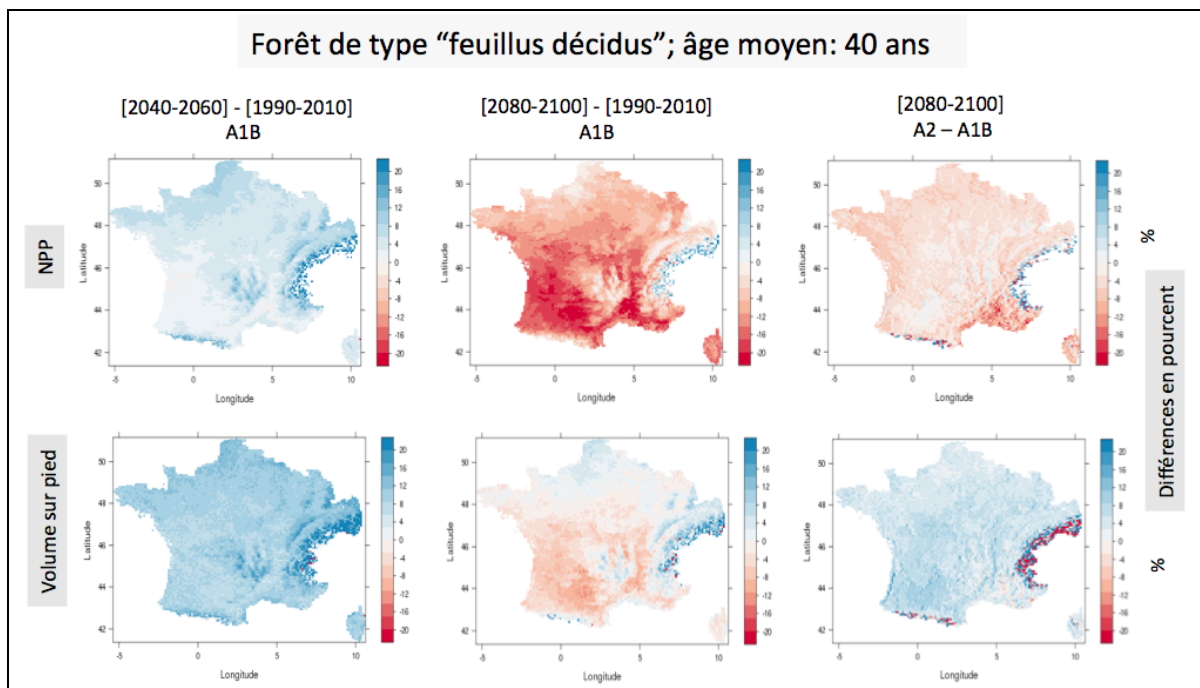


Figure 5.4 : Distribution spatiale des différences de productivité primaire nette (ligne du haut) et de volume sur pied (ligne du bas) simulés par ORCHIDEE-FM. Les différences sont calculées entre des périodes moyennes de 20 ans centrées sur les années 2000, 2050 et 2090 : 2050-2000 (col. 1), 2090-2000 (col. 2). La colonne 3 correspond aux différences entre les scénarios A2 et A1B pour la période 2090. Distribution correspondant au

potentiel en chaque point de la maille SAFRAN (8 km) avec un scénario de gestion sylvicole standard et pour une forêt d'âge moyen 40 ans (pour chaque période).

Une analyse similaire mais pour un peuplement de 20 ans a aussi été réalisée pour les trois périodes de 20 ans centrées sur les années 2000, 2050, 2090. Les figures correspondantes sont présentées en annexe 5.2. De l'analyse comparative entre les deux classes d'âges de 40 ans (ci-dessus) et de 20 ans, il ressort que:

- Pour la période 2050, l'accroissement de NPP est proportionnellement plus important pour le peuplement de 20 ans que pour celui de 40 ans. Ceci reflète une sensibilité plus forte au climat des individus ayant des surfaces foliaires plus faibles qui sont dans le modèle plus sensibles à l'augmentation des températures (via l'augmentation de la productivité brute).
- Pour la période 2090, de manière corollaire la diminution de NPP par rapport aux années 2000 est moins importante pour le peuplement de 20 ans que pour celui de 40 ans (de l'ordre de 10% seulement) et la baisse de volume sur pied devient négligeable.
- Dans les deux cas les distributions géographiques des variations de NPP et de volume sur pied sont identiques entre les peuplements de 20 ou 40 ans.
- Enfin la sensibilité au scénario climatique, A2 versus A1B, devient significativement supérieure pour le peuplement de 20 ans : baisse de productivité dans le cas A2 d'environ 10-15 % sur la France par rapport à 4-8 % pour le peuplement de 40 ans. Dans ce cas (A2), la baisse de NPP en 2090 devient alors légèrement supérieure à celle du peuplement de 40 ans (en pourcentage).

De manière générale, le modèle ORCHIDEE-FM indique une sensibilité plus forte des jeunes forêts au changement climatique des deux scénarios testés. La sensibilité d'un peuplement de 20 ans comparativement à un peuplement de 40 ans dépend de plusieurs facteurs (principalement le niveau de baisse des précipitations et la réserve utile en eau des sols) pouvant à l'horizon 2100 réduire cette sensibilité (scénario A1B) ou l'augmenter (scénario A2).

L'analyse en cours de l'impact croisé d'une adaptation par une transition vers une pratique sylvicole intensive, par rapport à une pratique standard, pourrait donc être à terme moins bénéfique pour les feuillus qu'escompté initialement. Enfin le bilan de carbone net de l'écosystème forestier doit être pris en compte en incluant le compartiment sol et ce travail sera finalisé lors de la phase 4.

Résultats spécifique pour des taillis à courte révolution

Nous présentons ici les résultats de simulations TCR pour l'ensemble de la France (simulation théorique pour tous les points de grille). Tout d'abord en moyenne sur la France, le panel en bas à gauche de la figure 5.5 montre le changement de productivité (NPP) anticipé pour ce type de sylviculture. On constate tout d'abord une baisse de NPP tous les 18 ans correspondant à la pratique simulée, à savoir un retrait des souches et racines avec replantation. De plus nous avons aussi des variations de NPP tous les 3 ans suites à la récolte de la biomasse aérienne tous les 3 ans. Le graphique en bâtonnet (en bas à droite) représente l'évolution en moyenne par cycle (moyenne sur des périodes de 18 ans) du volume de bois récolté. Nous constatons clairement une augmentation de la récolte en 2050 d'environ 20% par rapport au début du siècle suivi d'une baisse à l'horizon 2100, par rapport à la période 2050. Cette évolution est semblable à celle obtenue précédemment pour une gestion sylvicole standard. Néanmoins la baisse attendue durant la deuxième moitié du siècle est plus faible que dans le cas d'un peuplement de 40 ans (figure 5.3) : la baisse reste limitée avec des niveaux de productivité légèrement supérieurs aux niveaux du début du siècle. En effet, un jeune peuplement (âge inférieur à 3 ans) apparaît moins sensible dans le modèle ORCHIDEE au stress hydrique simulé : l'indice foliaire étant plus faible, la demande évaporatoire est plus faible ce qui

induit un stress hydrique durant la période estivale plus tardif que pour le peuplement de 40 ans. Ceci reste néanmoins conditionné au développement racinaire, supposé suffisamment rapide dans ORCHIDEE pour explorer rapidement la réserve utile du sol. En ce qui concerne l'impact des scénarios climatiques, nous constatons peu de différences entre les scénarios A1B et A2, avec comme précédemment une plus faible réduction de la productivité en 2100 pour le scénario A2, liée à une augmentation plus forte du stress hydrique. Spatialement, le panel du haut de la figure 5.5 montre des évolutions relativement identiques entre les différentes régions Françaises.

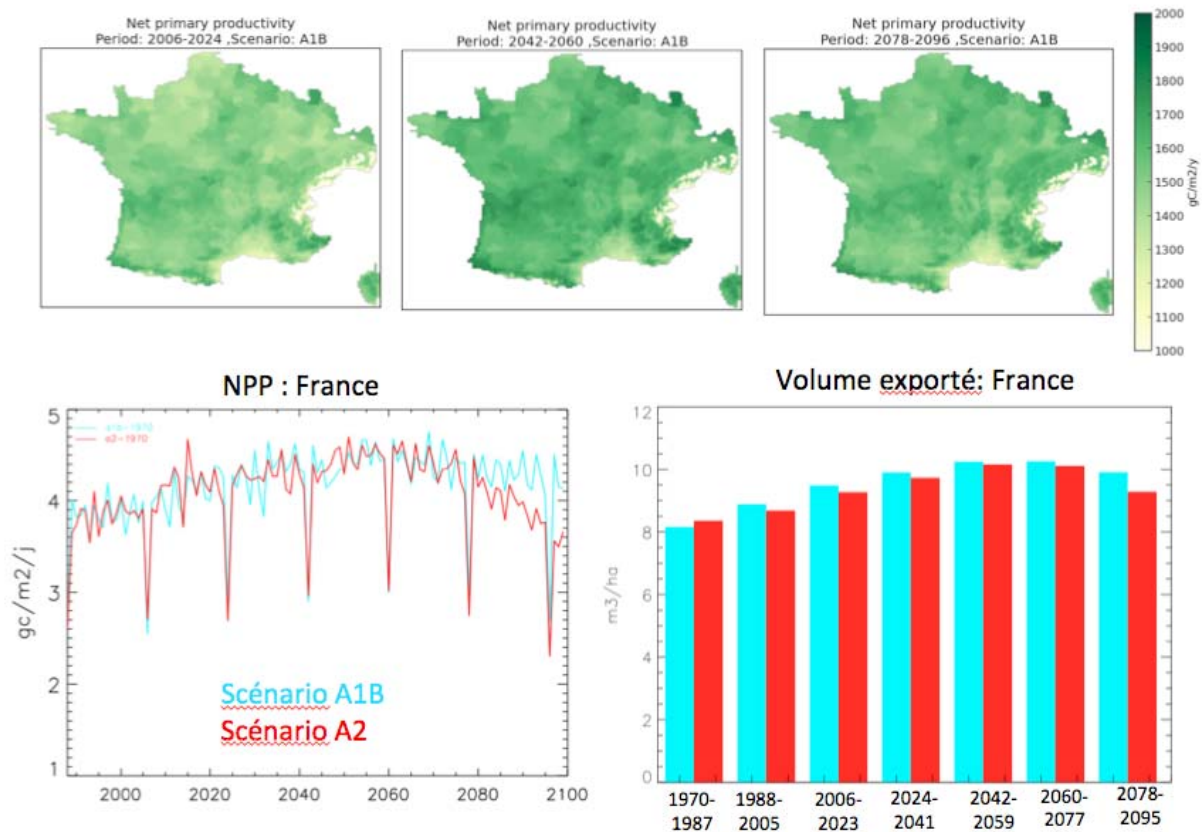


Figure 5.5 : Résultats des simulations avec ORCHIDEE-FM pour un « Taillis à courte révolution ». Figure du haut: NPP simulée en moyenne sur 18 ans (cycle complet de 18 ans) pour 3 périodes : 2006-2023, 2042-2059, et 2078-2096, pour le scénario A1B, en gC/m²/jour. Figure en bas à gauche : NPP annuelle en moyenne sur la France pour les deux scénarios climatiques. Figure en bas à droite : volume de bois exporté en moyenne un cycle complet du TCR (18 ans) au cours du prochain siècle en m³/ha.

Travail en cours

Comme nous l'avons mentionné plus haut, la régionalisation de l'impact du changement climatique avec ORCHIDEE-FM est donc seulement partiellement réalisée, la recombinaison des simulations standard selon différents scénarios sylvicoles étant en cours de finalisation.

Nous prévoyons pour la restitution finale présenter la recombinaison des différentes simulations de classes d'âge, initiée suivant l'approche décrite sur le diagramme (inspiré de Bellasse et al. (2011) pour l'Europe). L'algorithme de post-traitement tout juste finalisé permettra pour chacun des scénarios sylvicoles, caractérisé par une demande en bois distribuée sur la maille SAFRAN (initialement par grande région), de calculer à l'horizon 2100 : i) l'évolution de la structure en âge des peuplements (feuillus et résineux), ii) l'évolution des stocks de bois exploitables, et iii) le bilan net de carbone pour chaque type de forêt.

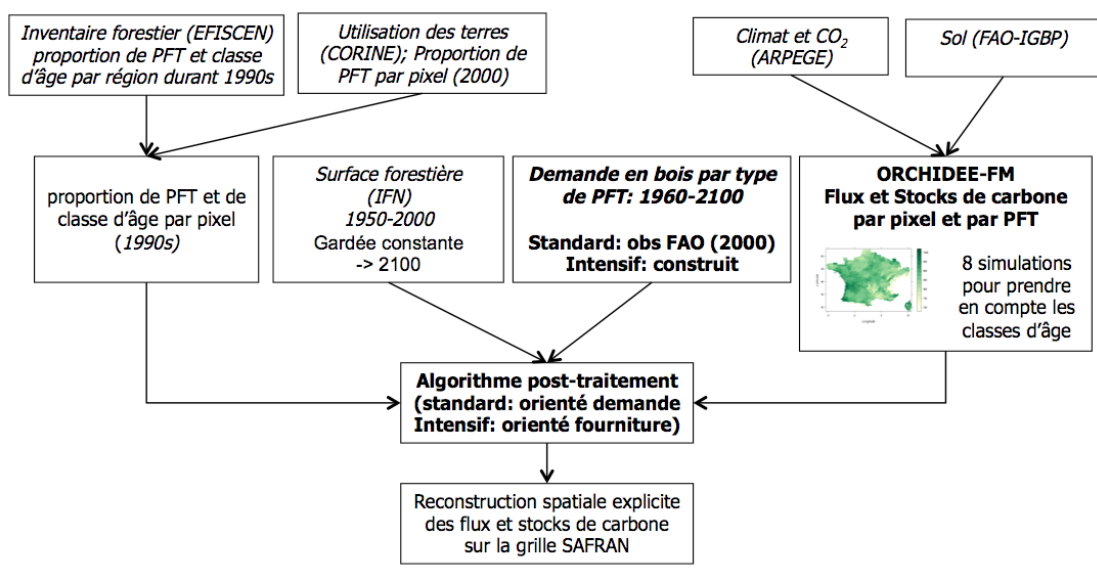


Diagramme indiquant les approches en cours pour estimer l'impact régionalisé de scénarios climatiques sur la forêt française (évolutions des flux et stocks de carbone ainsi que de la structure en âge), pour deux scénarios de gestion sylvicole (standard et intensif).

Conclusion

Le projet FAST a permis de réaliser des avancées déterminantes sur deux classes de problèmes limitant les modèles actuels de fonctionnement des écosystèmes forestiers : i) les bases de données, celle des réserves utiles en particulier. En effet, jusqu'à maintenant les modèles utilisaient des réserves utiles agricoles, alors qu'elles n'étaient la plupart du temps pas adaptées au cas de la forêt ; ii) l'intégration de nouvelles fonctions réductrices des flux d'eau et de carbone plus réalistes, ces fonctions jouant *in fine* sur la production forestière : sécheresse édaphique, attaques d'agents biotiques répondant aux facteurs climatiques et ayant des impacts sur le fonctionnement et la croissance de la forêt.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES CITEES DANS LE TEXTE

- Al Majou H, Bruand A. & Duval O., 2008a. Use of in situ volumetric water content at field capacity to improve prediction of soil water retention properties. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(4), 533-541.
- Al Majou H., Bruand A., Duval O. & Cousin I., 2007. Variation des propriétés de rétention en eau des sols : validité des classes de pédotransfert. *Comptes Rendu Geoscience* 339, 9, 632-639. DOI : 10.1016/j.crte.2007.07.005.
- Al Majou H., Bruand A., Duval O., Le Bas C. & Vautier A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management*, 24, 383–391. doi: 10.1111/j.1475-2743.2008.00180.x.
- Al Majou H., Bruand A., Duval O., Le Bas C. & Vautier A., 2008b. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management*, 24, 383-391.
- Allen RG, Pereira LS, Raes D, Smith M (1998). *Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper, No. 56, FAO, Rome
- Arrouays, D, Jolivet C, Boulonne L, Bodineau G, Saby N, Grolleau E (2002). "A new initiative in France: a multi-institutional soil quality monitoring network." *Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France* 88 (5).
- Badeau V, Ulrich E (2008). Etude critique de faisabilité sur : la comparabilité des données météorologiques « RENECOFOR » avec celles de Météo-France, l'estimation de la réserve utile en eau des sols et la calcul des volumes d'eau drainée en vue du calcul de bilans minéraux sur les placettes du sous-réseau CATAENAT. Office National des Forêts, Direction Technique et Commercial Bois, 274p. ISBN 978-2-84207-323-7.
- Badeau V (1998). *Caractérisation écologique du Réseau Européen de suivi des dommages forestiers*. Les Cahiers du DSF, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 211p. ISSN 1270-9417.
- Badeau V, Dambrine E, Walter C (1999). Propriétés des sols forestiers français : résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des Sols*, 6 (3), 165-180.
- Badeau V, Dupouey JL, Cluzeau C, Drapier J, Le Bas C (2010). Climate change and the biogeography of French tree species: first results and perspectives. Loustau D. (Editeur). *Forests Carbon Cycle and Climate Change*. Versailles (FRA), Editions Quae, Update Sciences et Technologies. 231-252.
- Baize D (2000). *Guide des analyses en pédologie (2ème édition)*. INRA, Paris, 257p. ISBN 2-7380-0892-5.
- Ball JT, Woodrow IE, Berry JA (1987). A model predicting stomatal conductance and its application to the control of photosynthesis under different environmental conditions. In J. Biggins, editor, *Progress in Photosynthesis Research*, volume 4, pages 221–224, Dordrecht, Netherlands. M. Nijhoff Publishers.
- Barnosky AD, Hadly EA, Bascompte J, Berlow EL, Brown JH, Fortelius M, Getz WM, Harte J, Hastings A, Marquet PA, Martinez ND, Mooers A, Roopnarine P, Vermeij G, Williams JW, Gillespie R, Kitzes J, Marshall C, Matzke N, Mindell DP, Revilla E, Smith AB (2012). Approaching a state shift in Earth's biosphere. *Nature* 486, 52–58, doi:10.1038/nature11018.
- Bastet G (1999). Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à l'aide de fonctions de pédotransfert : développement de nouvelles approches. Thèse de l'Université d'Orléans, 193p + annexes.
- Becker M, Nieminen TM, Géréma F (1994). Short-term variations and long-term changes in oak productivity in Northeastern France. The role of climate and atmospheric CO₂. *Annales des Sciences Forestières*, 51, 477-492.
- Bellassen V, Le Maire G, Dhote JF, Viovy N, Ciais P (2010) Modeling forest management within a global vegetation model – Part 1: model structure and general behaviour. *Ecological Modelling*, 221, 2458–2474.
- Bellassen V, Viovy N, Luysaert S, Le Maire G, Schelhaas MJ, Ciais P (2011b), Reconstruction and attribution of the carbon sink of European forests between 1950 and 2000, *Global Change Biology*, 17, 3274–3292, doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02476.
- Bénichou P, Lebreton O (1986). Prise en compte de la topographie pour la cartographie des champs pluviométriques statistiques. *La météorologie*, 7, 23-34.
- Bigorre F (1995). Propriétés des sols de la forêt de Haye (Lorraine) et leur effet sur le bilan hydrique. DEA Geosciences, Université de Nancy, 43p.
- Bigorre F (2000). Influence de la pédogénèse et de l'usage des sols sur leurs propriétés physiques. Mécanisme d'évolution et éléments de prévision. Thèse de l'Université Henri Poincaré, Nancy I, 145p + annexes.
- Blodgett JT, Kruger EL, Stanosz GR (1997) Effects of moderate water stress on disease development by *Sphaeropsis sapinea* on red pine. *Phytopathology* 87, 422-428
- Boden TA, Blasing TJ (2011). Record High 2010 Global Carbon Dioxide Emissions from Fossil-Fuel Combustion and Cement Manufacture. (http://cdiac.ornl.gov/trends/emis/perlim_2009_2010_estimates.html)

- Boé J, Terray, Habets F, Martin E (2006). A simple statistical-dynamical downscaling scheme based on weather types and conditional resampling. *Journal of Geophysical Research*, 111, D23106, doi: 10.1029/2005JD006889.
- Bouma J (1989). Land qualities in space and time. In Proc. ISSS symp. On land qualities in space and time, Bouma & Bregt (Eds.), Wageningen, The Netherlands, 22-26 august 1988, 3-13.
- Bréda N, Bosc A, Badeau V (2010). Eléments sur le changement climatique et la forêt métropolitaine. Dans «Changement climatique, agriculture et forêt en France : simulations d'impacts sur les principales espèces. Le livre vert du projet CLIMATOR 2007-2010 », N. Brisson et F. Levraut Editeurs, ADEME, 366p, 225-236.
- Bréda N, Lefèvre Y, Badeau V (2002). Réservoir en eau des sols forestiers tempérés : spécificité et difficultés d'évaluation. *La Houille Blanche*, 3, 24-32. DOI: 10.1051/lhb/2002038
- Brisson N, Levraut F Editeurs (2010). Changement climatique, agriculture et forêt en France : simulations d'impacts sur les principales espèces. Le livre vert du projet CLIMATOR 2007-2010 », ADEME, 366p.
- Bruand A, Duval O, Cousin I (2004). Estimation des propriétés de rétention en eau des sols à partir de la base de données SOLHYDRO : une première proposition combinant le type d'horizon, sa texture et sa densité apparente. *Etude et Gestion des Sols*, 11(3), 323-332.
- Bruand A, Duval O, Gaillard H, Darthout R, Jamagne M (1996). Variabilité des propriétés de rétention en eau des sols : importance de la densité apparente. *Etude et Gestion des Sols*, 3 (1), 27-40.
- Bruand A, Pérez Fernández P, Duval O (2003). Use of class pedotransfer functions based on texture and bulk density of clods to generate water retention curves. *Soil Use and Management*, 19, 232-242. DOI: 10.1079/SUM2003196
- Bruand A, Pérez Fernández P, Duval O, Quéting P, Nicoulaud B, Gaillard H, Raison L, Pessaud JF, Prud'Homme L (2002). Estimation des propriétés de rétention en eau des sols : utilisation de classes de pédotransfert après stratifications texturale et texturo-structurale. *Etude et Gestion des Sols*, 9(2), 105-125.
- Chapelier G, Duval O, Daroussin J, Couturier A, Bastet G, Roque J, Bruand A (1999). Etude de la recharge de la nappe de Beauce. Esquisse cartographique des réserves utiles potentielles en eau des sols. INRA, Orléans, 57p + cartes.
- Cheab A, Badeau V, Boe J, Chuine I, Delire C, Dufrière E, François C, Gritti E, Legay M, Pagé C, Thuiller W, Viovy N, Leadley P (2012). Climate change impacts on tree ranges: model inter-comparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology Letters*, 15(6), 533-544. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2012.01764.x
- Coleman, K, Jenkinson DS, Crocker GJ, Grace PR, Klir J, Korschens M, Poulton PR, Richter DD (1997). "Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3." *Geoderma* 81 (1-2): 29-44.
- DeCara S, Thomas A (2008). Projections d'émissions/ absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020. Rapport Final de la convention INRA-MAP, INRA, 197p.
- Deque M, Cloppet E (2010). Possible future climates in France. *Forests, carbon cycle and climate change*, Quae Editions, Paris 133-143.
- Desprez-Loustau ML, Robin C, Reynaud G, Dequé M, Badeau V, Piou D, Husson C, Marçais B (2007) Simulating the effects of a climate-change scenario on the geographical range and activity of forest-pathogenic fungi. *Canadian Journal of Plant Pathology* 29, 101-120
- Desprez-Loustau ML, Vitasse Y, Delzon S, Capdevielle X, Marçais B and Kremer A (2010) Are plant pathogen populations adapted for encounter with their host? A case study of phenological synchrony between oak and an obligate fungal parasite along an altitudinal gradient. *J Evol Biol* 23:87-97
- Dhôte JF (2008). Scénarios pour le volet forestier. In « Projections d'émissions/ absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020. Rapport Final de la convention INRA-MAP, INRA, p 33-41.
- Jolivet C (2000). Thèse université de Bourgogne, Dijon.
- Dhôte JF, Hervé JC (2000). Changements de productivité dans quatre forêts de chênes sessiles depuis 1930 : une approche au niveau du peuplement. *Annals of Forest Science*, 57 (7), 651-680.
- Durand Y, Brun E., Mérindol L., Guyomarc'h G., Lesaffre B., Martin E., 1993. A meteorological estimation of relevant parameters for snow models. *Annals of Glaciol.*, 18, 65-71.
- Fabre B, Piou D, Desprez-Loustau ML, Marçais B (2011). Can the emergence of pine *Sphaeropsis* shoot blight in France be explained by changes in pathogen pressure linked to climate change? *Global Change Biology*, 17: 3218-3227
- Faroux S, Masson V, Roujean JL (2007). "ECOCLIMAP-II: a climatologic global data base of ecosystems and land surface parameters at 1 km based on the analysis of time series of VEGETATION data." *Igarss: 2007 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium, Vols 1-12: Sensing and Understanding Our Planet: 1008-1011.*

- Farquhar GD, Caemmerer SV, Berry BA (1980). A Biochemical-Model of Photosynthetic Co₂ Assimilation in Leaves of C-3 Species. *Planta*, 149(1) :78–90.
- Friedlingstein P, Houghton RA, Marland G, Hacker J, Boden TA et al. (2010). Update on CO₂ emissions. *Nature Geoscience*. 3, 811-812, doi 10-1038/ngeo1022.
- Friedman JH, Meulman JJ (2003). "Multiple additive regression trees with application in epidemiology." *Statistics in Medicine* 22 (9): 1365–1381.
- Gibelin A, Déqué M (2003). Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable
- Granier A, Bréda N, Biron P, Villette S (1999). A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stand. *Ecological Modelling*, 116, 269-283.
- Gupta SC, Larson WE (1979). Estimation soil water retention characteristics from particle-size distribution, organic matter percent and bulk density. *Water Resour. Res.*, 15, 1633-1635.
- Habets F, Boone A, Champeaux JL, Etchevers P, Franchistéguy L, Leblos E, Ledoux E, Le Moigne P, Martin E, Morel S, Noilhan J, Quintana Seguí P, Rousset-Regimbeau F, Viennot P (2008). The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France. *Journal of Geophysical Research*, 113, D06113. doi:10.1029/2007JD008548.
- Hajji M, Dreyer, E, Marçais B (2009). Impact of *Erysiphe alphitoides* on transpiration and photosynthesis in *Quercus robur* leaves". *European Journal of Plant Pathology* 125: 63-72
- Hall DGM, Reeve MJ, Thomasson AJ, Wright VF (1977). Water retention, porosity and density of field soils. *Soil survey technical monograph n°9*, Harpenden, 75p.
- Hengeveld, Nabuurs et al. (2012) Holdaway, R. J., A. D. Sparrow and D. A. Coomes, 2010. Trends in entropy production during ecosystem development in the Amazon Basin. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 365(1545): 1437-1447.
- IPCC, 2001. Climate Change 2001. The scientific basis. Contribution of Working Group I to the third assessment report of the IPCC. (J. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P.J. Van der Linder, X. Dai, K. Maskell, C.A. Johnson, eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. 881 p.
- Jalabert SSM, Martin MP, Renaud JP, Boulonne L, Jolivet C, Montanarella L, Arrouays D (2010). "Estimating forest soil bulk density using boosted regression modelling." *Soil Use and Management* 26 (4): 516–528.
- Jamagne M, Brétémioux R, Bégon JC, Mori A (1977). Quelques données sur la variabilité dans le milieu naturel de la réserve en eau des sols. *BTI*, 324-325, 627-641.
- Keen A, Smits TFC (1989) Application of a mathematical for a temperature optimum curve to establish differences in growth between isolates of a fungus. *Netherlands Journal Plant Pathology* 95, 37-49
- Krinner G, Viovy N, de Noblet-Ducoudre N, Ogee J, Polcher J, Friedlingstein P, Ciais P, Sitch S, Prentice IC (2005). A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (1).
- Le Bas C, King D, Daroussin (1997). A Tool for Estimating Soil Water Available for Plants Using the 1:1,000,000 Scale Soil Geographical Data Base of Europe. *ITC Journal*, 3-4.
- Le Quere C, Raupach MR, Canadell JG, Marland G, Bopp L, Ciais P, Conway TJ, Doney SC, Feely RA, Foster P, Friedlingstein P, Gurney K, Houghton RA, House JI, Huntingford C, Levy PE, Lomas MR, Majkut J, Metzl N, Ometto JP, Peters GP, Prentice IC, Randerson JT, Running SW, Sarmiento JL, Schuster U, Sitch S, Takahashi T, Viovy N, van der Werf GR, Woodward FI (2009). Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience* 2(12): 831-836.
- Lebourgeois F, Pierrat JC, Perez V, Piedallu C, Cecchini S, Ulrich E (2010). Simulating phenological shifts in French temperate forests under two climatic change scenarios and four driving global circulation models. *Int J Biometeorol* 54 : 563–581
- Liberloo Marion, Sebastiaan Luyssaert, Valentin Bellassen, Sylvestre Njakou Djomo, Martin Lukac, Carlo Calfapietra, Ivan A. Janssens, Marcel R. Hoosbeek, Nicolas Viovy, Galina Churkina, Giuseppe Scarascia-Mugnozza, Reinhart Ceulemans, Bio-Energy Retains Its Mitigation Potential Under Elevated CO₂, *PLoS ONE* 5(7): e11648. doi:10.1371/journal.pone.0011648
- Loustau D, Bosc A, Colin A, Ogee J, Davi H, Francois C, Dufrene E, Deque M, Cloppet E, Arrouays D, Le Bas C, Saby N, Pignard G, Hamza N, Granier A, Bréda N, Ciais P, Viovy N, Delage F (2005). Modeling climate change effects on the potential production of French plains forests at the sub-regional level. *Tree Physiology* 25(7): 813-823.
- Reichstein M, Falge E, Baldocchi D, Papale D, Aubinet M, Berbigier P, Bernhofer C, Buchmann N, Gilmanov A, Granier A, Grunwald T, Havrankova K, Ilvesniemi H, Janous D, Knohl A, Laurila T, Lohila A, Loustau D, Matteucci G, Meyers T, Miglietta F, Ourcival JM, Pumpanen J, Rambal S, Rotenberg E, Sanz M, Tenhunen J, Seufert G, Vaccari F, Vesala T, Yakir D, Valentini R (2005). On the separation of net ecosystem exchange into

- assimilation and ecosystem respiration : review and improved algorithm. *Global Change Biology*, 11(9): 1424–1439, 2005.
- Marçais B, Kavkova M, Desprez-Loustau ML (2009) Phenotypic variation in the phenology of ascospore production between European populations of oak powdery mildew. *Ann For Sci* 66:814-822
- Martin MP, Seen IO, Boulonne L, Jolivet C, Nair KM, Bourgeon G, Arrouays D (2009). "Optimizing pedotransfer functions for estimating soil bulk density using boosted regression trees." *Soil Science Society of America Journal* 73 (2).
- Martin MP, Wattenbach M, Smith P, Meersmans J, Jolivet C, Boulonne L, Arrouays (2011). "Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France." *Biogeosciences* 8 (5): 1053–1065. doi:10.5194/bg-8-1053-2011. <http://www.biogeosciences.net/8/1053/2011/>.
- Mishra U, Lal R, Slater B, Calhoun F, Liu DS, Van Meirvenne M (2009). "Predicting Soil Organic Carbon Stock Using Profile Depth Distribution Functions and Ordinary Kriging." *Soil Science Society of America Journal* 73 (2): 614–621.
- Mori A (1982). Notices explicatives de la carte des sols de France affectés par l'hydromorphie et de la carte des réserves en eau utile des sols de France (échelle : 1/2 000 000). Service d'Etude des Sols et de la Carte Pédologique de France. INRA-Orléans. ISBN 2-85340-442-0. 54p + cartes.
- Moss RH, Edmonds JA, Hibbard KA, Manning MR, Rose SK, van Vuuren DP, Carter TR, Emori S, Kainuma M, Kram T, Meehl GA, Mitchell FFB, Nakicenovic N, Riahi K, Smith SJ, R. J. Stouffer RJ, Thomson AM, Weyant JP, Wilbanks TJ (2010). The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463(7282): 747-756.
- Muskett RR, Romanovsky V (2011). Multi-Satellite Measurements of Changes in Water Storage, Land-Surface Temperature and Atmospheric CO₂ of the Northern Eurasia Permafrost Watersheds. International Arctic Research Centre, University of Alaska Fairbanks, 2nd - 4th of March 2011
- Norby RJ, et al. (2002) Net primary productivity of a CO₂-enriched deciduous forest and the implications for carbon storage. *Ecol Appl* 12:1261–1266.
- Peiffer M (2005). Paramétrisation du bilan hydrique et établissement des flux d'eau et de nutriments dans des séquences de hêtraies de plaine. Thèse Engref. Sciences forestières, 135p+annexes.
- Peyron JL, Yvon P (2011). Pour une gestion forestière et une filière forêt-bois multifonctionnelles économiquement efficaces, écologiquement viables, socialement acceptables. Rapport MEED-MAAP, GIP-Ecofor, 120p.
- Pieterse G, Bleeker A, Vermeulen AT, Wu Y, Erisman JW (2007) high resolution modelling of atmosphere-canopy exchange of acidifying and eutrophying components and carbon dioxide for european forests. *TELLUS B*, 59: 412–424
- Pinkard EA Battaglia M, Roxburgh S et al. (2011). Estimating forest net primary production under changing climate: adding pests into the equation. *TREE PHYSIOLOGY* 31: 686-699
- Proc. Self-Sustaining Solutions for Streams, watersheds and Wetlands Conf., Amer. Soc. Agric. Engr., Sept. 12-15, 2004, St. Paul, MN.
- Quentin C, Bigorre F, Bréda N, Granier A, Tessier D (2001). Etude des sols de la forêt de Hesse (Lorraine) : contribution à l'étude du bilan hydrique. *Etude et Gestion des Sols*, 8(4), 279-292.
- Quintana Segui P, Martin E, Habets F, Noilhan J (2009). Improvement, calibration and validation of a distributed hydrological model over France. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 163-181.
- Quintana-Segui P, Le Moigne P, Durand Y, Martin E, Habets F, Baillon M, Canellas C, Franchisteguy L, Morel S (2008b). Analysis of near-surface atmospheric variables: validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 47, 92-107. doi:10.1175/2007JAMC1636.1
- Quintana-Segui P, Le Moigne P, Durand Y, Martin E, Habets F, Baillon M, Canellas C, Franchisteguy L, Morel S (2008). "Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the Safran analysis over France." *Journal of Applied Meteorology And Climatology* 47 (1): 92–107.
- Rawls WJ, Ahuja LR, Brakensiek DL (1992). Estimating soil hydraulic properties from soils data. p. 329–340. In M.Th. Van Genuchten et al. (ed.) *Indirect methods for estimating the hydraulic properties of unsaturated soils*. Univ. of California, Riverside, CA.
- Rawls WJ, Brakensiek DL, Saxton KE (1982). Estimation of soil water properties. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 25(5), 1316-1320.
- Rawls WJ, Brakensiek DL, Saxton KE (1982). Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE* 25, 1316–1320.
- Rawls WJ, Gimenez D, Grossman R (1998). Use of soil texture, bulk density and slope of the water retention curve to predict saturated hydraulic conductivity. *Trans. ASAE* 41, 983–988.
- Renger M (1971). Die Ermittlung der Porengrößenverteilung aus der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Lagerungsdichte. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd*, 130, 53-67.

- Ridgeway G (2006). "gbm: Generalized Boosted regression Models. R package version 1.5-7."
- Robinet C (2006). Modélisation mathématique des phénomènes d'invasion en écologie: exemple de la chenille processionnaire du pin. Thèse, École des Hautes Études en Sciences Sociales, Paris.
- Robinet C, P. Baier P, Pennerstorfer J, Schopf A, Roques A (2007). Modelling the effects of climate change on the potential feeding activity of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Notodontidae) in France. *Global Ecology and Biogeography* 16(4): 460-471.
- Zaehle S, Friend AD (2010) Carbon and nitrogen cycle dynamics in the O-CN land surface model : 1. Model description, site-scale evaluation, and sensitivity to parameter estimates. *Global Biogeochemical Cycles*, 24(1): GB1005, 2010.
- Saxton KE, Rawls WJ (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70(5), 1569–1578. doi:10.2136/sssaj2005.0117
- Saxton KE, Willey PH (2004). Agricultural Wetland and Pond Hydrologic Analyses Using the SPAW model.
- Saxton KE, Willey PH (2006). The SPAW model for agricultural field and pond hydrologic simulation. In *Watershed Models*, Singh V.P. & Frevert D.K. (Eds), CRC Press, Taylor & Francis Group, 401–435.
- Saxton KE, Rawls WJ, Romberger JS, Papendick RI (1986). Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50, 1031-1036.
- Schaap MG, Leij FJ, van Genuchten MT (1999). A bootstrap-neural network approach to predict soil hydraulic parameters. In: van Genuchten MT, Leij F.J. & Wu L. (Eds), *Proc. Int. Workshop, Characterization and Measurements of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media*, University of California, Riverside, CA., 1237-1250,
- Schaap MG, Leij FJ, Genuchten MT (2001). ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfert functions. *Journal of Hydrology*, 251, 163-176.
- Schuur EAG, Bockheim J, Canadell JG, Euskirchen E, Field CB, Goryachkin SV, Hagemann S, Kuhry P, Laflour PM, Lee H, Mazhitova G, Nelson FE, Rinke A, Romanovsky VE, Shiklomanov N, Tarnocai C, Venevsky S, Vogel JG, Zimov SA (2008). Vulnerability of permafrost carbon to climate change: implications for the global carbon cycle. *BioScience* 58(8): 701-714.
- Sergent AS (2011). Diversité de la réponse au déficit hydrique et vulnérabilité au dépérissement du douglas. Université d'Orléans.
- Spiecker H (1999). Overview of recent growth trends in European forests. *Water, Air and Soil Pollution*, 116 (1-2), 33-46.
- Teepe R., Dilling H. & Beese F., 2003. Estimating water retention curves of forest soils from texture and bulk density. *J. Plant Nutre. Soil Sci.*, 166, 111-119.
- van Staden V, Erasmus BFN, Roux J, Wingfield MJ, van Jaarsveld AS (2004) Modelling the spatial distribution of two important South African plantation forestry pathogens. *Forest Ecology and Management* 187, 61-73.
- Vereecken H, Maes J, Feyen J, Darius P (1989). Estimating the soil moisture retention characteristics from texture, bulk density and carbon content. *Soil Science*, 148(6), 389-403.
- Wösten JHM, Pachepsky YA, Rawls WJ (2001). Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. *Journal of Hydrology*, 251, 123-150.
- Wösten JHM, Lilly A, Nemes A, Le Bas C (1999). Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 90(3-4)
- Yang, YH, Fang JY, Tang YH, Ji CJ, Zheng CY, He JS, Zhu BA (2008). "Storage, patterns and controls of soil organic carbon in the Tibetan grasslands." *Global Change Biology* 14 (7): 1592–1599.
- Zwolinski JB, Swart WJ, Wingfield MJ (1990) Intensity of dieback induced by *Sphaeropsis sapinea* in relation to site conditions. *European Journal of Forest Pathology* 20, 167-174.

Liste des principales valorisations des recherches

ARTICLES DANS DES REVUES A COMITE DE LECTURE

Publications scientifiques parues

- Fabre B, Piou D, Desprez-Loustau ML and Marçais B. (2011). Can the emergence of pine Sphaeropsis shoot blight in France be explained by changes in pathogen pressure linked to climate change? *Global Change Biology*, 17: 3218–3227.
- Jacquet JS, Orazio C, Jactel H (2012). Defoliation by processionary moth significantly reduces tree growth: a quantitative review. *Annals of Forest Science*, p.1-10.
- Moreaux V, Lamaud E, Bosc A, Bonnefond JM, Medlyn B, Loustau D (2011). Paired comparison of water, energy and carbon exchanges over two young maritime pine stands (*Pinus pinaster* Ait.): effects of thinning and weeding in the early stage of tree growth. *Tree Physiology* 31, 903-921.
- Moreaux V, O'Grady A, Nguyen-The N, Loustau D (2012). Water use of young maritime Pine and Eucalyptus stands in response to climatic drying in south-western France. *Plant Ecology and Diversity*, sous presse.
- Robinet C, Imbert CE, Rousselet J, Sauvard D, Garcia J, Goussard F, Roques A (2012) Human-mediated long-distance jumps of pine processionary moth in Europe. *Biological Invasions*, 14: 1557-1569.
- Robinet C, Roques A (2010). Direct impacts of recent climate warming on insect populations. *Integrative Zoology*, 5 :132-142.

Publications scientifiques à paraître

- Marçais B, Desprez-Loustau ML (2013). European oak powdery mildew: impact on trees, effects of environmental factors and potential effects of climate change. *Annals of Forest Science* (sous presse)
- Robinet C, Rousselet J, Roques A (2013) « Potential spread of the pine processionary moth in France : preliminary results from a simulation model and future challenges ». *Annals of Forest Science*, en révision mineure.

Publications scientifiques prévues

- Jacquet JS, Bosc A, O'Grady A, Jactel H (2013). Pine growth response to processionary moth defoliation across a 40-year chronosequence. *Tree Physiol* (submitted).
- Peylin P, Viovy N, Luyssaert S, Poulter B, Ciais P, Belassen V (2013). Impact of climate change and forest management on french forest productivity using ORCHIDEE model. En preparation pour *Ecological modelling*.
- Robinet C, Rousselet J, Pineau P, Miard F, Roques A (2013). "Are heatwaves susceptible to mitigate the expansion of a species progressing with global warming? *Global Change Biology*, soumis en février 2013.
- Roques L, Robinet C et al. (2013). Chapter 8: Modeling the spatio-temporal dynamics of the pine processionary moth. In: Roques A (Ed) *Processionary moths and global change: an update*. QUAE editions. En préparation.
- Santaren D, Peylin P, Bacour C, Ciais P, Granier A (2013) Fluxnet data to optimize and validate a terrestrial biosphere model. En préparation pour *Global Biogeochemical Cycles*.
- Thum T, Peylin P, Bacour C, Kuppel S, Santaren D, Ciais P, Granier A, Loustau D (2013). Use of biomass data in addition to CO2/H2O flux data in Model Data Fusion at two temperate forest sites, *Global Biogeochemical Cycles*, en preparation.

THESES

- Moreaux V (2012). Observation et modélisation des échanges d'énergie et de masse de jeunes peuplements forestiers du Sud-ouest de la France. Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux 1. 2012. 283p.
- Jacquet JS (2012). Impacts des défoliations de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) sur la croissance du pin maritime (*Pinus pinaster*). Thèse de doctorat de l'Université de Bordeaux 1. 2012. 175p.

COMMUNICATIONS

- Jacquet J.-S. et al. 2009. Evaluation de l'impact des défoliations de la Processionnaire du pin sur la croissance des arbres: Comparaison des résultats obtenus par méta-analyse, étude empirique et mesures dendrochronologiques. GEEF Meeting (septembre 2009).
- Jacquet J.-S., Bosc A. and Jactel H.: Effects of PPM defoliations on tree growth. Meeting URTICLIM/PCLIM in Corsica 17-19 October 2011:
- Jactel H., J.-S. Jacquet, J.-C. Samalens, N. Bories, J.-L. Flot, D. Piou. Between Scylla and Charybdis, abiotic and biotic drivers of bark beetle infestations. Department IUFRO meeting (6 - 9 Septembre 2011, Sopron).
- Loustau D, Moreaux V et Bosc A. Modelling the impact of silvicultural intensification on the forest carbon cycle: A brief history of process based modelling and lessons from a case study. Réunion de travail PIK –INRA-LMB. Mars 2012, Paris, France
- Loustau D, Moreaux V. Forest water use: what do chronosequences tell us about? A brief survey of literature. Avril 2011. Bologne, Italie
- Loustau D, V. Moreaux, A. Bosc, P. Trichet, J. Kumari, T. Rabemanantsoa, J. Balesdent, Claudy Jolivet, B. E. Medlyn, S. Cavaignac, N. Nguyen-The, 2012. A climate sensitive model of carbon transfer through atmosphere, vegetation and soil in managed forest ecosystems. AGU general assembly, San Francisco, 5-9 dec. 2012.
- Moreaux V, D.Loustau, E. Lamaud, J.-M. Bonnefond et A. Bosc. Water energy and carbon exchanges in young coniferous plantations: effect of the presence of gorses. IUFRO Canopy Processes Working Group: 07-15 October 2010, Tasmanie, Australie.
- Moreaux V. Modélisation biophysique de la production et des échanges atmosphériques de cultures forestières à croissance rapide : Application au cas de jeunes peuplements de Pins maritimes et d'Eucalyptus. Journée thèse des bois, Pôle Xylofutur. Janvier 2009, Mimizan, France.
- Moreaux V, Bosc A, Bonnefond JM, Burllett R, Lamaud E, Sartore M, Trichet P, Chipeaux C, Lambrot C, Kowalski AS, Loustau D, 2012. Carbon dynamics of intensively managed forest along a full rotation. Communication orale AGU general assembly, San Francisco, 5-9 Dec. 2012.
- Pinkard L, Mitchell P, Battaglia M, Quentin A, Eyles A, Jacquet JS, Barry K, O'Grady A, 2012. Interaction of defoliation and drought. ESA conference in the US (August 2012)
- Robinet C, Imbert CE, Rousselet J, Sauvard D, Garcia J, Goussard F & Roques A. (2010) Heated islands and the trade of large trees responsible for long distance jumps of the pine processionary moth beyond its expanding edge. IUFRO meeting "Population dynamics, biological control, and integrated management of forest insects", Eberswalde, Germany, 12-16 September 2010. (Communication orale)
- Robinet C, Rousselet J, Goussard F, Garcia J & Roques A (2011) A simulation model to predict the pine processionary moth range expansion in France based on active flight, human-mediated dispersal and climate warming. International meeting on pine processionary moths, Belgodère, Corsica, France, 17-19 Oct 2011.
- Robinet C, Rousselet J, Goussard F, Garcia J, Roques A (2012) Observed and expected impact of climate change on a defoliator insect species, the pine processionary moth, in France and Europe. International conference "Tackling climate change: the contribution of forest scientific knowledge", Tours (France), 21-24 May 2012 (communication orale). <http://www.gip-ecofor.org/tours2012/?q=node/22>
- Roques A (2011) Global warming and changes in geographic range of plant pests: the case of the pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*. EFSA Scientific Colloquium XVI on 'Emerging Risks in Plant Health: From plant pest interactions to global change', 9 – 10 June 2011, Parma, Italie (communication orale invitée).
- Roques A Robinet C, Rousselet J (2013) Movement of mature trees by man, an unexpected pathway for invasion of the urticating pine processionary moth. 24th USDA Interagency Research Forum on Invasive Species Annapolis, Maryland, 8-11 January 2013 (communication orale invitée).

ANNEXES

ANNEXE 1.1 – LES COEFFICIENTS DE TEXTURE

LES COEFFICIENTS DE TEXTURE DE JAMAGNE ET AL. (1977)

La méthode des coefficients de texture consiste à utiliser des tables proposant des moyennes elles-mêmes établies par plusieurs mesures d'humidités pondérales (à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent) sur divers échantillons de sol.

Les résultats les plus souvent cités, et les plus couramment utilisés lorsqu'il est nécessaire de calculer une réserve utile en eau, sont ceux publiés par le Service de Cartographie des Sols de l'Aisne (Jamagne *et al.*, 1977). Des estimations moyennes de réserve en eau ont été proposées pour 15 classes de texture d'après des mesures sur plusieurs centaines d'échantillons prélevés dans le département. Cette méthode est intéressante pour classer hiérarchiquement les réserves potentielles de plusieurs sols mais elle reste assez grossière pour plusieurs raisons. En dehors des sols de l'Aisne (très argileux), l'utilisation de ce tableau devient problématique quand il s'agit d'autres régions et d'autres roches mères (Baize, 2000), *a fortiori* lorsque l'on s'intéresse à des sols forestiers. Les mesures des teneurs en eau à la capacité au champ et au point de flétrissement ont été réalisées sur des échantillons remaniés (séchés et tamisés à 2 mm), or cette méthode détruit la structure du sol et ne reflète plus la porosité de celui-ci. Les coefficients proposés ne tiennent compte que de la texture des horizons ; la densité apparente, qui traduit la structure, n'est pas prise en compte, ni la charge en matière organique. Enfin, les valeurs de réserve en eau utile varient peu entre les différentes classes de texture (Bruand *et al.*, 1996).

Trois séries de coefficient de texture selon Jamagne ont été utilisées :

- la série des coefficients utilisée par l'IFN ;
- une série recalculée pour cette étude à partir des coefficients initiaux de Jamagne (15 classes de texture) retransposés dans les 9 classes de texture utilisées par l'IFN, *au prorata* des surfaces de recouvrement de ces classes (annexe 1.4) ;
- la série proposée par Piedallu *et al.* (2011).

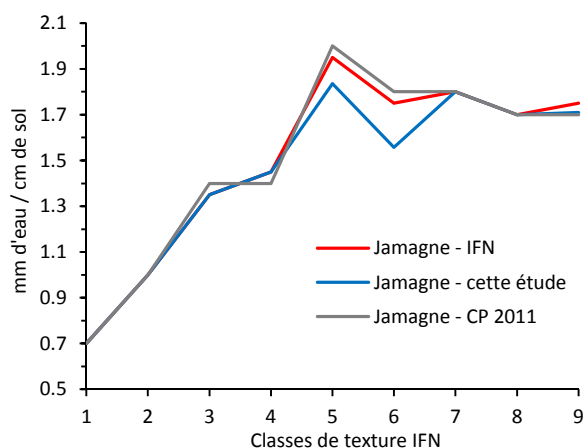


Figure A1.1 Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Jamagne *et al.* (1977). Valeurs utilisées par l'IFN (rouge). Valeurs proposées par Piedallu *et al.* (2011) (gris). Valeurs recalculées pour cette étude (bleu).

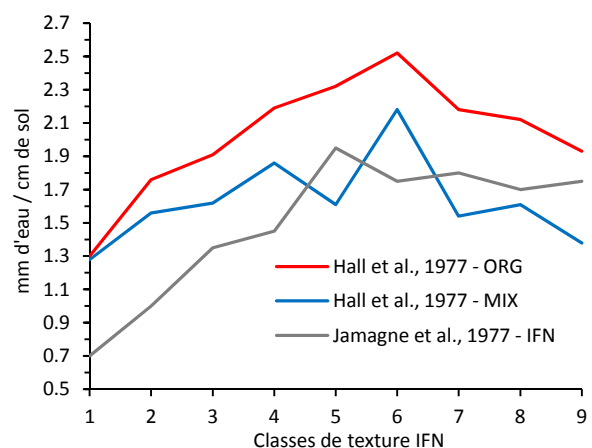


Figure A2 Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Hall *et al.* (1977), pour les horizons organiques (rouge), et minéraux (bleu). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

LES COEFFICIENTS DE TEXTURE DE HALL ET AL. (1977)

Les coefficients du *Soil Survey of England and Wales* ont été déterminés à partir de 261 profils de sols (825 horizons et 2 500 échantillons non remaniés). Les volumes d'eau retenue par les échantillons ont été déterminés pour des pressions de -50, -100, -400, -2 000 et -15 000 hPa. La quantité d'eau utile a été déterminée par différence entre les humidités mesurées à -50 et -15 000 hPa (pF 1,7 et 4,2) et les humidités aux différents potentiels ont été reliées à des caractéristiques physico-chimiques des sols (pourcentages d'argile et de limon, carbone, densité apparente). Contrairement aux coefficients de Jamagne, la texture n'est pas la seule clé d'entrée dans le tableau. Les auteurs séparent les horizons de surface fortement chargés en matières organique (horizons A) et les horizons profonds (horizons E, B et C) – (annexe 1.6).

Le triangle des textures utilisé est celui du *Soil Survey of England and Wales* (annexe 1.4). Ce triangle a été superposé au triangle des textures utilisé par l'IFN et les coefficients ont été recalculés *au prorata* des surfaces de recouvrement des deux triangles. Les coefficients de Hall *et al.* (1977) sont plus élevés que ceux de Jamagne puisque les Anglais utilisent une capacité au champ à pF 1,7 et non pas 2,5. On peut noter également que la limite limon/sable est à 60 µm et non pas à 50 µm comme dans le système international.

LES COEFFICIENTS DE TEXTURE DE CHAPELIER ET AL. (1999)

Dans l'étude de la réserve utile en eau des sols du domaine de référence de la nappe de Beauce, et sur la base des travaux de Jamagne, Chapelier *et al.* (1999) ont proposé de nouveaux coefficients calculés à partir de 450 horizons de sols, essentiellement agricoles, provenant en grande majorité du Bassin parisien et de la Beauce. Les mesures ont été réalisées sur des échantillons non perturbés. La capacité au champ est fixée à pF 2,5. Comme Hall *et al.*, les indices de réserve en eau sont classés en fonction de la texture et du type d'horizon, mais les auteurs ajoutent la densité apparente comme troisième critère de distinction des classes de réserve en eau. Les valeurs présentées dans l'annexe 1.6 sont des valeurs moyennes représentatives de l'effectif de chaque classe formée par la combinaison des trois critères cités précédemment. Les textures sont classées selon un diagramme simplifié à partir du triangle des textures du Service de Cartographie des Sols de l'Aisne.

Les triangles de textures utilisés par l'IFN et Chapelier *et al.* ont été superposés et les coefficients ont été recalculés *au prorata* des surfaces de recouvrement des différentes classes de texture, soit en utilisant une valeur moyenne des coefficients de Chapelier (toutes densités apparentes confondues), soit en sélectionnant les coefficients correspondants aux densités apparentes les plus faibles pour tenter de se rapprocher de conditions forestières plus réalistes (figure A3). Les coefficients de la classe de texture limon léger (LL), non donnés par Chapelier *et al.* ont été estimés par régression linéaire avec les coefficients de Jamagne. Ils interviennent respectivement à 32% et 43% dans le calcul des coefficients selon le triangle IFN pour les classes 4 (limon sableux) et 6 (limon).

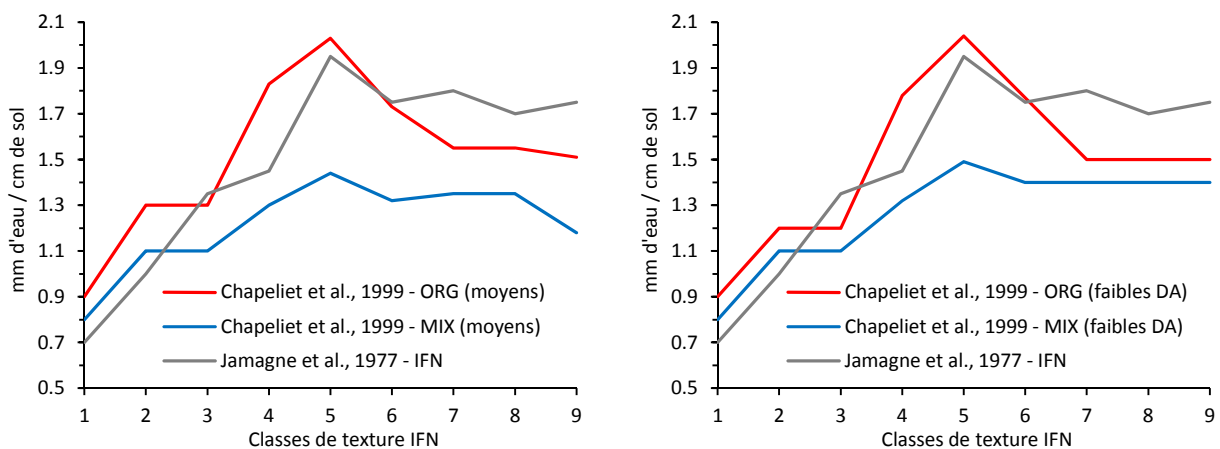


Figure A3. Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Chapelier *et al.* (1999), pour les horizons organiques (rouge), et minéraux (bleu). Valeurs moyennes pour toutes les densités apparentes disponibles (gauche), valeurs correspondants aux densités apparentes les plus faibles (droite). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

ANNEXE 1.2 – LES FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT

Test de différentes fonctions de pédotransfert sur les placettes du réseau RENECOFOR

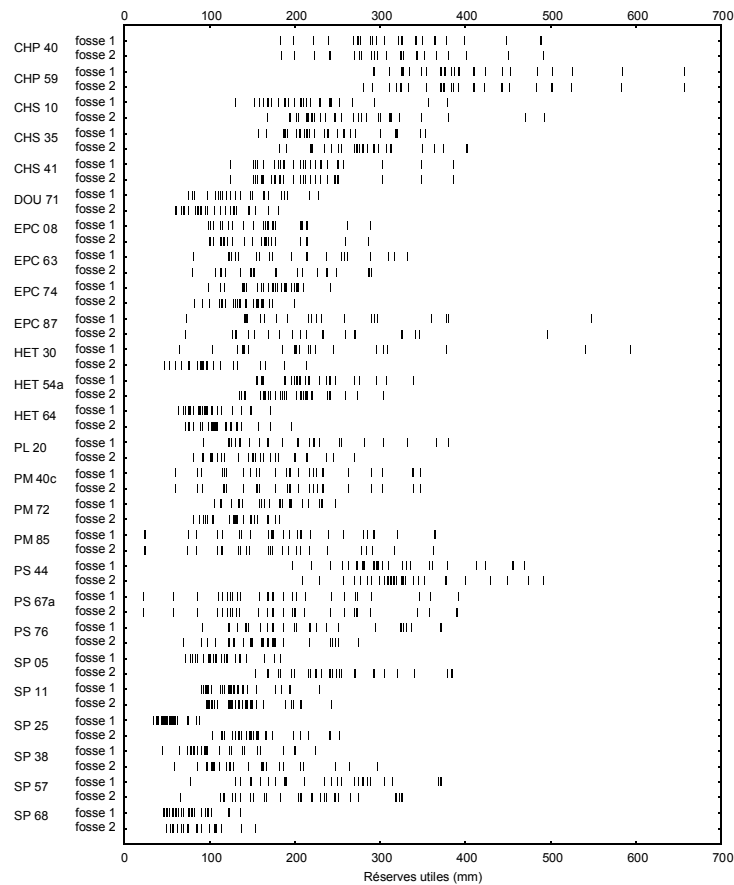


Figure A4 : Distribution des réserves utiles en eau calculées sur 26 placettes du réseau RENECOFOR (52 fosses) à partir d'une trentaine de fonctions de pédotransfert.

Une trentaine de méthodes d'estimation de la réserve en eau du sol ont été appliquées sur les placettes RENECOFOR (Badeau & Ulrich, 2008). Malgré une caractérisation précise des profils pédologiques (2 fosses par placette jusqu'à 2 m de profondeur) et des analyses physico-chimiques pour tous les horizons (granulométrie, charge en éléments grossiers, pH, carbone, azote, CEC, etc.) il n'a pas été possible d'établir un consensus entre les différentes méthodes (Figure A4). L'analyse de ces résultats a montré que l'extrapolation aux sols forestiers des fonctions de pédotransfert établies quasiment en totalité pour des sols agricoles se heurte à plusieurs difficultés :

- les teneurs en matière organique ou en carbone des sols forestiers sortent des gammes de calibrations de la plupart des FPT ;
- pour une même composition granulométrique, les densités apparentes des sols forestiers sont plus faibles (en partie à cause de leur charge en matière organique) ;
- les capacités d'échanges cationiques pour les sols forestiers sont souvent déterminée au pH du sol et non à pH standardisé à 7 ;
- enfin, les potentiels caractéristiques utilisés sont mal adaptés aux capacités d'extraction des arbres.

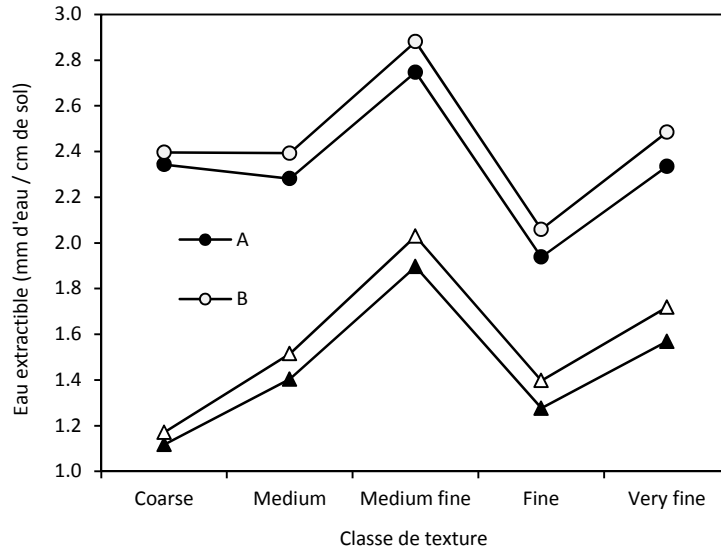


Figure A5 : Capacité de rétention en eau d'un volume de sol donné (en mm d'eau retenue par cm de sol) selon cinq classes de texture et selon différents potentiels matriciels : entre pF 1,7 et 4,2 (A); entre pF 1,7 et 4,4 (B) ; entre pF 2,5 et 4,2 (C) ; entre pF 2,5 et 4,4 (D). Si le potentiel hydrique à la capacité au champ est placé à pF 1,7 au lieu de 2,5 on multiplie par 1,6 la capacité en eau du sol (en moyenne pour toutes les textures). D'après Wösten *et al.*, 1999.

LES FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT DE SAXTON *ET AL.* (1986)

Saxton et ses collaborateurs ont repris les résultats de Rawls *et al.* (1982) pour simuler les teneurs en eau pour dix valeurs de potentiels en fixant une teneur en matière organique égale à 0,66% et en utilisant les classes de texture du triangle de l'*United States Department of Agriculture* (USDA). L'objectif de ce travail était d'interpoler de façon non linéaire les valeurs «ponctuelles» des teneurs en eau sur l'ensemble du domaine des potentiels hydriques.

Saxton *et al.* subdivisent le domaine de potentiel matriciel allant de la saturation au point de flétrissement permanent en trois parties pour calculer les teneurs en eau θ exprimées en cm^3/cm^3 :

- Pour les potentiels matriciels compris entre 0 et le potentiel matriciel de l'eau au point d'entrée d'air ($0 > \Psi \geq \Psi_a$) :

$$\theta = \theta_s$$

$$\text{Avec : } \theta_s = 0,332 - (7,251 \cdot 10^{-4} \times Sa) + (0,1276 \times \log(Arg))$$

- Du potentiel matriciel de l'eau au point d'entrée d'air à -100 hPa ($\Psi_a > \Psi \geq -100 \text{ hPa}$) :

$$\theta = \frac{(100 - \Psi) \times (\theta_s - \theta_{100})}{(100 - \Psi_a)} + \theta_{100}$$

$$\text{Avec : } \Psi_a = 1000 \times [-0,108 + (0,341 \times \theta_s)]$$

$$\theta_s = 0,332 - (7,251 \cdot 10^{-4} \times Sa) + (0,1276 \times \log(Arg))$$

$$\theta_{100} = \exp\left(\frac{2,302 - \ln(A)}{B}\right)$$

- De -100 à -15 000 hPa (inclus) :

$$\theta = \left(\frac{\Psi}{A}\right)^{1/B}$$

Avec :
$$A = 1000 \times \exp[-4,396 - (0,0715 \times Arg) - (4,88.10^{-4} \times Sa^2) - (4,285.10^{-5} \times Sa^2 \times Arg)]$$

$$B = -3.14 - (2,22.10^{-3} \times Arg^2) - (3,484.10^{-5} \times Sa^2 \times Arg)$$

Les fonctions de Saxton *et al.* ont été appliquées à toutes les combinaisons argile / limon / sable du triangle des textures (de 0,5 à 99,5% pour toutes les fractions par pas de 1%) pour deux potentiels caractérisant la capacité au champ (pF 2,0 et pF 2,5) et pour le point de flétrissement permanent (pF 4,2). Les teneurs en eau utile sont ensuite calculées par différence (Fig. A9) puis moyennées en fonction des classes de textures de l'IFN.

LES COEFFICIENTS DE L'USDA

(www.nm.nrcs.usda.gov/technical/handbooks/iwm/nmiwm.html)

Dans un manuel destiné à l'amélioration de la gestion de l'eau et des cultures du *Natural Resources Conservation Service* (USDA) au Nouveau Mexique, un tableau de synthèse pour les caractéristiques hydriques des sols établi à partir de la version 6.02.75 du modèle SPAW est proposé aux praticiens (cf § suivant).

Les teneurs en eau utile sont données pour 12 classes de textures (triangle USDA – annexe 1.4) et peuvent être recalculées pour le triangle IFN *au prorata* des surfaces de recouvrement entre les classes de texture des deux triangles.

Les teneurs en argile, limon et sable étant connues il est également possible de recalculer par interpolation linéaire les teneurs en eau pour toutes les combinaisons argile/limon/sable du triangle comme au paragraphe précédent puis d'en faire la moyenne par classes de textures IFN. Le modèle d'interpolation retenu est le suivant :

$$\text{Eau disponible (mm/cm)} = 2,031 - 1,837E-2 * \text{LIMON}\% + 2,685E-4 * \text{LIMON}\%^2 - 1,666E-4 * \text{ARGILE}\%^2 - 1,951E-4 * \text{SABLE}\%^2$$

Le R² entre les données de l'USDA et les données modélisées est supérieur à 0,99 et la RMSE est égale à 0,024.

Le pF retenu pour la capacité au champ n'est pas donné. Les deux séries de coefficients obtenues pour les classes de texture de l'IFN sont très semblables (figure A11).

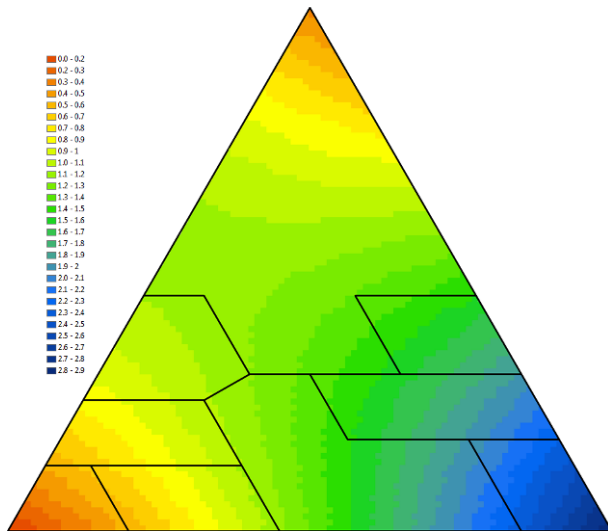


Figure A9 : Exemple d'application des fonctions de Saxton *et al.* sur le triangle des textures utilisé par l'IFN. Valeurs en mm d'eau / cm de sol.

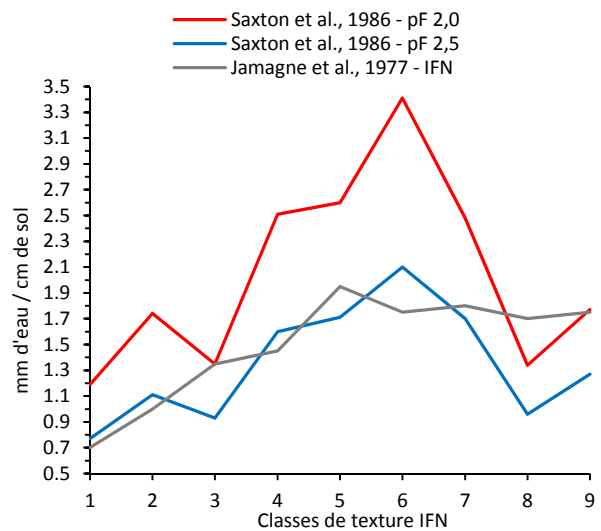


Figure A10 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Saxton *et al.* (1986) calculées entre les pF 2,0 et 4,2 (rouge) et entre les pF 2,5 et 4,2 (bleu). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris)

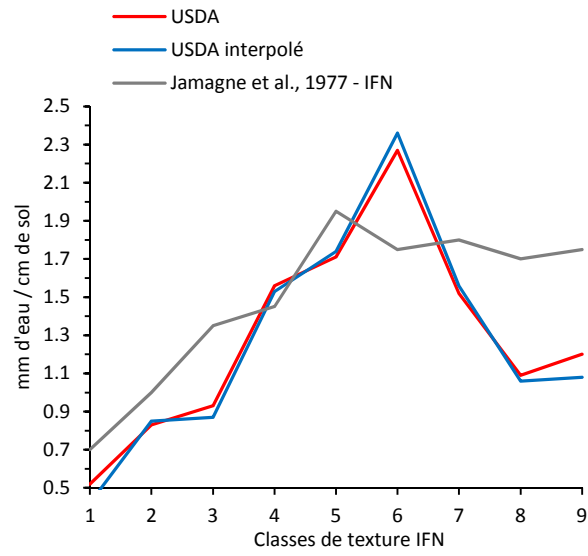


Figure A11 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon l'USDA (rouge) et valeurs interpolées pour cette étude (bleu). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT DE SAXTON & RAWLS (2006)

Depuis le début des années 90, Saxton et ses collaborateurs ont développé un modèle de bilan hydrique pour l'agriculture. Une nouvelle version du modèle SPAW (Soil-Plant-Air-Water) a été publiée en 2006 (Saxton & Willey, 2006). Une méthode d'estimation des caractéristiques hydriques des sols est intégrée dans le modèle SPAW. Les fonctions de pédotransfert qui s'appuyaient sur les travaux de Rawls *et al.* (1982, 1992, 1998) et Saxton *et al.* (1986) ont été révisées sur la base d'un échantillon de sols plus large (Saxton & Willey, 2004 ; Saxton & Rawls, 2006).

Utilisées avec des options standards, les nouvelles équations de Saxton & Rawls donnent les mêmes résultats que ceux présentés au paragraphe précédent (cf coefficients de l'USDA). L'intérêt ici est de pouvoir calculer des teneurs en eau utile pour toutes les combinaisons argile/limon/sable du triangle des textures pour une gamme variée de densité apparente et de charge en matière organique.

Ces deux informations essentielles n'étant pas disponible dans les inventaires de l'IFN, nous avons utilisé les données de la partie française du Réseau Européen de Suivi des Dommages Forestiers (Badeau, 1998) pour établir une synthèse de ces deux paramètres par tranches de profondeurs et par grands type de sols IFN (tableau A1, figure A12).

GTSOL (IFN)		DA ORG	C% ORG	DA MIX	C% MIX
1	sols jeunes	1,0	5	1,3	2
2	sols carbonatés	0,8	6	1,1	3
3	sols calciques	0,9	5	1,2	2
4	sols bruns	1,1	4	1,3	1
5	sols lessivés	1,1	4	1,4	1
6	sols podzolisés	1,2	4	1,4	1
7	sols fersiallitiques	0,8	6	1,1	3
8	sols hydromorphes	1,1	5	1,3	2
9	indéterminé	0,9	5	1,2	1

Tableau A1 : Densité apparente et taux de carbone (%) dans les horizons superficiels (ORG) et profonds (MIX) selon les grands type de sol observés par l'IFN (GTSOL) en fonction des données de caractérisation écologique des placettes française du réseau Européen de Suivi des Dommages Forestiers (Badeau, 1998).

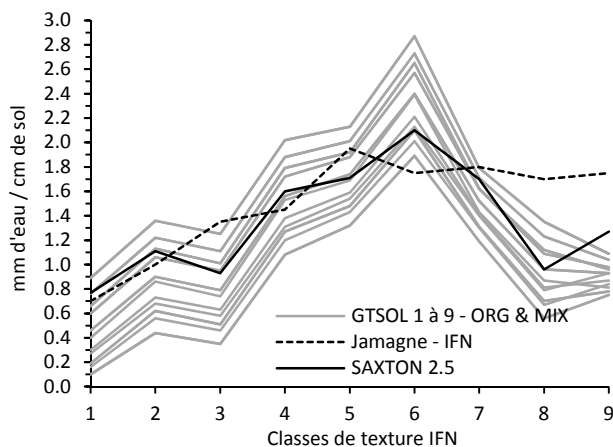


Figure A12 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon les fonctions de Saxton & Rawls (2006) pour les 9 classes de texture et les 9 grands types de sol de l'IFN (faisceau des courbes grises). Valeurs selon Saxton *et al.*, 1986 (noir continu). Valeurs de Jamagne *et al.*, 1977 utilisées par l'IFN (noir pointillé).

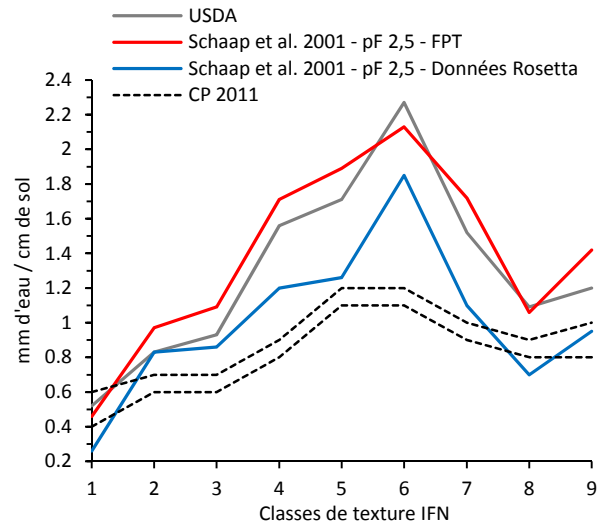


Figure A13 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Schaap *et al.* (1999, 2001) pour un pF à la capacité au champ de 2,5. Valeurs obtenues à partir des fonctions de pédotransfert appliquées aux classes de textures (rouge) et à partir des données de la base ROSETTA. Valeurs de l'USDA (gris - cf. 2.3.5). Valeurs proposées par Piedallu *et al.*, 2011 (pointillés, horizons organiques et minéraux).

FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT DE SCHAAP ET AL. (1999, 2001)

Schaap et ses collaborateurs ont calibré des fonctions de pédotransfert «continue» et des fonctions «en classes» pour ajuster les paramètres du modèle de Mualem-van Genuchten à partir des propriétés physiques des sols. Les FPT développées permettent d'estimer les propriétés hydriques selon cinq niveaux hiérarchiques. Ces fonctions ont été intégrées dans l'application ROSETTA (Schaap et al., 1999) :

- classes de textures (USDA) ;
- pourcentages d'argile, de limons et de sables ;
- pourcentages d'argile, de limons et de sables et densité apparente ;
- pourcentages d'argile, de limons et de sables, densité apparente et humidité pondérale à pF 2,5 ;
- pourcentages d'argile, de limons et de sables, densité apparente et humidité pondérale à pF 2,5 et 4,2 ;

Pour cette étude, nous avons utilisé, d'une part, les fonctions de pédotransfert «en classes» et d'autre part, des estimations de coefficients de textures réalisées à partir de la base de données incluse dans ROSETTA (figure A13, annexe 1.5).

FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT DE WÖSTEN ET AL. (1999)

Le travail de Wösten et al., s'inscrit dans le cadre d'un projet européen de fédération des connaissances sur les propriétés hydrauliques des sols. La base HYPRES (Hydraulic Properties of European Soils), créée en collaboration avec 20 institutions de 12 pays européens, regroupe des informations sur 5 521 horizons de sols (essentiellement agricoles)

A partir de ces données, Wösten et al. ont calibré des fonctions de pédotransfert «continue» et des fonctions «en classes» pour ajuster les paramètres du modèle de Mualem-van Genuchten. Les fonctions «en classes» sont définies pour 5 classes de texture (coarse, medium, medium fine, fine et very fine), deux types d'horizons (topsoil et subsoil), et pour des potentiels de -10 à -15 000 hPa. Nous avons utilisé ces fonctions pour estimer les teneurs en eau pour trois gamme de potentiels hydriques : entre pF 1,7 et pF 4,2, entre pF 2,0 et pF 4,2 et entre pF 2,5 et pF 4,2 (annexe 1.5, figure A14).

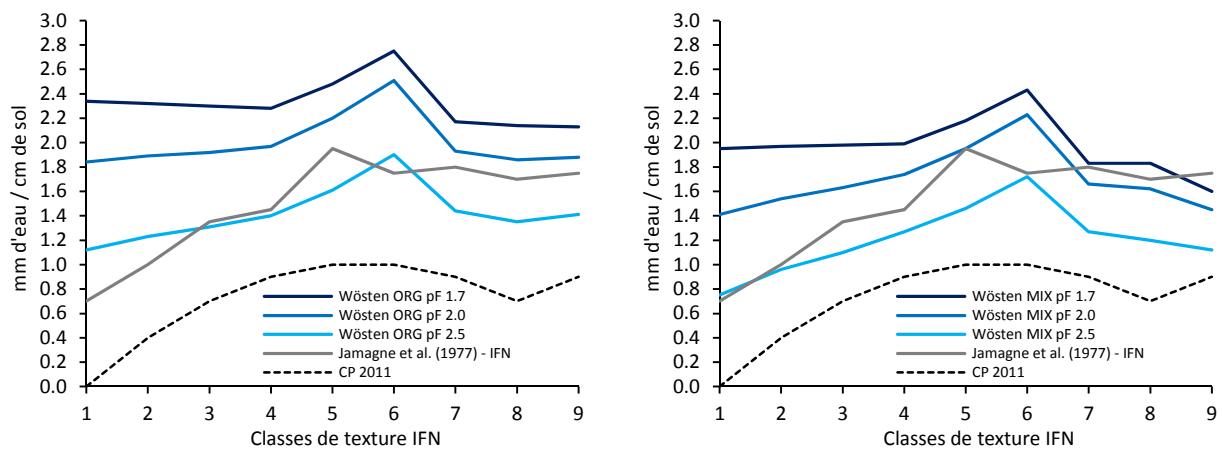


Figure A14 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Wösten et al. (1999), pour les horizons organiques (gauche), et minéraux (droite). Valeurs obtenues pour trois pF à la capacité au champ : pF 1,7 (bleu foncé), pF 2,0 (bleu moyen), pF 2,5 (bleu clair). Valeurs de Jamagne et al. (1977) utilisées par l'IFN (gris). Valeurs proposées par Piedallu et al. (2011) (pointillé).

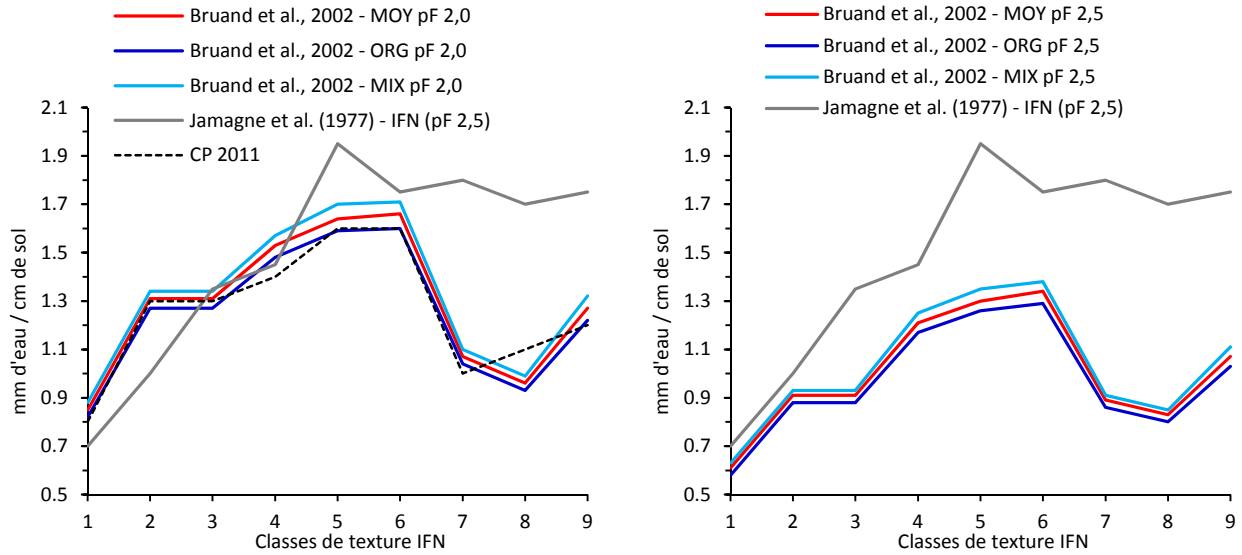


Figure A15 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Bruand *et al.* (2002), pour les pF à la capacité au champ de 2,0 (gauche) et 2,5 (droite), sans prendre en compte la densité apparente (rouge) ou en séparant les horizons organique (ORG, bleu foncé) et minéraux (MIX, bleu clair) en fonction des densités. Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris). Valeurs proposées par Piedallu *et al.* (2011) (pointillé).

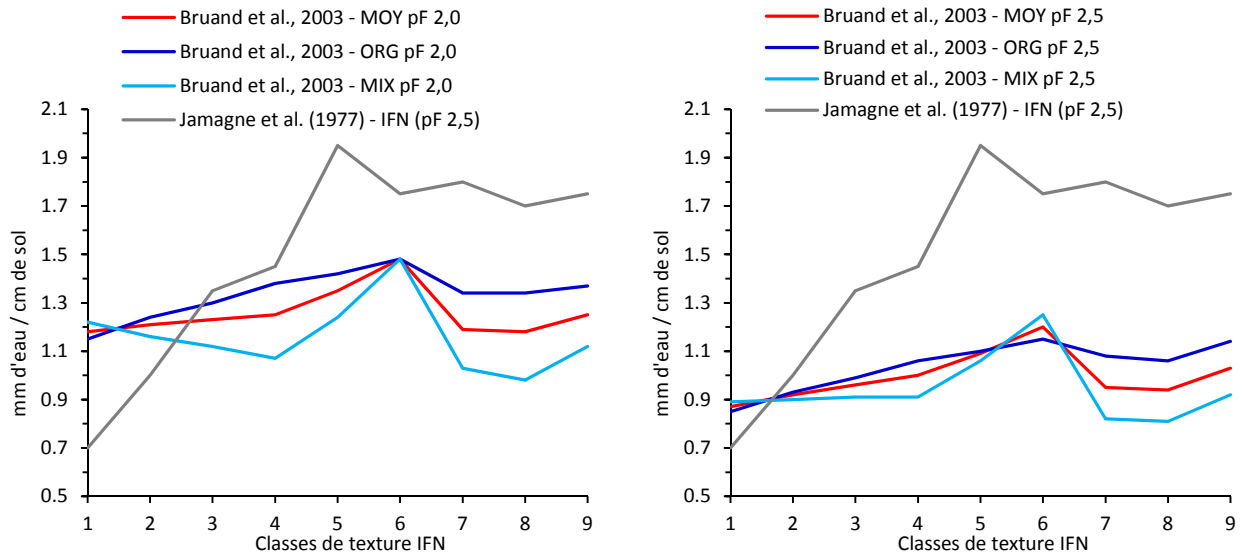


Figure A16 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Bruand *et al.* (2003), pour les pF à la capacité au champ de 2,0 (gauche) et 2,5 (droite), sans prendre en compte la densité apparente (rouge) ou en séparant les horizons organique (ORG, bleu foncé) et minéraux (MIX, bleu clair) en fonction des densités. Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

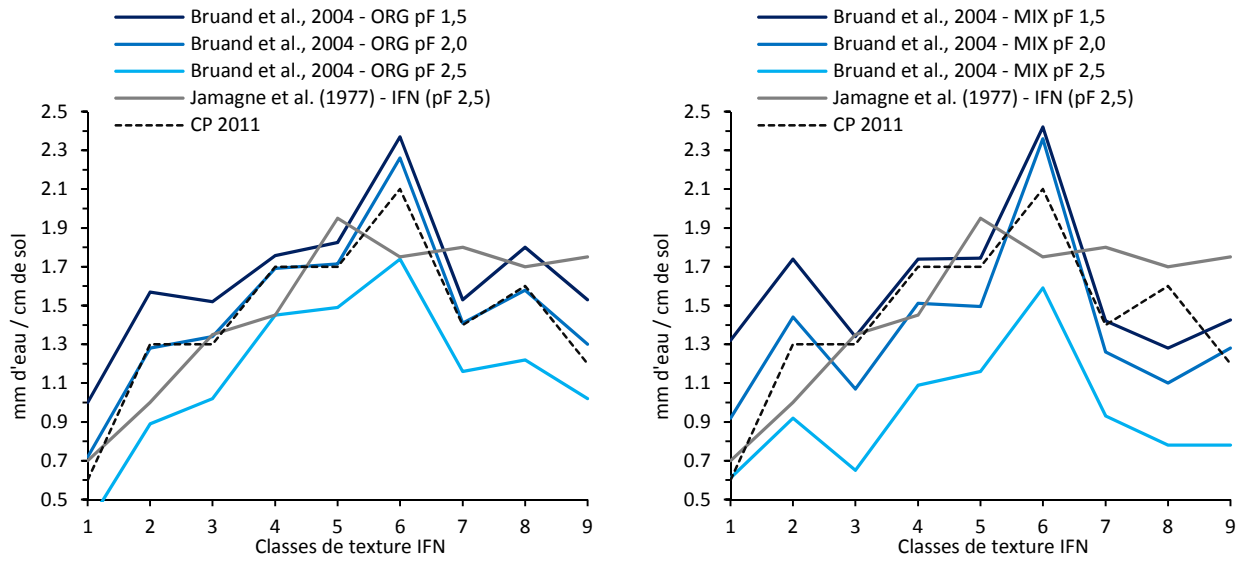


Figure A17 : Réerves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Bruand *et al.* (2004), pour les horizons organiques (gauche), et minéraux (droite). Valeurs obtenues pour trois pF à la capacité au champ : pF 1,7 (bleu foncé), pF 2,0 (bleu moyen), pF 2,5 (bleu clair). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris). Valeurs proposées par Piedallu *et al.* (2011) (pointillé).

LES COEFFICIENTS DE BRUAND *ET AL.* (2002, 2003, 2004)

Bruand et ses collaborateurs ont produit plusieurs séries de teneurs en eau en fonction de différentes classes de texture et de la densité apparente des mottes ou des horizons à partir de plusieurs collections d'échantillons.

Comme dans le cas de Chapelier *et al.* (1999) des teneurs en eau utiles ont été calculées soit en moyennant toutes les valeurs disponibles pour une classe de texture (sans prise en compte des densités apparentes), soit en attribuant séparant les teneurs en eau selon deux classes de densité apparente pour les horizons supérieurs (faibles DA) et inférieurs (fortes DA). Comme précédemment les coefficients sont ensuite recalculés pour les classes de texture de l'IFN *au prorata* des surfaces couvertes par les triangles.

La première série de valeurs est issue du tableau n°6 publié dans Bruand *et al.* (2002) (annexe 1.5, figure A15)

La deuxième série de valeurs est issue de l'annexe 2 publié dans Bruand *et al.* (2003) (annexe 1.5, figure A16)

La troisième série de valeurs est issue du travail de Bruand *et al.* (2004). Les teneurs en eau sont données en fonction des classes de texture du triangle de Jamagne, de la densité apparente des horizons et de leurs natures : horizons organiques A et horizons profonds E, B, C. Le tableau 2 du travail de Bruand *et al.* donne les teneurs en eau calculées entre les pF 1,5 et 4,2 et entre les pF 2,0 et 4,2. Les teneurs en eau entre les pF 2,5 et 4,2 sont déduites du tableau 1 de l'article. Dans tous les cas les teneurs en eau correspondant aux densités les plus faibles ont été sélectionnées (annexe 1.5, figure A17).

LES COEFFICIENTS DE AL MAJOU ET AL. (2007, 2008A, 2008B)

Hassa Al Majou et ses collaborateurs ont publié plusieurs séries de teneurs en eau avec prise en compte des textures, des densités apparentes et des types d'horizons.

La première série a été publiée en 2007 puis reprise dans Al Majou *et al.* (2008a). Le tableau 2 de la publication donne les quantités d'eau retenues à sept valeurs de potentiels matriciels pour les cinq classes de texture du triangle européen (annexe 1.2, figures A18 et A19).

La seconde série se réfère à l'article de Al Majou *et al.* (2008b). Comme dans l'article de 2007, la publication donne les quantités d'eau retenues à sept valeurs de potentiels matriciels pour les cinq classes de texture du triangle européen mais les valeurs ont été obtenues sur un plus grand nombre d'échantillons. Le tableau 4 de Al Majou *et al.* (2008b) apporte un niveau de stratification supplémentaire selon les types d'horizon (inférieur / supérieur). Les tableaux 3 & 5 de l'article ne sont pas exploités. Ils donnent des teneurs en eau stratifiées par texture, horizons et densité apparente mais ces dernières sont trop fortes et non cohérentes avec des sols forestiers. Le nombre d'échantillon correspondant aux plus faibles densités est par ailleurs très faible. Les teneurs en eau sont calculées pour trois potentiels hydrique à la capacité au champ (1,5, 2,0 et 2,5) pour les cinq classes de texture du triangle européen puis transposées dans le triangle des textures de l'IFN *au prorata* des surfaces de recouvrement des classes.

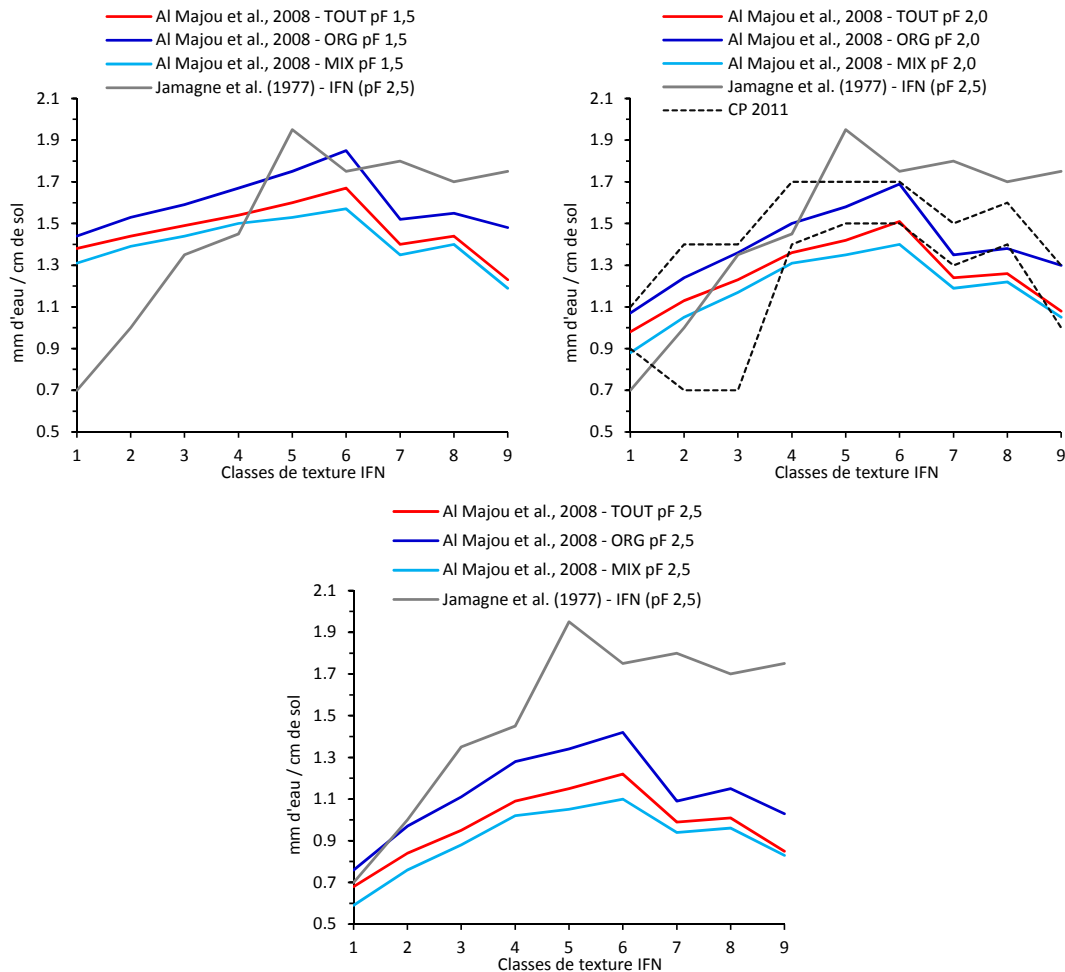


Figure A18 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Al Majou *et al.* (2008b), pour trois pF à la capacité au champ : pF 1,7 (haut gauche), pF 2,0 (haut droite), pF 2,5 (bas) ; tous horizons confondus (rouge), horizons organiques (bleu foncé), horizons minéraux (bleu clair). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris). Valeurs proposées par Piedallu *et al.* (2011) (pointillé).

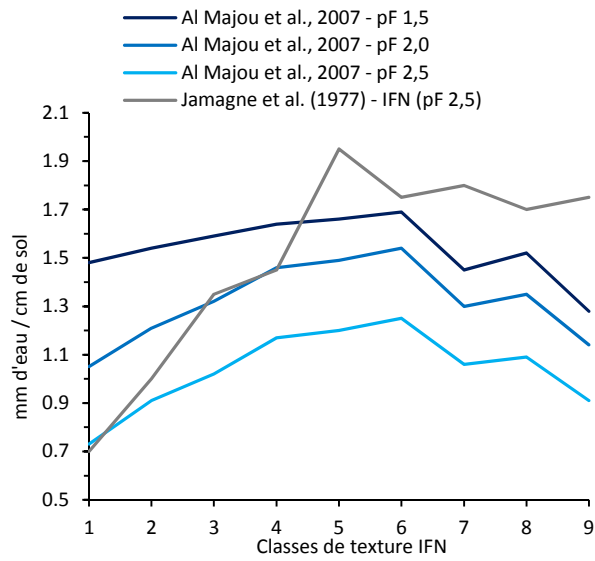


Figure A19 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Al Majou *et al.* (2007), pour trois pF à la capacité au champ : pF 1,7 (bleu foncé), pF 2,0 (bleu moyen), pF 2,5 (bleu clair). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

LES COEFFICIENTS DE LE BAS ET AL. (1997)

Trois séries de coefficients ont été dérivées à partir des teneurs en eau données pour les 917 unités typologiques de la carte pédologique de France au 1/1 000 000 (Le Bas *et al.*, 1997) pour cinq classes de texture (coarse, medium, medium fine, fine et very fine), deux types d'horizons (topsoil et subsoil), et deux potentiels (pF 1,7 et 2,5) (annexe 1.5, figure A20) :

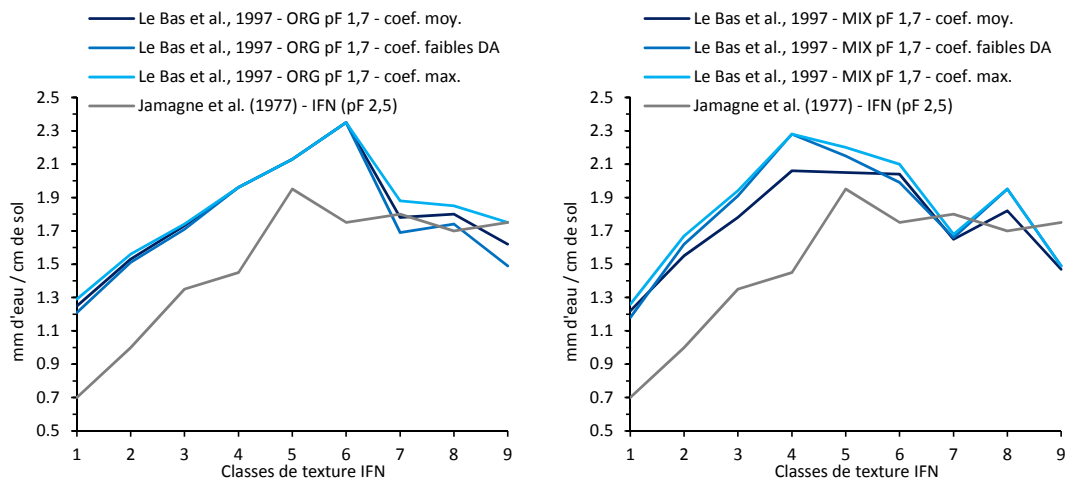
- moyenne des différentes teneurs en eau sans prise en compte des densités apparentes ;
- sélection des teneurs en eau correspondants aux densités apparentes les plus faibles ;
- sélection des teneurs en eau maximales par classe de texture.

LES COEFFICIENTS DE TEEPE ET AL. (2003)

Teepe et ses collaborateurs ont calibré des fonctions de pédotransfert continues pour ajuster les paramètres du modèle de Mualem-van Genuchten à partir de 1 850 échantillons de sols forestiers allemands.

Comme dans le cas de Saxton *et al.* (1986), les fonctions de Teepe ont été appliquées à toutes les combinaisons argile / limon / sable du triangle des textures pour trois potentiels caractérisant la capacité au champ (pF 1,7, pF 2,0 et pF 2,5) et pour le point de flétrissement permanent (pF 4,2). Les teneurs en eau utile sont *in fine* moyennées selon les classes de textures de l'IFN. La densité apparente étant utilisée comme régresseur par Teepe *et al.* mais n'étant pas disponible pour les points de l'IFN, nous avons effectué les calculs pour sept valeurs de densité (de 0,8 à 1,4 par pas de 0,1).

Les teneurs en eau sont appliquées aux points IFN soit en conservant des densités apparentes constantes (DA=1 pour les horizons de surface et DA=1,2 pour les horizons profonds) – figure A21 ; soit en faisant varier les densités apparentes en fonction des grands types de sols comme dans le cas de Saxton & Rawls, 2006 (cf. tableau 1, figure A22).



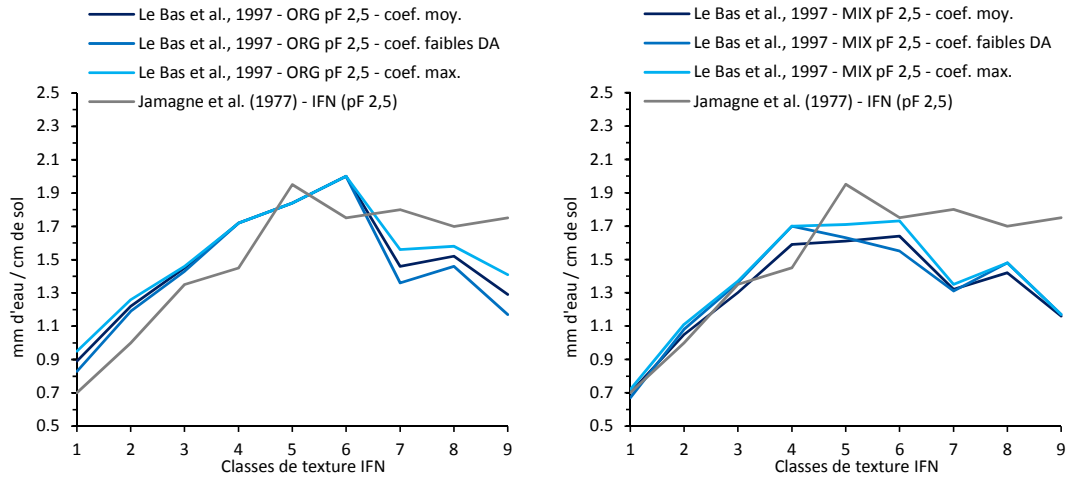


Figure A20 : Réerves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Le Bas *et al.* (1997), pour deux pF à la capacité au champ (pF 1,7 en haut et pF 2,5 en bas) et deux types d'horizons (organiques à gauche, minéraux à droite). Coefficients moyens (bleu foncé), coefficients correspondants aux faibles densité apparentes (bleu moyen), coefficients maximums (bleu clair). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

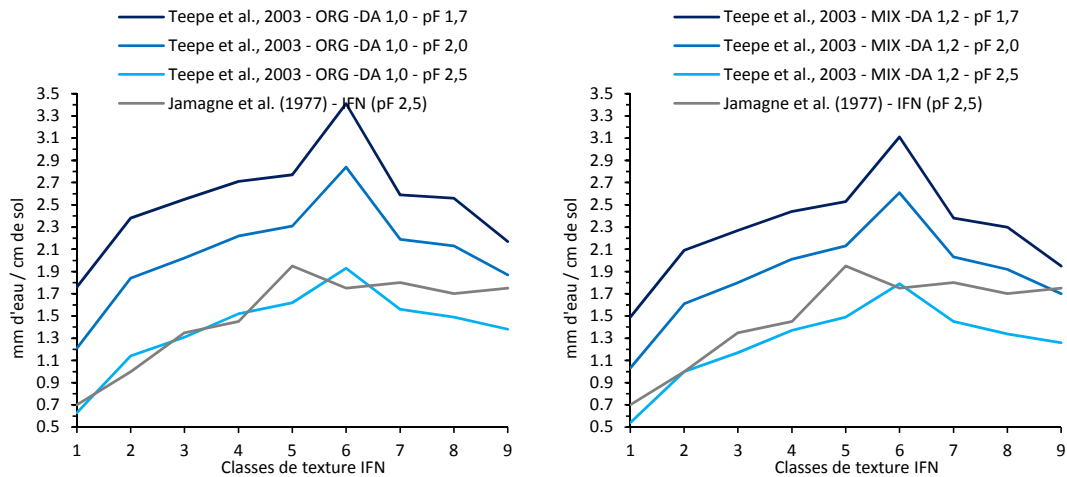


Figure A21 : Réerves en eau (mm d'eau / cm de sol) pour les 9 classes de texture de l'IFN selon Teepe *et al.* (2003), pour trois pF à la capacité au champ (pF 1,7 (bleu foncé), pF 2,0 (bleu moyen) et pF 2,5 (bleu clair)) et pour deux densités apparentes (DA=1 pour les horizons supérieurs à gauche, DA=1,2 pour les horizons inférieurs à droite). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (gris).

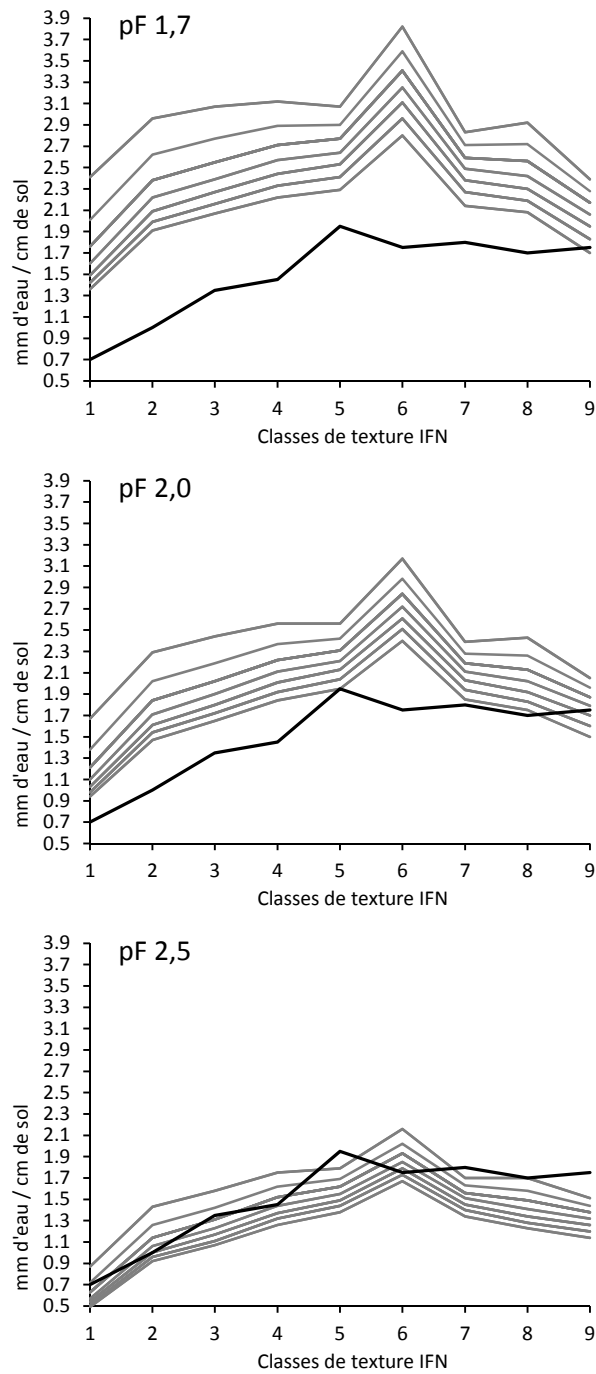


Figure A22 : Réserves en eau (mm d'eau / cm de sol) selon les fonctions de Teepe *et al.* (2003), pour trois pF à la capacité au champ, les 9 classes de texture et les 9 grands types de sol de l'IFN (faisceau des courbes grises). Valeurs de Jamagne *et al.* (1977) utilisées par l'IFN (noir).

ANNEXE 1.3 - EVALUATION DES COEFFICIENTS DE TEXTURE

La grande majorité des coefficients de texture (ou fonctions de pédotransfert) testés dans le cadre de cette étude ont été établis à partir d'échantillons de sols agricoles ou dans des contextes pédologiques particuliers (cas des coefficients de Jamagne par exemple). Pour juger de leur pertinence nous avons confronté ces valeurs théoriques à des valeurs mesurées exclusivement dans des contextes forestiers. Les 132 observations proviennent : de la base SOLHYDRO (Bruand *et al.*, 2003) n=45 horizons ; des travaux de Bigorre (1995, 2000) n=48 horizons ; de l'étude des sols de la forêt de Hesse (Quentin *et al.*, 2001) n=15 horizons ; de l'étude des sols de la forêt de Fougères (Peiffer, 2005) n=9 horizons et des mesures réalisées sur les placettes RENECOFOR (Nicolas *comm. pers.*) n=15 horizons. Pour toutes ces observations, nous disposons de la granulométrie en trois fractions, des teneurs en carbone, de la densité apparente et des humidités pondérales aux pF 2,0 et 4,2. Une analyse rapide montre que 63% des variations de teneur en eau (en mm d'eau par cm de sol) pour ces 132 observations peut être expliqués par le pourcentage de limons (R^2 partiel = 0,41), le pourcentage de carbone (R^2 partiel = 0,20) et la densité apparente (R^2 partiel = 0,02) – (toute variable significative au seuil de 1%).

Cet échantillon n'est pas idéal pour réaliser une validation rigoureuse des coefficients de texture utilisés dans cette étude en raison : d'un effectif assez faible ; d'une mauvaise représentativité spatiale des sols forestiers français ; des réserves utiles en eau qui ne sont disponibles pour l'ensemble des horizons qu'entre pF 2,0 et 4,2 ; et enfin parce les horizons de la base SOLHYDRO ont été utilisés dans les travaux français (cf. Al Majou, Bruand, Chapelier, Le Bas). Il permet cependant de faire une classification grossière (mais non définitive) de la performance des différents coefficients proposés dans cette étude. Les annexes 1.3 présentent les comparaisons entre coefficients de texture estimés à partir des différentes fonctions de pédotransfert et ceux dérivés des 132 observations forestières. La figure A23 présente une synthèse des performances.

Les coefficients tirés des travaux de Bruand *et al.*, 2004 (pour les pF 2,0 et surtout 2,5) et Wösten *et al.*, 1999 (pour le pF 2,5) semblent les plus performants. De tous les coefficients tirés des travaux de Bruand, ceux issus de sa publication de 2004 donnent les meilleurs résultats.

Les coefficients de l'USDA donnent de bons résultats et il semble que si le recalcul de ces derniers sur la totalité du triangle de texture de l'IFN (*USDA recalculé*) n'apporte pas de précision supplémentaire par rapport aux coefficients standards (*USDA*), la prise en compte grossière des grands types de sols (GTSOL de l'IFN, Saxton & Rawls, 2006, SPAW) semble donner de meilleurs résultats, d'une part, par rapport aux coefficients « standards » de l'USDA ou par rapport aux travaux de Saxton *et al.* 1986.

Les travaux de Schaap et collaborateurs, conduit sur de très grosses bases de données recouvrant, au moins en partie, celles utilisées par Saxton & Rawls donnent également de bons résultats avec des R^2 proches de 0,9 et des RMSE inférieurs à 0,3 mm / cm.

Les fonctions de Teepe *et al.* 2003 établies uniquement à partir de sols forestiers obtiennent de bons scores (surtout pour pF 2,5) mais à l'inverse des fonctions de Saxton & Rawls, la prise en compte des grands types de sols n'améliore pas les résultats.

Viennent ensuite les fonctions de Le Bas *et al.* 1997 (coefficients moyens) et les fonctions de Al Majou *et al.*, 2008 (aux pF 2,0 et 2,5 et avec séparation des horizons organiques et minéraux). Les coefficients de détermination sont moins forts dans le cas de Le Bas mais les pentes des régressions sont très proches de 1 alors que pour Al Majou, en raison d'une gamme de variation restreinte des coefficients de texture, les pentes sont de l'ordre de 2.

Aux coefficients de Hall *et al.* 1977 est associé un fort RMSE (0,54) mais la corrélation est forte ($R^2=0,84$) et la pente proche de 1.

Les coefficients de Jamagne donnent une mauvaise corrélation, un fort RMSE et une pente très au-delà de 1.

Si l'on reprend les coefficients utilisés dans l'étude de Piédallu *et al.* 2011 et qu'on les compare à notre échantillon d'observations forestières on note une bonne convergence pour les études de Jamagne, Bruand 2002 et Schaap. Par contre les R^2 obtenus dans cette étude sont sensiblement plus forts (et les RMSE plus faibles) dans le cas de Bruand 2004, Al Majou 2008 et surtout Wösten 1999 (tableau 2).

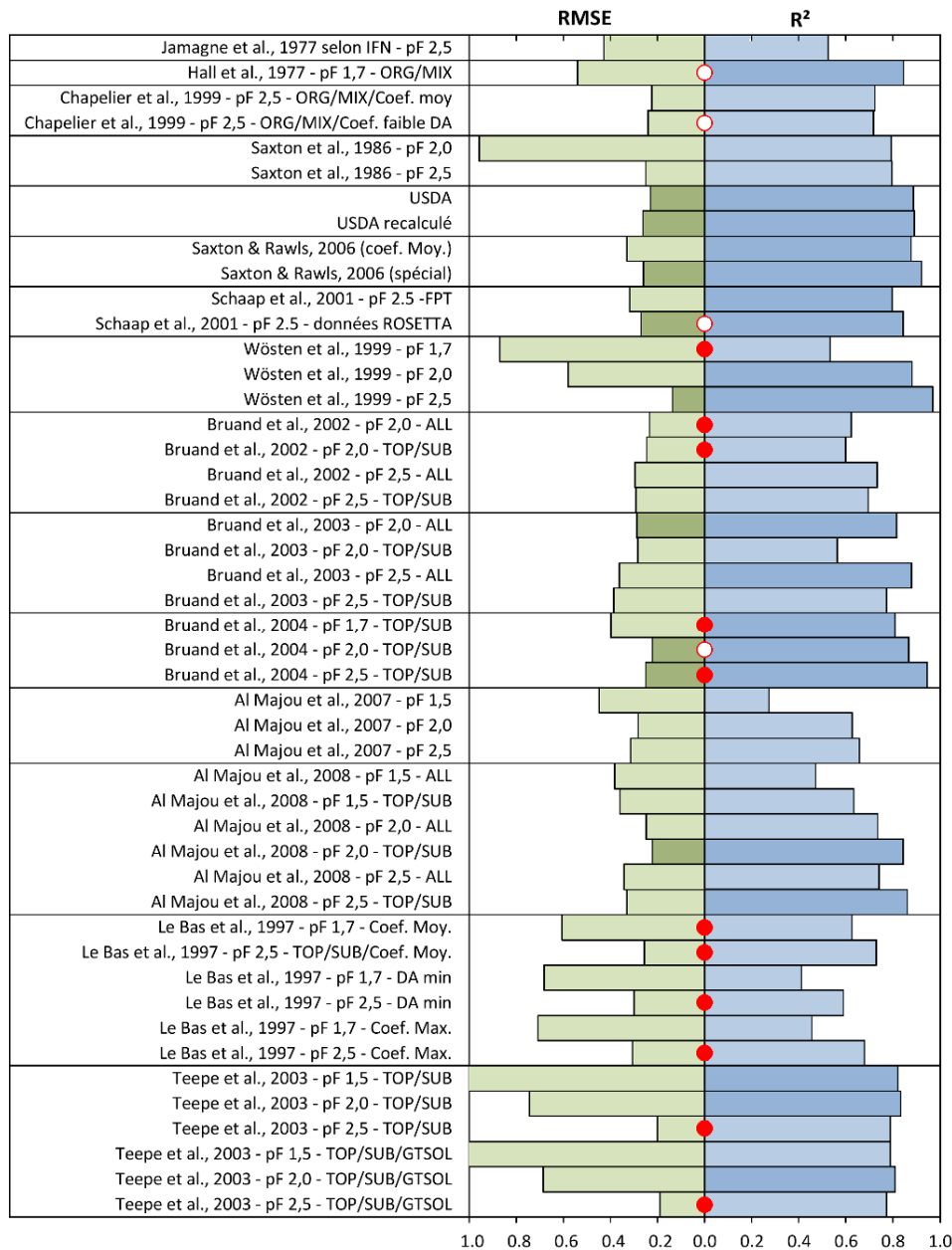
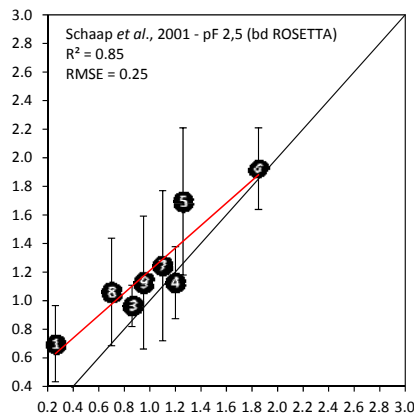
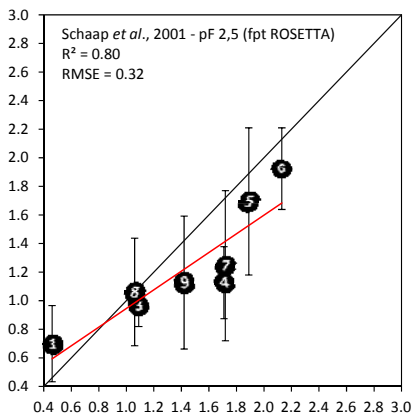
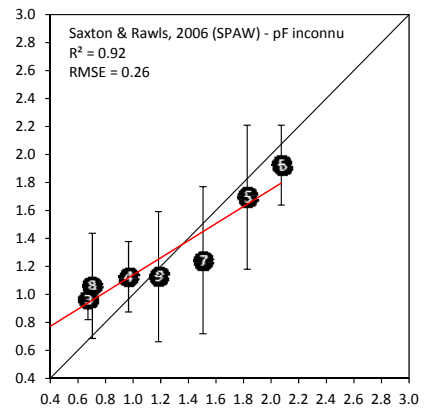
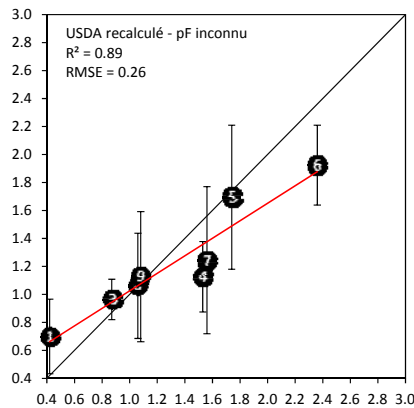
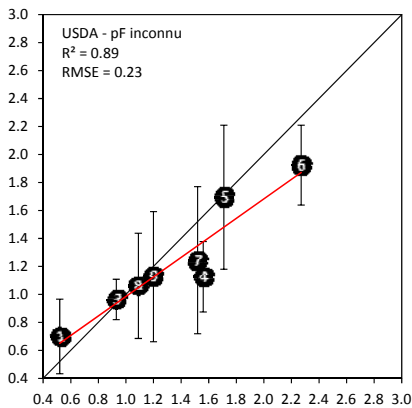
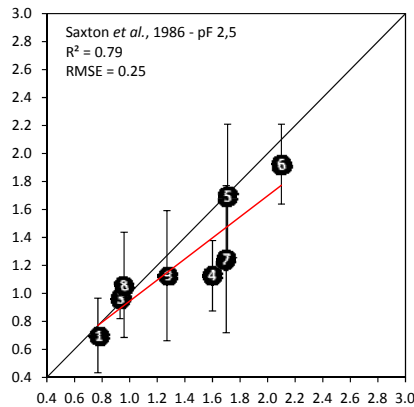
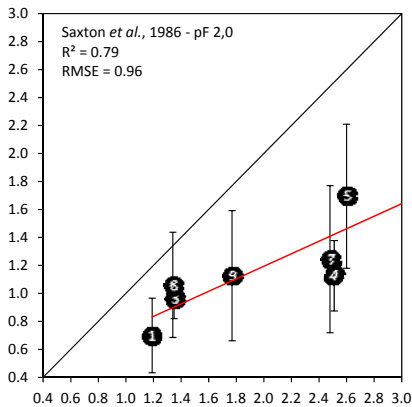
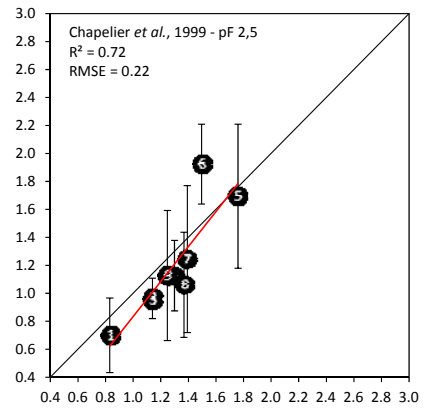
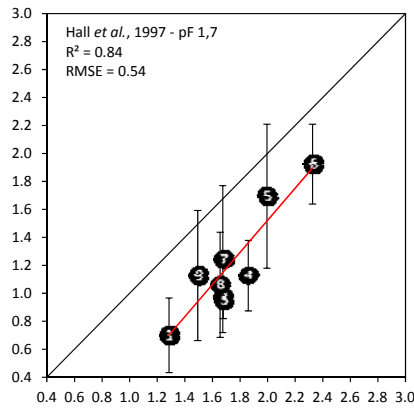
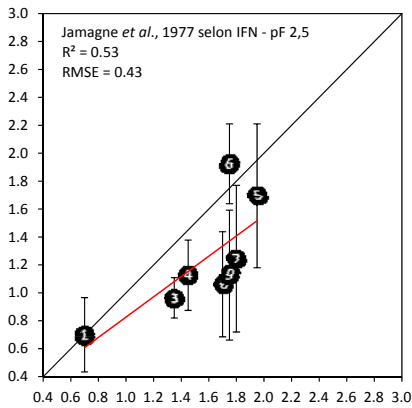


Figure A23 : Coefficients de détermination (R^2 barres bleues à droite) et racines des erreurs quadratiques moyennes (RMSE barres vertes à gauche) entre les coefficients de texture estimés par fonctions de pédotransfert ou mesurés sur un échantillon de 132 horizons de sols forestiers. R^2 supérieurs à 0,80 (bleu foncé). R^2 supérieurs à 0,80 et RMSE inférieurs à 0,3 mm d'eau / cm de sol (vert foncé). Valeurs des pentes comprises entre 0,8 et 1,2 (cercles rouge vides). Valeurs des pentes comprises entre 0,9 et 1,1 (cercles rouge pleins).

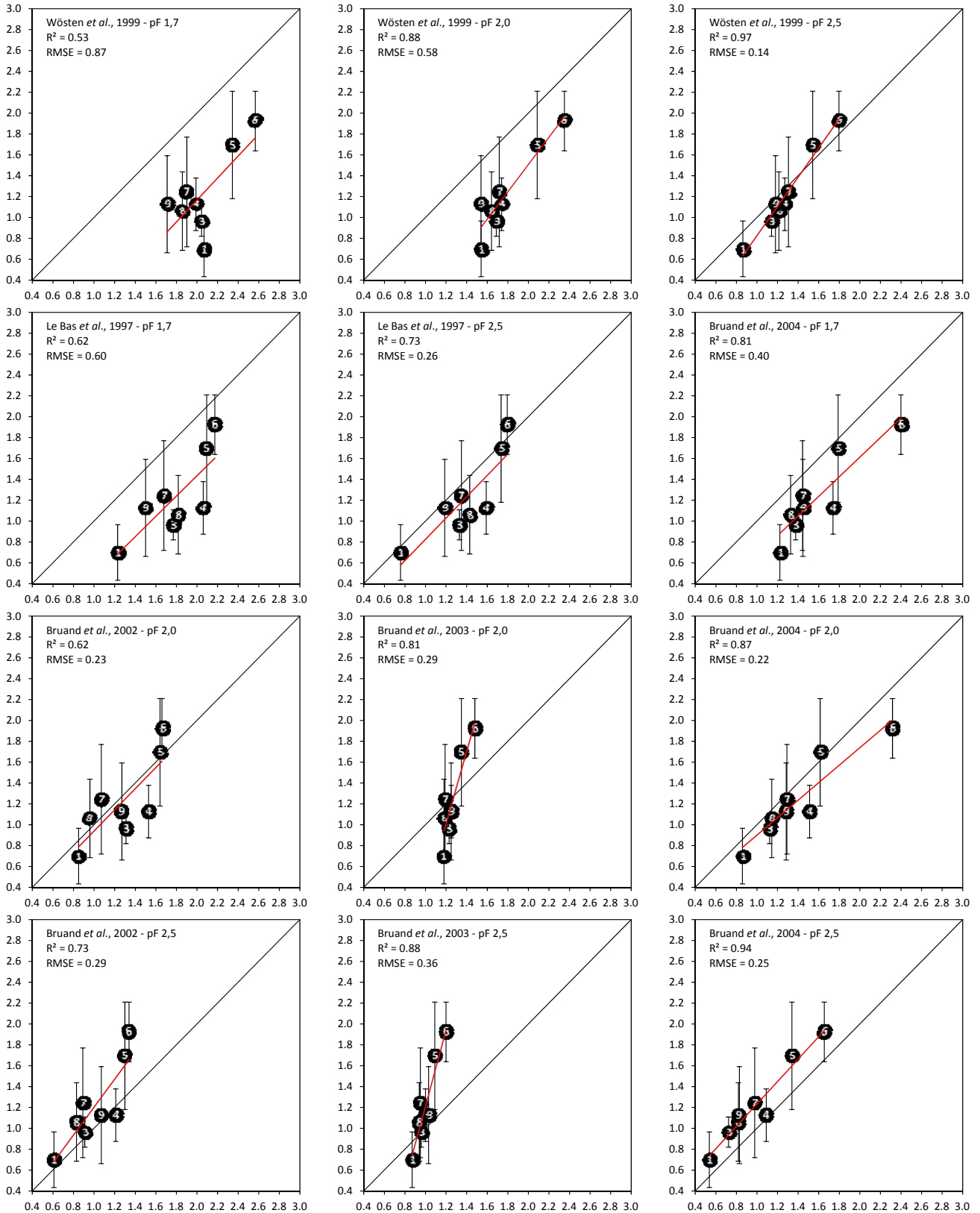
Coefficients de texture	Cette étude		Piédallu et al., 2011	
	R^2	RMSE	R^2	RMSE
Jamagne et al., 1977 – pF 2,5	0,53	0,43	0,58	0,42
Bruand et al., 2002 – pF 2,0	0,62	0,23	0,67	0,22
Bruand et al., 2004 – pF 2,0	0,87	0,22	0,70	0,32
Al Majou et al., 2008 – pF 2,0	0,84	0,22	0,58	0,28
Wösten et al., 1999 – pF 2,0	0,88	0,58	0,56	0,53
Schaap et al., 2001 – pF 2,5	0,84	0,27	0,88	0,40

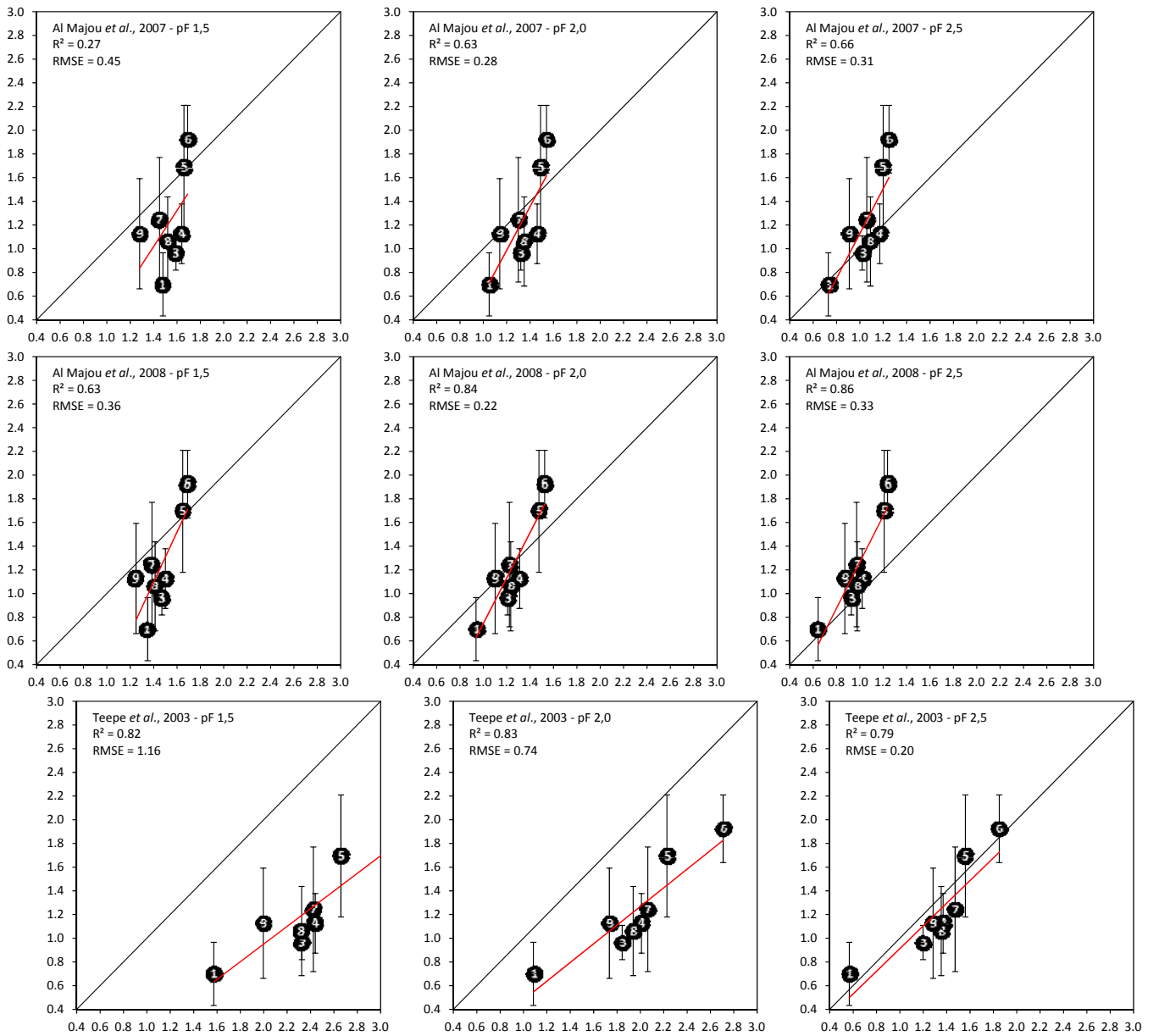
Tableau A2 : Comparaison des coefficients de détermination (R^2) et des racines des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) entre les coefficients de texture estimés par fonctions de pédotransfert (cette étude) ou publiés par Piédallu *et al.* 2011 et mesurés sur un échantillon de 132 horizons de sols forestiers.

EVALUATION DES COEFFICIENTS DE TEXTURE (suite)



Suite →





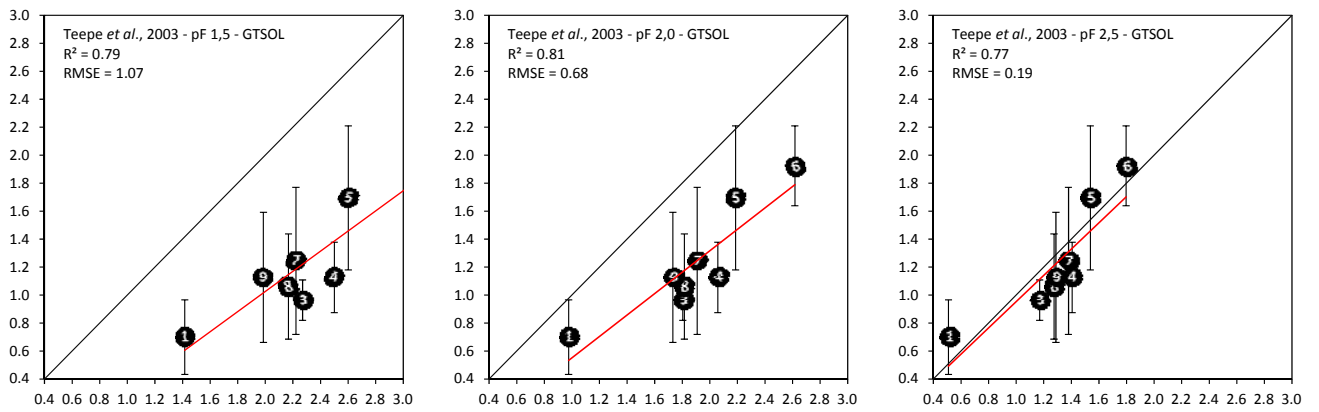
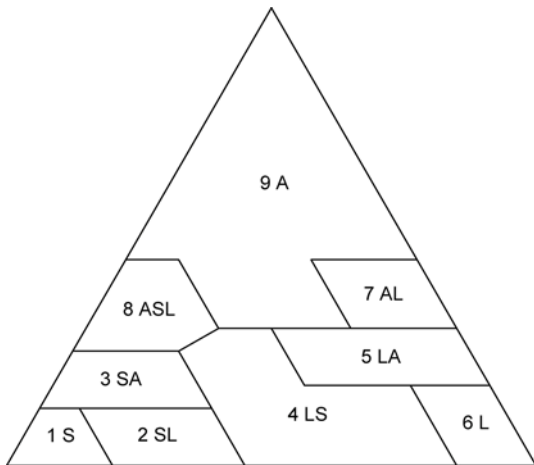
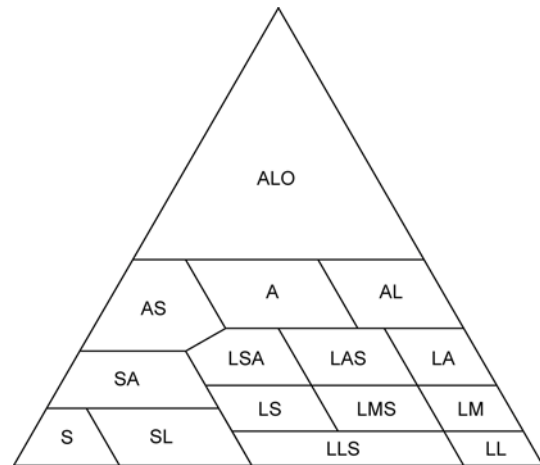


Figure A24 : Comparaison des coefficients de texture (mm d'eau / cm de sol) obtenus par fonctions de pédotransfert selon différents pF à la capacité au champ (abscisses) et mesurés entre pF 2,0 et 4,2 (moyennes et écart-types en ordonnées) pour 8 classes de texture IFN (texture 1 n=23, texture 2 pas de donnée disponible, texture 3 n=5, texture 4 n=3, texture 5 n=35, texture 6 n=7, texture 7 n=19, texture 8 n=11, texture 9 n=28). Première bissectrice, coefficient de détermination (R^2), racine de l'erreur quadratique moyenne (RMSE).

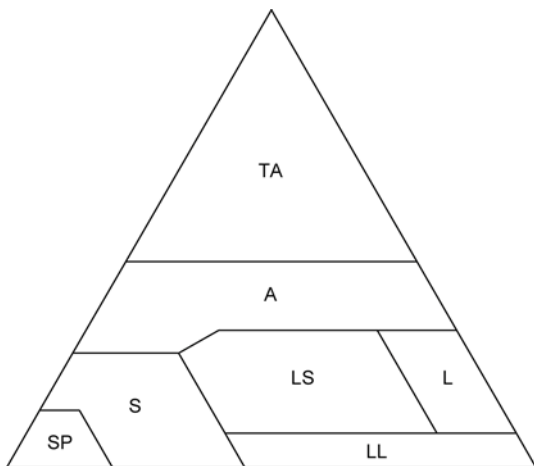
ANNEXE 1.4 – TRIANGLES DES TEXTURES



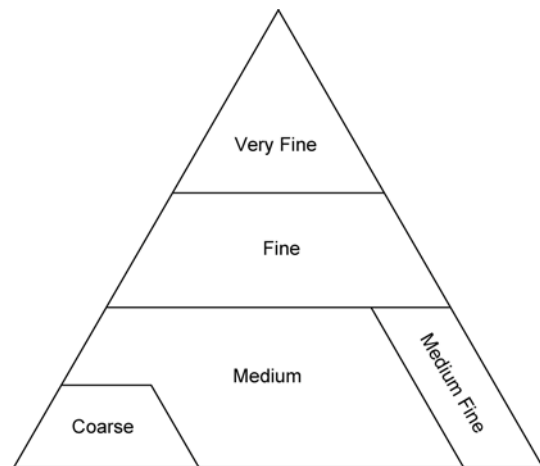
IFN



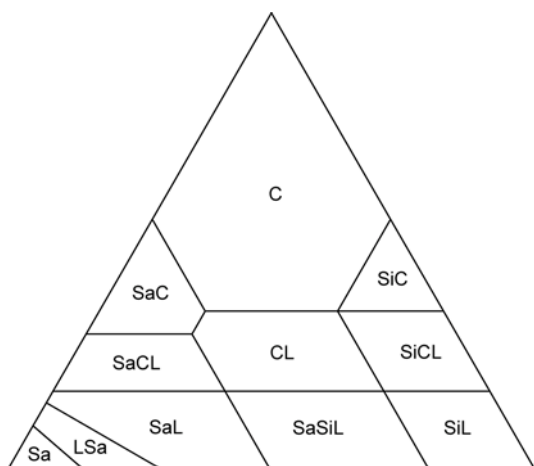
Jamagne *et al.*, 1977



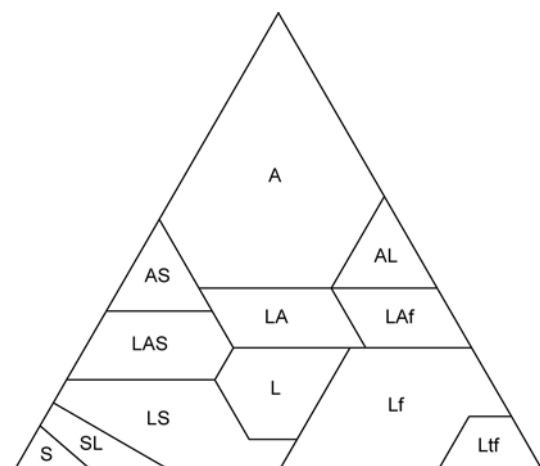
Chapelier *et al.*, 1999



Wösten *et al.*, 1999



Hall *et al.*, 1977



USDA - Saxton *et al.*, 2006

ANNEXE 1.5 – CALCUL DES INCERTITUDES SUR LES RESERVES EN EAU PAR CLASSES DE TEXTURE IFN

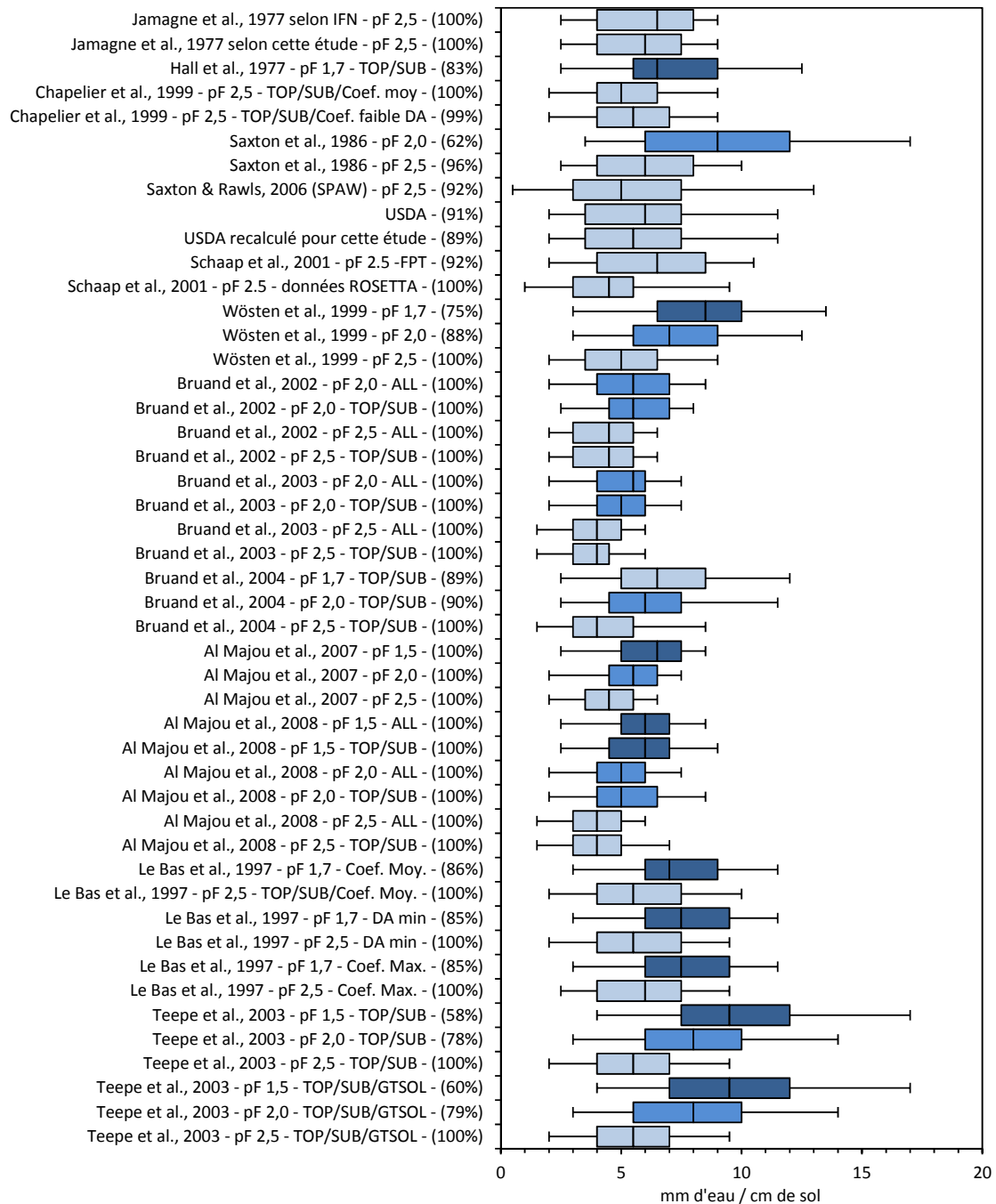


Figure A25 : Distribution des incertitudes sur l'évaluation des réserves en eau pour des variations de profondeurs de plus ou moins 10cm, pour les 47 séries de coefficients de texture testés. Centile 5%, premier quartile, médiane, troisième quartile, centile 95%. Les valeurs entre parenthèse correspondent au pourcentage de points pour lesquels l'incertitude est inférieure ou égale à 10 mm (n=163 936).

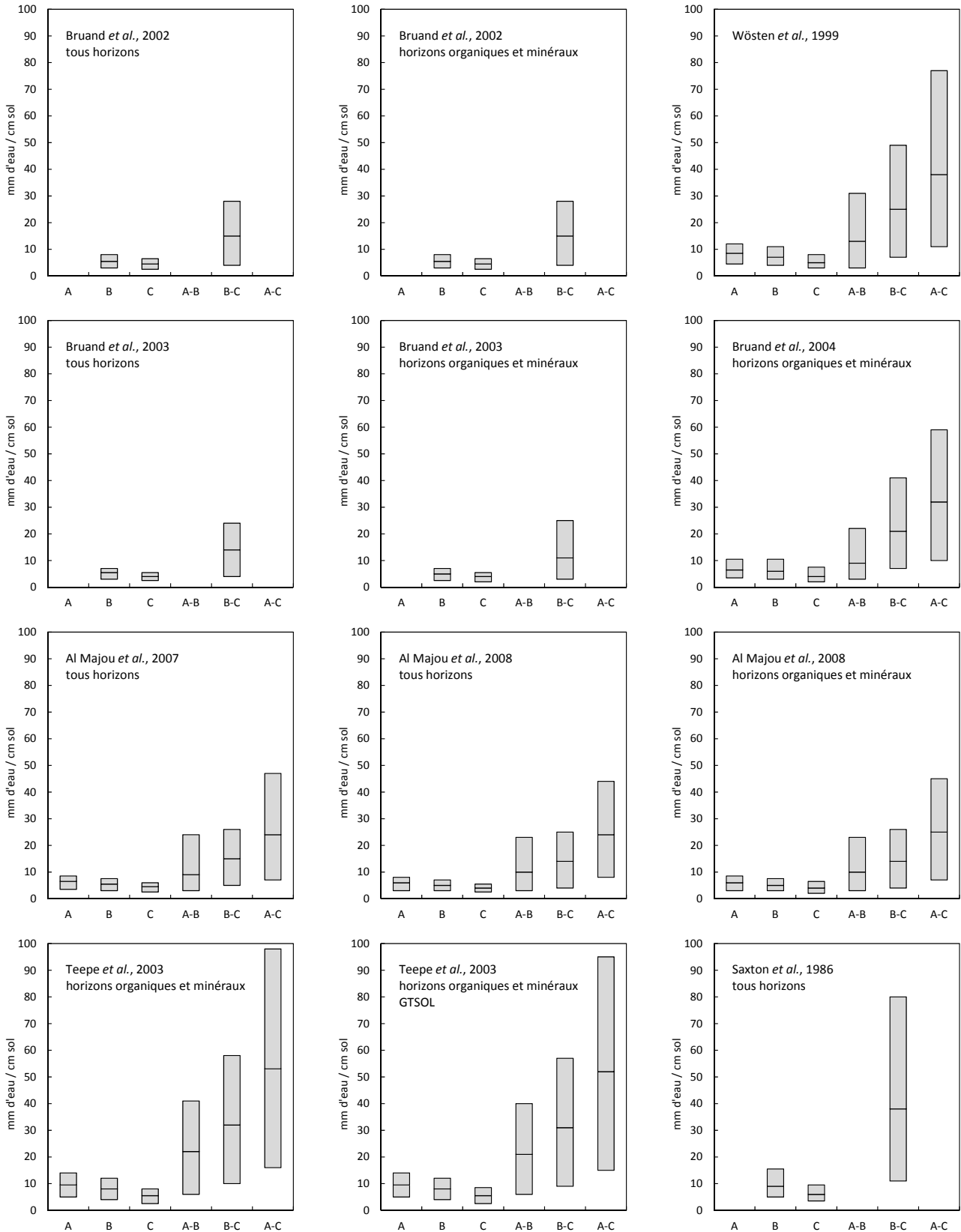


Figure A26 : Distribution des incertitudes sur l'évaluation des réserves en eau (centile 10%, médiane, centile 90%), n=163 936 :

- pour une variation de la profondeur de sol de ± 10 cm : pF à la capacité au champ de 1,5 (A) ; de 2,0 (B) et de 2,5 (C) ;
- pour une variation des pF à la capacité au champ : entre pF 1,5 et pF 2,0 (A-B) ; entre pF 2,0 et 2,5 (B-C) et entre pF 1,5 et 2,5 (A-C).

ANNEXE 1.6 – RESERVES EN EAU PAR CLASSES DE TEXTURE IFN

Coefficients de texture de Jamagne *et al.* (1977)

Textures Jamagne	DA Jamagne	Coefficients Jamagne	Textures IFN	W (mm/cm) IFN	W (mm/cm) pour cette étude	W (mm/cm) CP 2011
S	1,35	0,70	1 - sable	0,70	0,70	0,70
SL	1,40	1,00	2 - sable limoneux	1,00	1,00	1,00
SA	1,50	1,35	3 - sable argileux	1,35	1,35	1,40
LSA	1,50	1,65	4 - limon sableux	1,45	1,45	1,40
LS	1,45	1,45				
LMS	1,45	1,60				
LLS	1,50	1,20				
LA	1,40	1,95	5 - limon argileux	1,95	1,84	2,00
LAS	1,45	1,75	6 - limon	1,75	1,56	1,80
LM	1,35	1,75				
LL	1,45	1,30				
AL	1,40	1,80	7 - argile limoneuse	1,80	1,80	1,80
AS	1,55	1,70	8 - argile sablo-limoneuse	1,70	1,70	1,70
A	1,45	1,75	9 - argile	1,75	1,71	1,70
ALO	1,50 – 1,30	1,65 - 1,70				

Tableau A3 : Classes de textures, densités apparentes et quantités d'eau disponible du Service de Cartographie des sols de l'Aisne (Jamagne *et al.*, 1977) tel que publié dans Baize (2000) ; code et nom des textures utilisées par l'IFN ; valeurs des quantités d'eau disponible utilisées par l'IFN, recalculées pour cette étude et publiées par Piedallu *et al.* (2011). Tous les coefficients sont exprimés en mm d'eau / cm de sol. Volume d'eau retenu entre les pF 2,5 et pF 4,2.

Coefficients de texture de Hall *et al.* (1977)

Texture		W (mm/cm) - ORG	W (mm/cm) - MIX
Clay	C	1,90	1,36
Silty clay	SiC	2,13	1,49
Silty clay loam	SiCL	2,40	1,72
Clay loam	CL	2,21	1,47
Sandy clay loam	SaCL	1,99	1,65
Silty loam	SiL	2,52	2,18
Sandy silt loam	SaSiL	2,20	2,00
Sandy loam	SaL	1,84	1,59
Loamy sand	LSa	1,34	1,41
Sand	Sa	-	1,11
Sandy clay	SaC	-	-

Tableau A4 : Classes de textures et quantités d'eau disponible pour les horizons organiques A (ORG) et minéraux E, B et C (MIX) selon Hall *et al.* (1977). Volume d'eau retenu entre les pF 1,7 et 4,2 et exprimé en mm d'eau / cm de sol.

Textures IFN	W (mm/cm) - ORG	W (mm/cm) - MIX
1 - sable	1,30	1,28
2 - sable limoneux	1,76	1,56
3 - sable argileux	1,91	1,62
4 - limon sableux	2,19	1,86
5 - limon argileux	2,32	1,61
6 - limon	2,52	2,18
7 - argile limoneuse	2,18	1,54
8 - argile sablo-limoneuse	2,12	1,61
9 - argile	1,93	1,38

Tableau A5 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) recalculées pour les classes de texture IFN à partir des valeurs de Hall *et al.* (1977).

Coefficients de texture de Chapelier *et al.* (1999)

Texture	Horizons A		Horizons E & B		Horizons C	
	DA	W (mm/cm)	DA	W (mm/cm)	DA	W (mm/cm)
Très argileuse TA	[0,8 - 1,4]	1,5	[1,1 - 1,3]]1,3 - 1,5]]1,5 - 1,7]	1,4 1,2 0,8	[1,15 - 1,35]]1,35 - 1,55]]1,55 - 1,75]	1,6 1,2 0,7
Argileuse A	[1,2 - 1,4]]1,4 - 1,6]	1,5 1,6]1,3 - 1,5]]1,5 - 1,7]	1,4 1,3	[1,45 - 1,65]]1,65 - 1,85]	1,0 0,8
Limoneuse L	[1,2 - 1,4]]1,4 - 1,6]	2,1 1,9]1,3 - 1,5]]1,5 - 1,7]	1,6 1,4]1,35 - 1,55]]1,55 - 1,75]	1,4 1,6
Limono sableuse LS	[1,1 - 1,3]]1,3 - 1,5]	2,0 2,1]1,4 - 1,6]]1,6 - 1,8]	1,4 1,4]1,35 - 1,55]]1,55 - 1,75]	1,7 1,6
Sableux S]1,3 - 1,5]]1,5 - 1,7]	1,2 1,4]1,4 - 1,8]	1,1]1,35 - 1,75]	1,0
Sable pur SP]1,3 - 1,7]	0,9]1,4 - 1,8]	0,8]1,35 - 1,75]	0,7
Limon léger LL	moyen faible DA	1,36* 1,33*	moyen faible DA	1,09* 1,14*	-	-

Tableau A6 : Classes de textures, densités apparentes et quantités d'eau disponible pour trois types d'horizons selon Chapelier *et al.* (1999). Volume d'eau retenu entre les pF 2,5 et 4,2 et exprimé en mm d'eau / cm de sol.

Textures IFN	Moyennes		Faibles densités apparentes	
	W (mm/cm) - ORG	W (mm/cm) - MIX	W (mm/cm) - ORG	W (mm/cm) - MIX
1 - sable	0,90	0,80	0,90	0,80
2 - sable limoneux	1,30	1,10	1,20	1,10
3 - sable argileux	1,30	1,10	1,20	1,10
4 - limon sableux	1,83	1,30	1,78	1,32
5 - limon argileux	2,03	1,44	2,04	1,49
6 - limon	1,73	1,32	1,77	1,40
7 - argile limoneuse	1,55	1,35	1,50	1,40
8 - argile sablo-limoneuse	1,55	1,35	1,50	1,40
9 - argile	1,51	1,18	1,50	1,40

Tableau A7 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) recalculées pour les classes de texture IFN à partir des valeurs de Chapelier *et al.* (1999).

Fonctions de Saxton *et al.* (1986)

Textures IFN	W entre pF 2,0 et 4,2	W entre pF 2,5 et 4,2
1 - sable	1,19	0,77
2 - sable limoneux	1,74	1,11
3 - sable argileux	1,35	0,93
4 - limon sableux	2,51	1,60
5 - limon argileux	2,60	1,71
6 - limon	3,41	2,10
7 - argile limoneuse	2,48	1,70
8 - argile sablo-limoneuse	1,34	0,96
9 - argile	1,77	1,27

Tableau A8 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées pour les classes de texture IFN à partir des fonctions de pédotransfert de Saxton *et al.* (1999).

Coefficients de l'USDA

Texture USDA		Argile%	Limon%	Sable%	USDA (mm/cm)	USDA modélisé
Sa	Sand	3	8	89	0.38	0.35
LoSa	Loamy sand	7	15	78	0.62	0.62
SaLo	Sandy loam	10	25	65	0.88	0.90
Lo	Loam	20	40	40	1.33	1.35
SiLo	Silt loam	15	65	20	1.89	1.86
Si	Silt	5	90	5	2.53	2.54
SiClLo	Silt clay loam	35	55	10	1.64	1.61
ClLo	Clay loam	35	35	30	1.34	1.34
SaClLo	Sandy clay loam	30	15	55	1.05	1.08
SaCl	Sandy clay	45	10	45	1.15	1.14
SiCl	Silty clay	50	45	5	1.28	1.33
Cl	Clay	55	20	25	1.17	1.14

Tableau A9 : Classes de textures, granulométrie et quantités d'eau disponible selon l'USDA (Integrated Cropping Systems and Water Management Handbook AGRO-76) et valeurs modélisées pour cette étude.

Textures IFN	W d'après les valeurs USDA	W d'après la modélisation des valeurs de l'USDA
1 - sable	0,52	0,42
2 - sable limoneux	0,83	0,85
3 - sable argileux	0,93	0,87
4 - limon sableux	1,56	1,53
5 - limon argileux	1,71	1,74
6 - limon	2,27	2,36
7 - argile limoneuse	1,52	1,56
8 - argile sablo-limoneuse	1,09	1,06
9 - argile	1,20	1,08

Tableau A10 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées pour les classes de texture IFN à partir des données de l'USDA et à partir du modèle calibré pour cette étude.

Fonctions de Saxton & Rawls (2006)

Texture IFN	GTSOL 1		GTSOL 2		GTSOL 3		GTSOL 4		GTSOL 5	
	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil
1	0,66	0,19	0,89	0,46	0,76	0,30	0,6	0,16	0,60	0,10
2	1,13	0,62	1,36	0,9	1,22	0,73	1,06	0,56	1,06	0,44
3	1,01	0,51	1,25	0,79	1,11	0,63	0,95	0,46	0,95	0,35
4	1,79	1,27	2,02	1,56	1,88	1,38	1,72	1,20	1,72	1,08
5	1,92	1,48	2,13	1,74	2,01	1,59	1,88	1,43	1,88	1,32
6	2,65	2,10	2,87	2,40	2,73	2,21	2,57	2,01	2,57	1,89
7	1,62	1,31	1,79	1,52	1,71	1,41	1,62	1,30	1,62	1,19
8	1,12	0,70	1,35	0,96	1,23	0,81	1,09	0,67	1,09	0,56
9	0,96	0,78	1,09	0,93	1,04	0,87	0,98	0,84	0,98	0,75

Texture IFN	GTSOL 6		GTSOL 7		GTSOL 8		GTSOL 9	
	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil
1	0,4	0,10	0,89	0,46	0,66	0,19	0,76	0,27
2	0,86	0,44	1,36	0,9	1,13	0,62	1,22	0,68
3	0,74	0,35	1,25	0,79	1,01	0,51	1,11	0,58
4	1,53	1,08	2,02	1,56	1,79	1,27	1,88	1,31
5	1,69	1,32	2,13	1,74	1,92	1,48	2,01	1,54
6	2,39	1,89	2,87	2,40	2,65	2,1	2,73	2,13
7	1,43	1,19	1,79	1,52	1,62	1,31	1,71	1,40
8	0,87	0,56	1,35	0,96	1,12	0,70	1,23	0,79
9	0,81	0,75	1,09	0,93	0,96	0,78	1,04	0,93

Tableau A11 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Saxton & Rawls (2006) pour les 9 grands types de sol (GTSOL) de l'IFN.

Coefficients de Schaap *et al.*, 1999, 2001 (ROSETTA)

Texture USDA		W d'après les fonctions de pédotransfert par classes de texture	W d'après les données de la base ROSETTA
Sa	Sand	0,36	0,14
LoSa	Loamy sand	0,52	0,34
SaLo	Sandy loam	1,06	0,92
Lo	Loam	1,45	1,11
SiLo	Silt loam	2,10	1,36
Si	Silt	2,16	2,18
SiClLo	Silt clay loam	1,84	1,21
ClLo	Clay loam	1,40	0,93
SaClLo	Sandy clay loam	1,18	0,76
SaCl	Sandy clay	0,88	0,61
SiCl	Silty clay	1,47	0,88
Cl	Clay	1,43	0,97

Tableau A12 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées pour les classes de texture USDA à partir des données de Schaap *et al.*, 1999 & 2001

Textures IFN	W d'après les fonctions de pédotransfert par classes de texture	W d'après les données de la base ROSETTA
1 - sable	0,46	0,26
2 - sable limoneux	0,97	0,83
3 - sable argileux	1,09	0,86
4 - limon sableux	1,71	1,20
5 - limon argileux	1,89	1,26
6 - limon	2,13	1,85
7 - argile limoneuse	1,72	1,10
8 - argile sablo-limoneuse	1,06	0,70
9 - argile	1,42	0,95

Tableau A13 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées pour les classes de texture IFN à partir des données de Schaap *et al.*, 1999 & 2001

Fonctions de Wösten *et al.* (1999)

Textures	Entre pF 1,7 et 4,2		Entre pF 2,0 et 4,2		Entre pF 2,5 et 4,2	
	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil
Coarse	2.34	1.95	1.84	1.41	1.12	0.75
Medium	2.28	1.99	1.97	1.74	1.4	1.27
Medium fine	2.75	2.43	2.51	2.23	1.9	1.72
Fine	1.94	1.59	1.7	1.44	1.28	1.11
Very fine	2.34	1.56	2.08	1.42	1.57	1.11

Tableau A14 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Wösten *et al.* (1999) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ et en différenciant les horizons organiques (Topsoil) et minéraux (Subsoil).

Textures IFN	Entre pF 1,7 et 4,2		Entre pF 2,0 et 4,2		Entre pF 2,5 et 4,2		CP. 2011
	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	Topsoil	Subsoil	
1 - sable	2,34	1,95	1,84	1,41	1,12	0,75	0,001
2 - sable limoneux	2,32	1,97	1,89	1,54	1,23	0,96	0,40
3 - sable argileux	2,30	1,98	1,92	1,63	1,31	1,10	0,70
4 - limon sableux	2,28	1,99	1,97	1,74	1,40	1,27	0,90
5 - limon argileux	2,48	2,18	2,20	1,95	1,61	1,46	1,00
6 - limon	2,75	2,43	2,51	2,23	1,90	1,72	1,00
7 - argile limoneuse	2,17	1,83	1,93	1,66	1,44	1,27	0,90
8 - argile sablo-limoneuse	2,14	1,83	1,86	1,62	1,35	1,20	0,70
9 - argile	2,13	1,60	1,88	1,45	1,41	1,12	0,90

Tableau A15 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Wösten *et al.* (1999) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ et en différenciant les horizons organiques (Topsoil) et minéraux (Subsoil).

Coefficients de Bruand *et al.* (2002)

Texture		DA _h	W entre pF 2,0 et 4,2	W entre pF 2,5 et 4,2
Argile lourde	ALO	1,4	1,32	1,11
		1,3	1,22	1,03
Argile	A - AL	1,6	1,10	0,91
		1,5	1,04	0,86
Argile sableuse	AS	1,7	0,99	0,85
		1,6	0,93	0,80
Limon	LM - LA	1,5	1,71	1,38
		1,4	1,60	1,29
Limon sableux	LMS - LAS	1,6	1,68	1,31
		1,5	1,58	1,23
Limon très sableux	LS - LSA	1,7	1,33	1,05
		1,6	1,25	0,99
Sable argilo limoneux	SL - SA	1,7	1,34	0,93
		1,6	1,27	0,88
Sable	S	1,6	0,88	0,63
		1,5	0,82	0,58

Tableau A16 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Bruand *et al.* (2002) pour deux valeurs de pF à la capacité au champ et pour plusieurs densité apparentes (DA_h = densité apparente de l'horizon déduite de la densité de motte).

Texture	Entre pF 2,0 et 4,2			Entre pF 2,5 et 4,2			CP. 2011
	MOY	ORG	MIX	MOY	ORG	MIX	
1 - sable	0,85	0,82	0,88	0,61	0,58	0,63	0,80
2 - sable limoneux	1,31	1,27	1,34	0,91	0,88	0,93	1,30
3 - sable argileux	1,31	1,27	1,34	0,91	0,88	0,93	1,30
4 - limon sableux	1,53	1,48	1,57	1,21	1,17	1,25	1,40
5 - limon argileux	1,64	1,59	1,70	1,30	1,26	1,35	1,60
6 - limon	1,66	1,60	1,71	1,34	1,29	1,38	1,60
7 - argile limoneuse	1,07	1,04	1,10	0,89	0,86	0,91	1,00
8 - argile sablo-limoneuse	0,96	0,93	0,99	0,83	0,8	0,85	1,10
9 - argile	1,27	1,22	1,32	1,07	1,03	1,11	1,20

Tableau A17 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Bruand *et al.* (2002) pour deux valeurs de pF à la capacité au champ, sans différenciation des densités apparentes (MOY) et en différenciant les horizons organiques (ORG) et minéraux (MIX) selon la densité apparente. Valeurs proposées par Piedallu *et al.* (2011).

Coefficients de Bruand *et al.* (2003)

Texture	DA _n	W entre pF 2,0 et 4,2	W entre pF 2,5 et 4,2
Very Fine VF	1,15	1,48	1,25
	1,25	1,61	1,36
	1,25	1,35	1,16
	1,35	1,46	1,26
	1,35	1,36	1,19
	1,45	1,46	1,27
Fine F	1,25	1,38	1,11
	1,35	1,49	1,20
	1,35	1,18	1,00
	1,45	1,26	1,07
	1,45	1,00	0,86
	1,55	1,07	0,91
	1,55	0,84	0,65
	1,65	0,89	0,69
Medium Fine MF	1,65	0,83	0,58
	1,75	0,78	0,52
	1,35	1,44	1,12
	1,45	1,55	1,20
	1,45	1,48	1,17
	1,55	1,59	1,26
Medium M	1,55	1,37	1,19
	1,65	1,47	1,27
	1,45	1,28	0,93
	1,55	1,37	0,99
	1,55	1,56	1,25
	1,65	1,67	1,34
	1,65	1,09	0,93
	1,75	1,15	0,98
Coarse C	1,75	0,99	0,85
	1,85	1,06	0,91
	1,55	1,13	0,87
	1,65	1,21	0,93
	1,65	1,12	0,73
	1,75	1,07	0,68
	1,75	1,22	0,93
	1,85	1,29	0,98

Tableau A18 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Bruand *et al.* (2003) pour deux valeurs de pF à la capacité au champ et pour plusieurs densité apparentes (DA_n = densité apparente de l'horizon déduite de la densité de motte).

Texture	W entre pF 2,0 et 4,2			W entre pF 2,5 et 4,2		
	MOY	ORG	MIX	MOY	ORG	MIX
1 - sable	1,18	1,15	1,22	0,87	0,85	0,89
2 - sable limoneux	1,21	1,24	1,16	0,92	0,93	0,9
3 - sable argileux	1,23	1,30	1,12	0,96	0,99	0,91
4 - limon sableux	1,25	1,38	1,07	1,00	1,06	0,91
5 - limon argileux	1,35	1,42	1,24	1,09	1,10	1,06
6 - limon	1,48	1,48	1,48	1,20	1,15	1,25
7 - argile limoneuse	1,19	1,34	1,03	0,95	1,08	0,82
8 - argile sablo-limoneuse	1,18	1,34	0,98	0,94	1,06	0,81
9 - argile	1,25	1,37	1,12	1,03	1,14	0,92

Tableau A19 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Bruand *et al.* (2003) pour deux valeurs de pF à la capacité au champ, sans différenciation des densités apparentes (MOY) et en différenciant les horizons organiques (ORG) et minéraux (MIX) selon la densité apparente.

Coefficients de Bruand *et al.* (2004)

Texture	A			E, B, C			A		E, B, C	
	DA _h	pF 1,5 pF 4,2	pF 2,0 pF 4,2	DA _h	pF 1,5 pF 4,2	pF 2,0 pF 4,2	DA _h	pF 2,5 pF 4,2	DA _h	pF 2,5 pF 4,2
S	1,3	1,00	0,72	1,65	1,32	0,92	1,49	0,37	1,73	0,61
SL	1,5	1,57	1,28	1,55	1,74	1,44	1,61	0,89	1,59	0,92
SA	1,7	1,52	1,34	1,65	1,34	1,07	1,66	1,02	1,65	0,65
LLS										
LS	1,7	1,77	1,72				1,70	1,48		
LMS	1,3	1,98	1,83	1,55	2,11	1,8	1,53	1,60	1,58	1,41
LSA	1,5	1,55	1,48	1,55	1,41	1,08	1,55	1,27	1,57	0,77
LAS	1,3	1,84	1,72	1,55	1,68	1,44	1,45	1,48	1,58	1,14
LA	1,3	1,81	1,71	1,45	1,81	1,55	1,42	1,5	1,53	1,17
LL										
LM	1,3	2,37	2,26	1,55	2,42	2,36	1,40	1,74	1,52	1,59
AL	1,3	1,53	1,41	1,35	1,42	1,26	1,42	1,16	1,55	0,93
AS	1,3	1,80	1,58	1,55	1,28	1,10	1,31	1,22	1,69	0,78
A				1,65	1,18	1,07			1,67	0,69
Alo	1,1	1,53	1,30	1,25	1,67	1,49	1,31	1,02	1,43	0,87

Tableau A20 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Bruand *et al.* (2004) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ en séparant les horizons superficiels (A) et les horizons profonds (E, B, C). DA_h = densité apparente de l'horizon déduite de la densité de motte).

Texture IFN	Entre pF 1,5 et 4,2		Entre pF 2,0 et 4,2		Entre pF 2,5 et 4,2		CP. 2011
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	
1	1,00	1,32	0,72	0,92	0,37	0,61	0,60
2	1,57	1,74	1,28	1,44	0,89	0,92	1,30
3	1,52	1,34	1,34	1,07	1,02	0,65	1,30
4	1,76	1,74	1,69	1,51	1,45	1,09	1,70
5	1,83	1,75	1,72	1,50	1,49	1,16	1,70
6	2,37	2,42	2,26	2,36	1,74	1,59	2,10
7	1,53	1,42	1,41	1,26	1,16	0,93	1,40
8	1,80	1,28	1,58	1,10	1,22	0,78	1,60
9	1,53	1,43	1,30	1,28	1,02	0,78	1,20

Tableau A21 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Bruand *et al.* (2004) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ et en différenciant les horizons supérieurs (ORG) et inférieurs (MIX). Valeurs proposées par Piedallu *et al.* (2011).

Coefficients de Al Majou *et al.* (2007)

Textures	W entre pF 1,5 et 4,2	W entre pF 2,0 et 4,2	W entre pF 2,5 et 4,2
Coarse	1,48	1,05	0,73
Medium	1,64	1,46	1,17
Medium fine	1,69	1,54	1,25
Fine	1,34	1,19	0,97
Very fine	1,15	1,02	0,80

Tableau A22 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Al Majou *et al.* (2007) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ.

Textures	W entre pF 1,5 et 4,2	W entre pF 2,0 et 4,2	W entre pF 2,5 et 4,2
1 - sable	1,48	1,05	0,73
2 - sable limoneux	1,54	1,21	0,91
3 - sable argileux	1,59	1,32	1,02
4 - limon sableux	1,64	1,46	1,17
5 - limon argileux	1,66	1,49	1,20
6 - limon	1,69	1,54	1,25
7 - argile limoneuse	1,45	1,30	1,06
8 - argile sablo-limoneuse	1,52	1,35	1,09
9 - argile	1,28	1,14	0,91

Tableau A23 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Al Majou *et al.* (2007) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ.

Coefficients de Al Majou et al. (2008b)

Textures	W entre pF 1,5 et 4,2			W entre pF 2,0 et 4,2			W entre pF 2,5 et 4,2		
	TOUT	ORG	MIX	TOUT	ORG	MIX	TOUT	ORG	MIX
Coarse	1,38	1,44	1,31	0,98	1,07	0,88	0,68	0,76	0,59
Medium	1,54	1,67	1,5	1,36	1,5	1,31	1,09	1,28	1,02
Medium fine	1,67	1,85	1,57	1,51	1,69	1,40	1,22	1,42	1,10
Fine	1,28	1,38	1,25	1,12	1,20	1,09	0,89	0,95	0,87
Very fine	1,12	1,57	1,08	0,99	1,38	0,95	0,77	1,09	0,75

Tableau A24 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Al Majou et al. (2008b) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ en séparant les horizons superficiels (ORG) et les horizons profonds (MIX) ou non (TOUT).

Texture	W entre pF 1,5 et 4,2			W entre pF 2,0 et 4,2			W entre pF 2,5 et 4,2			CP.2011	
	TOUT	ORG	MIX	TOUT	ORG	MIX	TOUT	ORG	MIX	ORG	MIX
1 - sable	1,38	1,44	1,31	0,98	1,07	0,88	0,68	0,76	0,59	1,10	0,90
2 - sable limoneux	1,44	1,53	1,39	1,13	1,24	1,05	0,84	0,97	0,76	1,40	0,70
3 - sable argileux	1,49	1,59	1,44	1,23	1,36	1,17	0,95	1,11	0,88	1,40	0,70
4 - limon sableux	1,54	1,67	1,50	1,36	1,50	1,31	1,09	1,28	1,02	1,70	1,40
5 - limon argileux	1,60	1,75	1,53	1,42	1,58	1,35	1,15	1,34	1,05	1,70	1,50
6 - limon	1,67	1,85	1,57	1,51	1,69	1,40	1,22	1,42	1,1	1,70	1,50
7 - argile limoneuse	1,40	1,52	1,35	1,24	1,35	1,19	0,99	1,09	0,94	1,50	1,30
8 - argile sablo-limoneuse	1,44	1,55	1,40	1,26	1,38	1,22	1,01	1,15	0,96	1,60	1,40
9 - argile	1,23	1,48	1,19	1,08	1,30	1,05	0,85	1,03	0,83	1,30	1,00

Tableau A25 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Al Majou et al. (2008b) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ et en différenciant les horizons supérieurs (ORG) et inférieurs (MIX) ou non (TOUT). Valeurs proposées par Piedallu et al. (2011).

Coefficients de Le Bas et al. (1998)

Textures	W entre pF 1,5 et 4,2						W entre pF 2,5 et 4,2					
	Moyenne des coefficients		Faibles densités apparentes		Plus forts coefficients		Moyenne des coefficients		Faibles densités apparentes		Plus forts coefficients	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
Coarse	1,25	1,22	1,21	1,18	1,29	1,26	0,89	0,70	0,83	0,67	0,95	0,72
Medium	1,96	2,06	1,96	2,28	1,96	2,28	1,72	1,59	1,72	1,70	1,72	1,70
Medium fine	2,35	2,04	2,35	1,99	2,35	2,10	2,00	1,64	2,00	1,55	2,00	1,73
Fine	1,55	1,46	1,40	1,46	1,69	1,46	1,22	1,17	1,07	1,17	1,37	1,17
Very fine	1,66	1,40	1,52	1,40	1,79	1,40	1,31	1,09	1,20	1,09	1,42	1,09

Tableau A26 : Classes de textures et quantités d'eau disponible selon Le Bas et al. (1997) pour deux valeurs de pF à la capacité au champ et en séparant les horizons superficiels (ORG) et les horizons profonds (MIX).

Textures	W entre pF 1,5 et 4,2						W entre pF 2,5 et 4,2					
	Moyenne des coefficients		Faibles densités apparentes		Plus forts coefficients		Moyenne des coefficients		Faibles densités apparentes		Plus forts coefficients	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1 - sable	1.25	1.22	1.21	1.18	1.29	1.26	0.89	0.70	0.83	0.67	0.95	0.72
2 - sable limoneux	1.53	1.55	1.51	1.62	1.56	1.67	1.22	1.05	1.19	1.08	1.26	1.11
3 - sable argileux	1.73	1.78	1.71	1.91	1.74	1.94	1.45	1.30	1.43	1.36	1.46	1.37
4 - limon sableux	1.96	2.06	1.96	2.28	1.96	2.28	1.72	1.59	1.72	1.70	1.72	1.70
5 - limon argileux	2.13	2.05	2.13	2.15	2.13	2.20	1.84	1.61	1.84	1.63	1.84	1.71
6 - limon	2.35	2.04	2.35	1.99	2.35	2.10	2.00	1.64	2.00	1.55	2.00	1.73
7 - argile limoneuse	1.78	1.65	1.69	1.66	1.88	1.68	1.46	1.32	1.36	1.31	1.56	1.35
8 - argile sablo-limoneuse	1.80	1.82	1.74	1.95	1.85	1.95	1.52	1.42	1.46	1.48	1.58	1.48
9 - argile	1.62	1.47	1.49	1.49	1.75	1.49	1.29	1.16	1.17	1.17	1.41	1.17

Tableau A27 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Le Bas et al. (1997) pour deux valeurs de pF à la capacité au champ et en séparant les horizons superficiels (ORG) et les horizons profonds (MIX).

Fonctions de Teepe <i>et al.</i> (2003)						
Texture IFN	pF = 1,7		pF = 2,0		pF = 2,5	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1	1,76	1,49	1,21	1,03	0,63	0,54
2	2,38	2,09	1,84	1,61	1,14	1,00
3	2,55	2,27	2,02	1,8	1,31	1,17
4	2,71	2,44	2,22	2,01	1,52	1,37
5	2,77	2,53	2,31	2,13	1,62	1,49
6	3,41	3,11	2,84	2,61	1,93	1,79
7	2,59	2,38	2,19	2,03	1,56	1,45
8	2,56	2,3	2,13	1,92	1,49	1,34
9	2,17	1,95	1,87	1,7	1,38	1,26

Tableau A28 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN Teepe *et al.* (2003) pour trois valeurs de pF à la capacité au champ et en séparant les horizons superficiels (ORG) et les horizons profonds (MIX).

Texture IFN	GTSOL 1		GTSOL 2		GTSOL 3		GTSOL 4		GTSOL 5	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1	1,76	1,42	2,41	1,60	2,01	1,49	1,76	1,42	1,76	1,36
2	2,38	1,99	2,96	2,22	2,62	2,09	2,38	1,99	2,38	1,91
3	2,55	2,16	3,07	2,39	2,77	2,27	2,55	2,16	2,55	2,07
4	2,71	2,33	3,12	2,57	2,89	2,44	2,71	2,33	2,71	2,22
5	2,77	2,41	3,07	2,64	2,9	2,53	2,77	2,41	2,77	2,29
6	3,41	2,96	3,82	3,25	3,59	3,11	3,41	2,96	3,41	2,80
7	2,59	2,27	2,83	2,49	2,71	2,38	2,59	2,27	2,59	2,14
8	2,56	2,19	2,92	2,42	2,72	2,30	2,56	2,19	2,56	2,08
9	2,17	1,83	2,39	2,06	2,28	1,95	2,17	1,83	2,17	1,70
Texture IFN	GTSOL 6		GTSOL 7		GTSOL 8		GTSOL 9			
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX		
1	1,49	1,36	2,41	1,60	1,76	1,42	1,76	1,49		
2	2,09	1,91	2,96	2,22	2,38	1,99	2,38	2,09		
3	2,27	2,07	3,07	2,39	2,55	2,16	2,55	2,27		
4	2,44	2,22	3,12	2,57	2,71	2,33	2,71	2,44		
5	2,53	2,29	3,07	2,64	2,77	2,41	2,77	2,53		
6	3,11	2,8	3,82	3,25	3,41	2,96	3,41	3,11		
7	2,38	2,14	2,83	2,49	2,59	2,27	2,59	2,38		
8	2,30	2,08	2,92	2,42	2,56	2,19	2,56	2,30		
9	1,95	1,70	2,39	2,06	2,17	1,83	2,17	1,95		

Tableau A29 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Teepe *et al.* (2003) pour les 9 grands types de sol (GTSOL) de l'IFN, avec une valeur de 1,7 pour le pF à la CC.

Texture IFN	GTSOL 1		GTSOL 2		GTSOL 3		GTSOL 4		GTSOL 5	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1	1,21	0,98	1,67	1,10	1,38	1,03	1,21	0,98	1,21	0,94
2	1,84	1,54	2,29	1,71	2,02	1,61	1,84	1,54	1,84	1,47
3	2,02	1,72	2,44	1,90	2,19	1,80	2,02	1,72	2,02	1,65
4	2,22	1,92	2,56	2,11	2,37	2,01	2,22	1,92	2,22	1,84
5	2,31	2,04	2,56	2,21	2,42	2,13	2,31	2,04	2,31	1,95
6	2,84	2,51	3,17	2,72	2,98	2,61	2,84	2,51	2,84	2,4
7	2,19	1,94	2,39	2,11	2,28	2,03	2,19	1,94	2,19	1,85
8	2,13	1,83	2,43	2,02	2,26	1,92	2,13	1,83	2,13	1,75
9	1,87	1,60	2,05	1,79	1,96	1,70	1,87	1,60	1,87	1,50

Texture IFN	GTSOL 6		GTSOL 7		GTSOL 8		GTSOL 9	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1	1,03	0,94	1,67	1,10	1,21	0,98	1,21	1,03
2	1,61	1,47	2,29	1,71	1,84	1,54	1,84	1,61
3	1,80	1,65	2,44	1,90	2,02	1,72	2,02	1,80
4	2,01	1,84	2,56	2,11	2,22	1,92	2,22	2,01
5	2,13	1,95	2,56	2,21	2,31	2,04	2,31	2,13
6	2,61	2,40	3,17	2,72	2,84	2,51	2,84	2,61
7	2,03	1,85	2,39	2,11	2,19	1,94	2,19	2,03
8	1,92	1,75	2,43	2,02	2,13	1,83	2,13	1,92
9	1,70	1,50	2,05	1,79	1,87	1,60	1,87	1,70

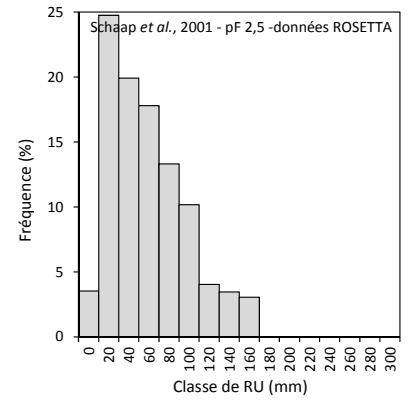
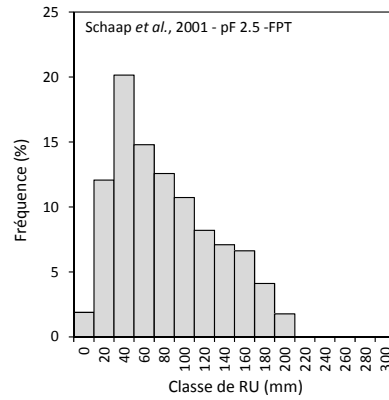
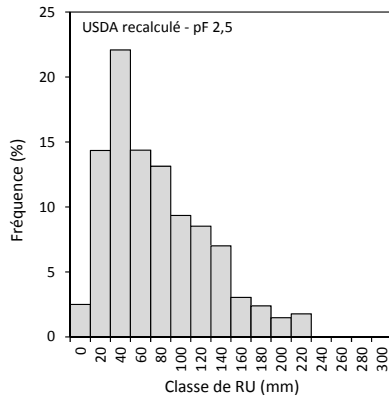
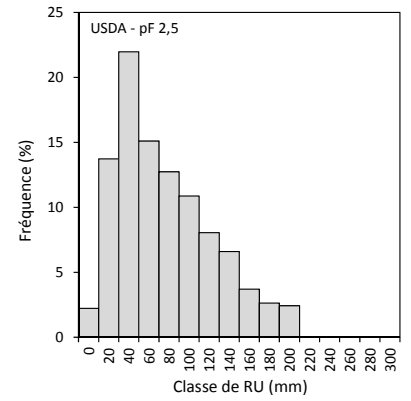
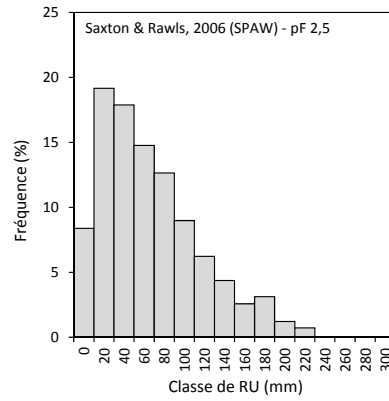
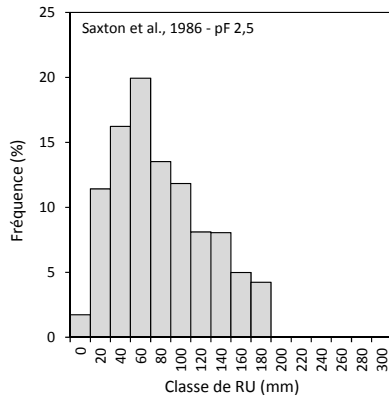
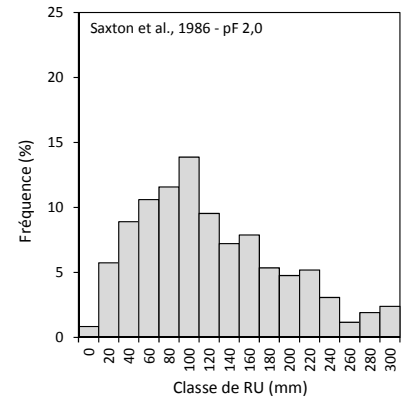
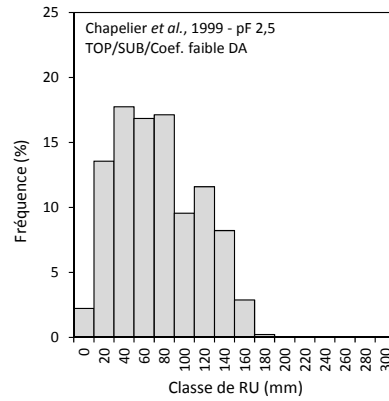
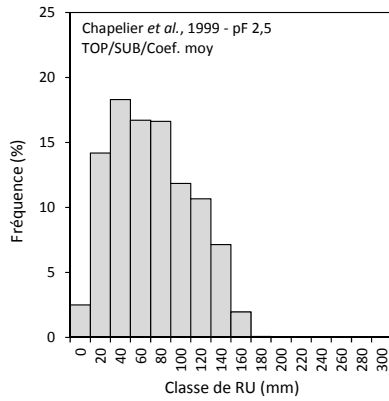
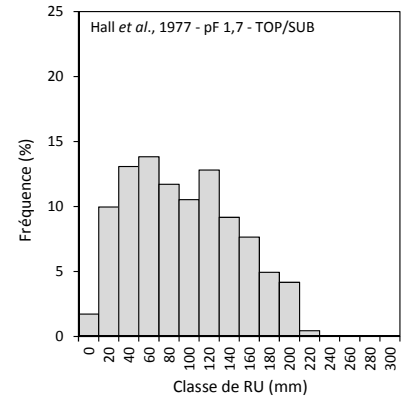
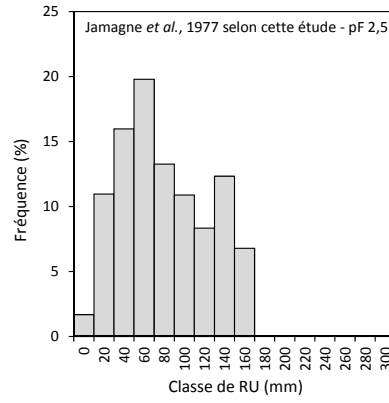
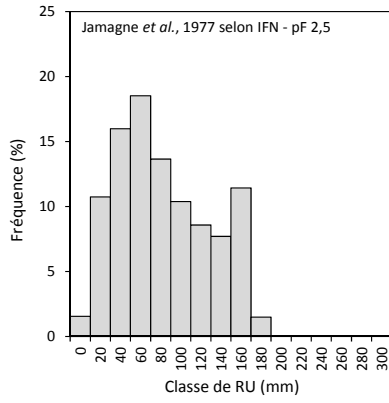
Tableau A30 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Teepe *et al.* (2003) pour les 9 grands types de sol (GTSOL) de l'IFN, avec une valeur de 2,0 pour le pF à la CC.

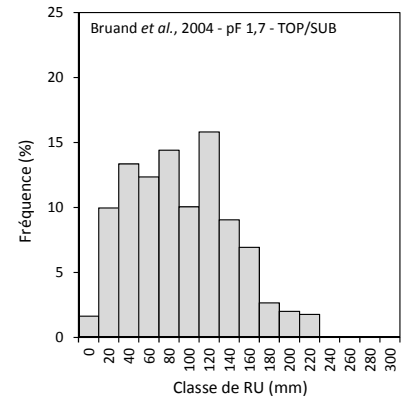
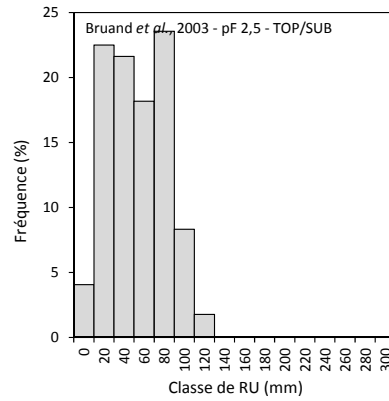
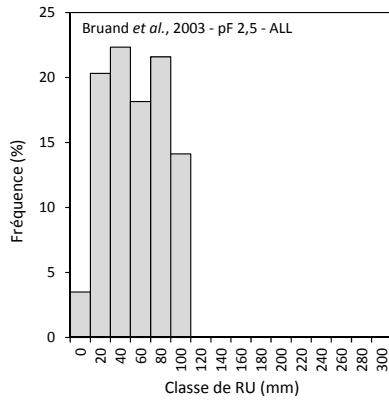
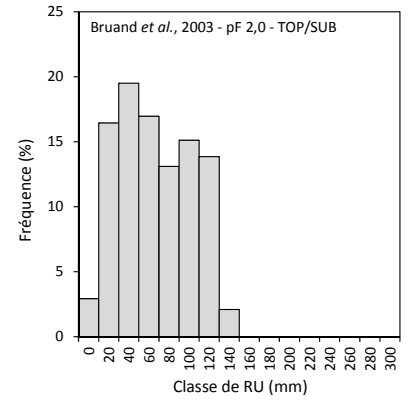
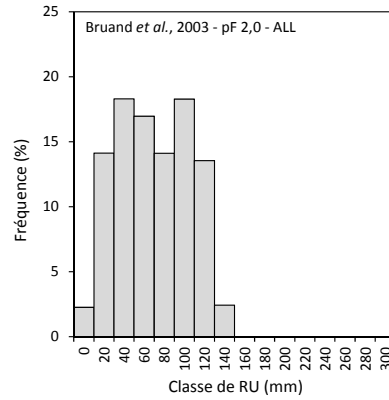
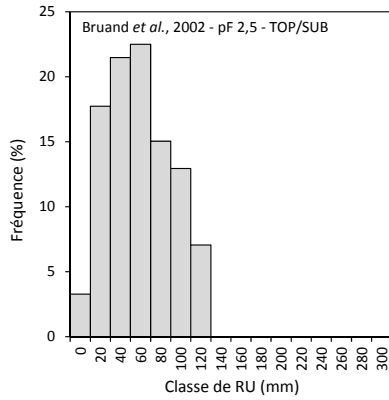
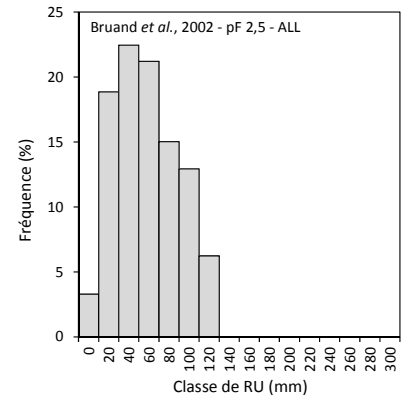
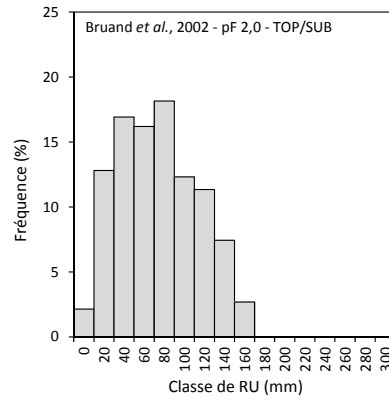
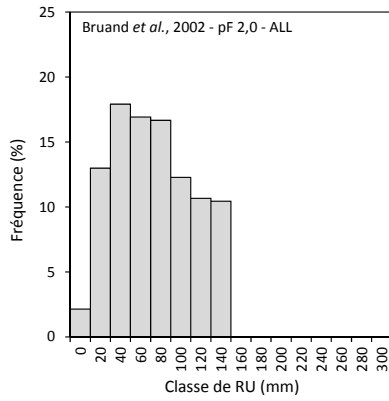
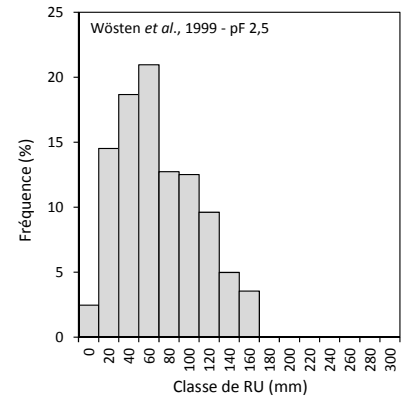
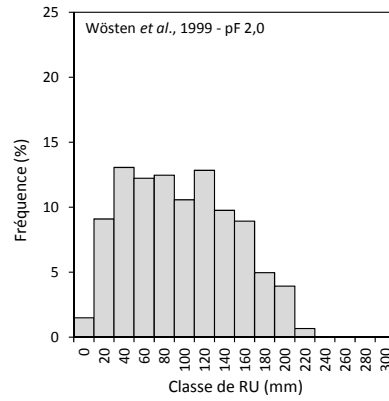
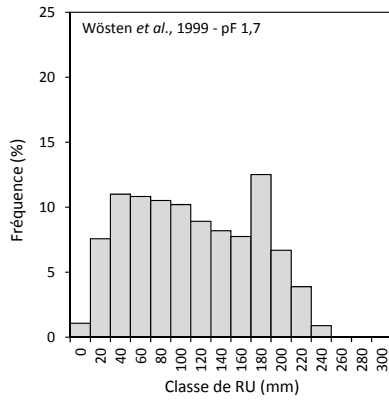
Texture IFN	GTSOL 1		GTSOL 2		GTSOL 3		GTSOL 4		GTSOL 5	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1	0,63	0,51	0,87	0,57	0,72	0,54	0,63	0,51	0,63	0,49
2	1,14	0,96	1,43	1,06	1,26	1,00	1,14	0,96	1,14	0,92
3	1,31	1,11	1,58	1,23	1,42	1,17	1,31	1,11	1,31	1,07
4	1,52	1,32	1,75	1,44	1,62	1,37	1,52	1,32	1,52	1,26
5	1,62	1,44	1,79	1,55	1,69	1,49	1,62	1,44	1,62	1,38
6	1,93	1,73	2,16	1,85	2,02	1,79	1,93	1,73	1,93	1,67
7	1,56	1,40	1,70	1,51	1,63	1,45	1,56	1,40	1,56	1,34
8	1,49	1,28	1,70	1,41	1,58	1,34	1,49	1,28	1,49	1,23
9	1,38	1,20	1,51	1,32	1,44	1,26	1,38	1,20	1,38	1,14

Texture IFN	GTSOL 6		GTSOL 7		GTSOL 8		GTSOL 9	
	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX	ORG	MIX
1	0,54	0,49	0,87	0,57	0,63	0,51	0,63	0,54
2	1,00	0,92	1,43	1,06	1,14	0,96	1,14	1,00
3	1,17	1,07	1,58	1,23	1,31	1,11	1,31	1,17
4	1,37	1,26	1,75	1,44	1,52	1,32	1,52	1,37
5	1,49	1,38	1,79	1,55	1,62	1,44	1,62	1,49
6	1,79	1,67	2,16	1,85	1,93	1,73	1,93	1,79
7	1,45	1,34	1,70	1,51	1,56	1,40	1,56	1,45
8	1,34	1,23	1,70	1,41	1,49	1,28	1,49	1,34
9	1,26	1,14	1,51	1,32	1,38	1,20	1,38	1,26

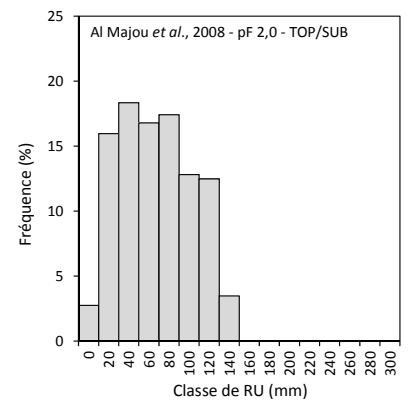
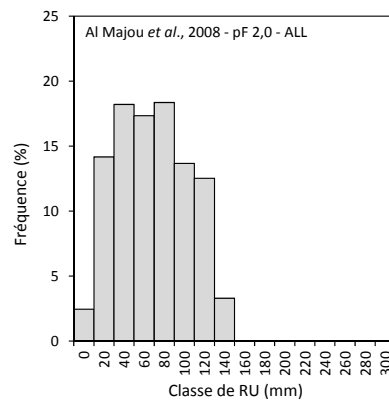
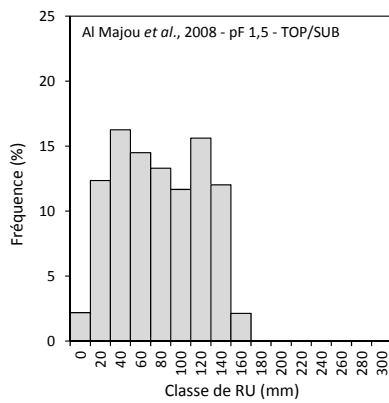
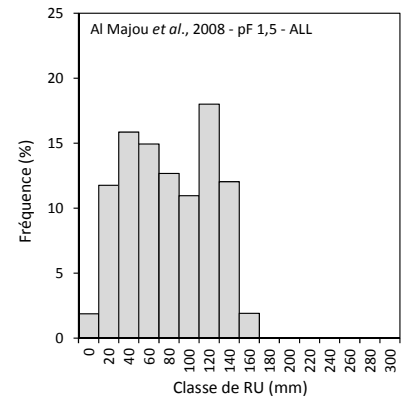
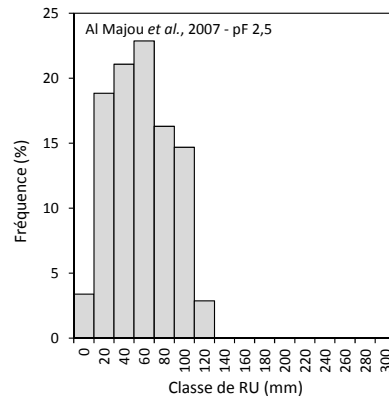
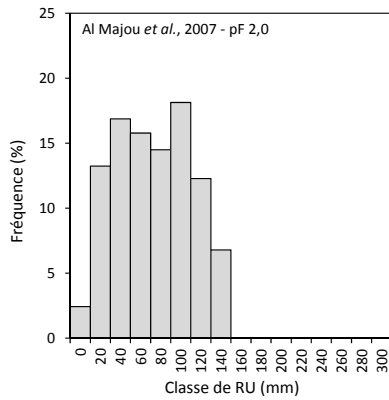
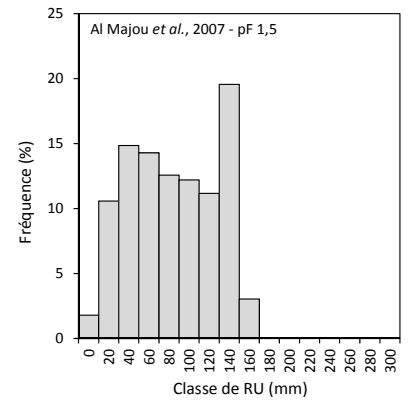
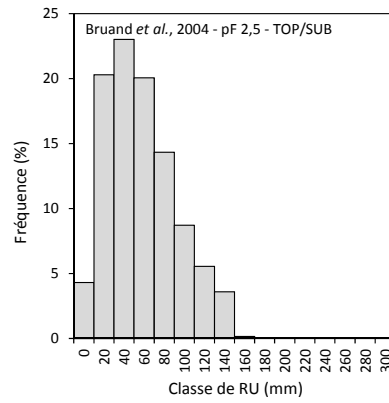
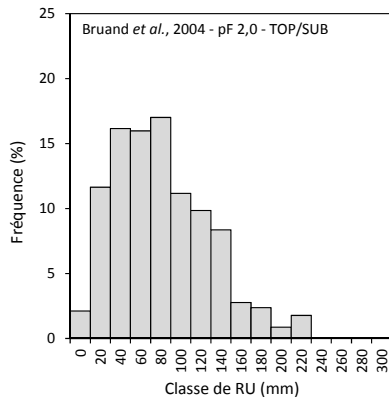
Tableau A31 : Quantités d'eau disponibles (mm d'eau / cm de sol) calculées par classe de texture du triangle IFN selon Teepe et al. (2003) pour les 9 grands types de sol (GTSOL) de l'IFN, avec une valeur de 2,5 pour le pF à la capacité au champ.

ANNEXE 1.7 – FREQUENCE DES CLASSES DE RESERVE UTILE SELON LES DIFFERENTES FONCTIONS DE PEDOTRANSFERT

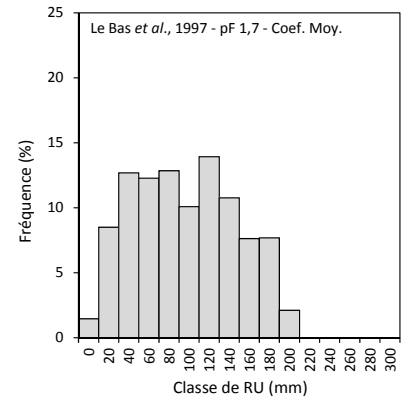
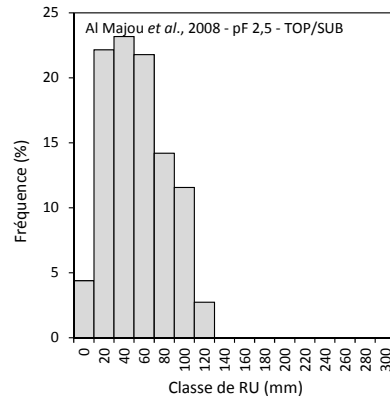
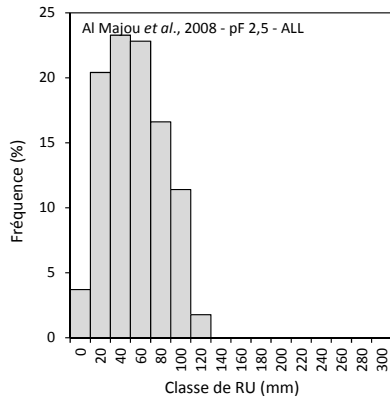




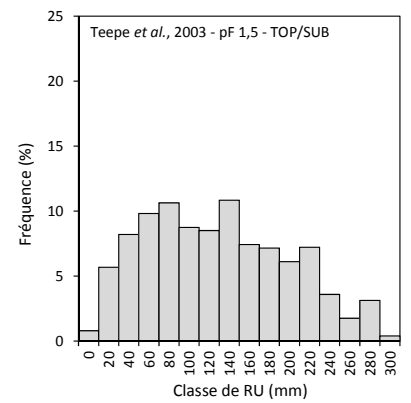
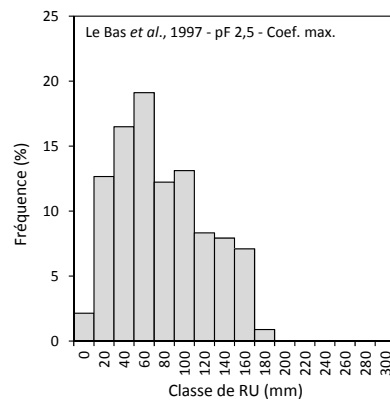
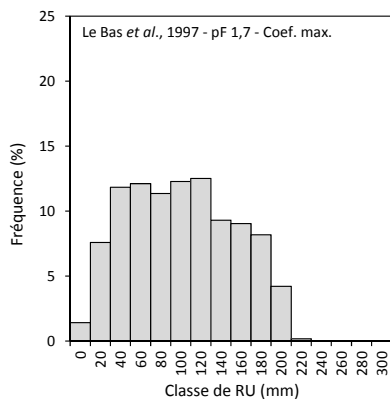
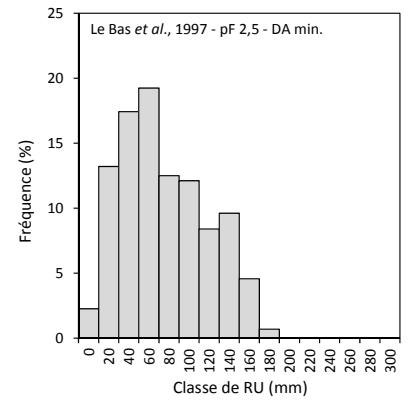
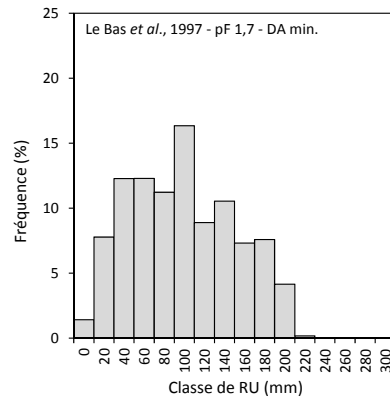
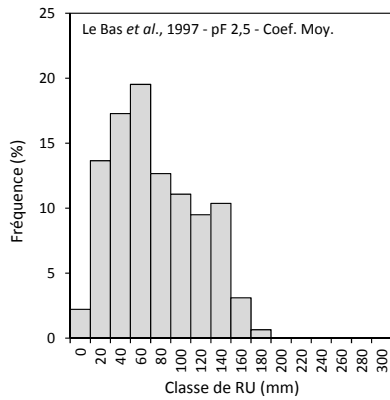
Suite →



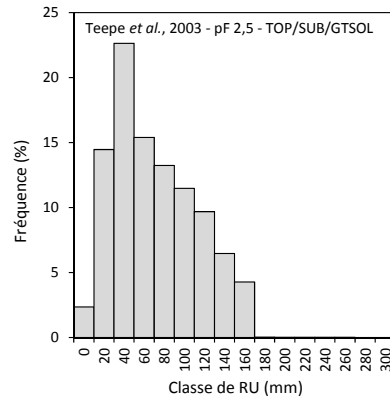
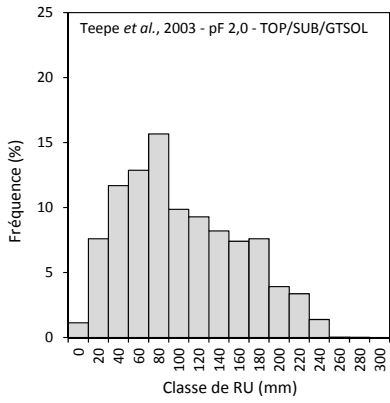
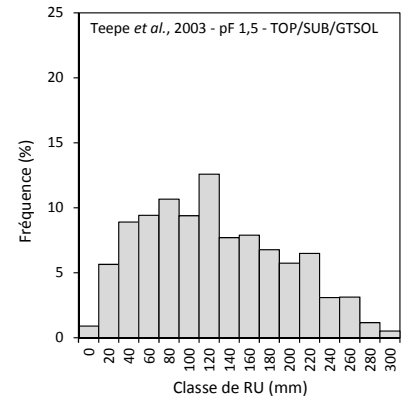
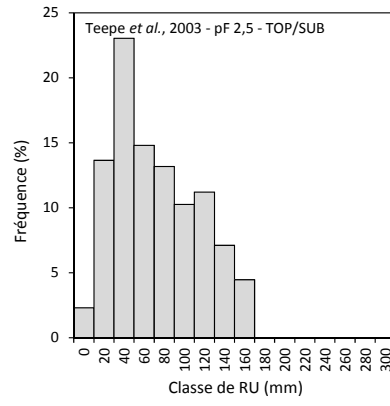
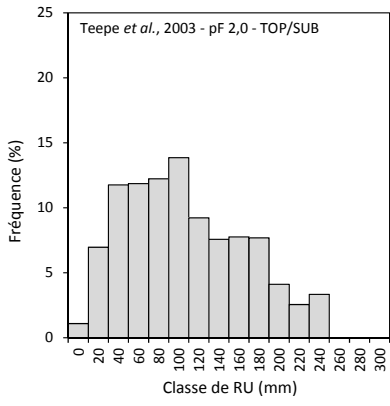
Analyse et spatialisation de scénario intégré de changement global sur la forêt française



Suite →

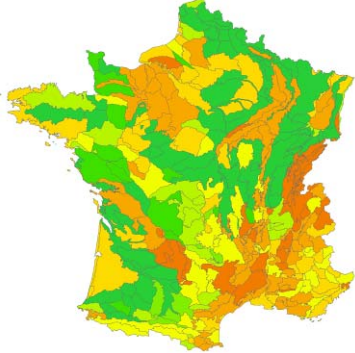


Analyse et spatialisation de scénario intégré de changement global sur la forêt française

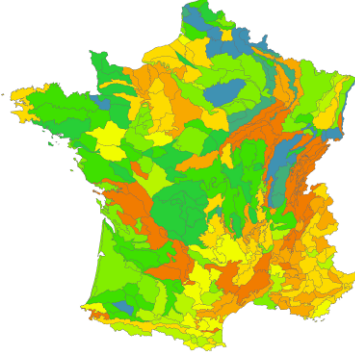


ANNEXE 1.8 – CARTES DE RESERVES UTILES

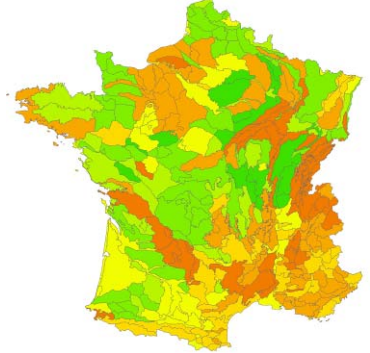
Jamagne et al., 1977 – IFN – pF 2,5



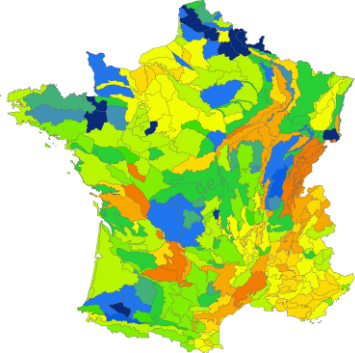
Hall et al., 1977 - pF 1,7 - TOP/SUB



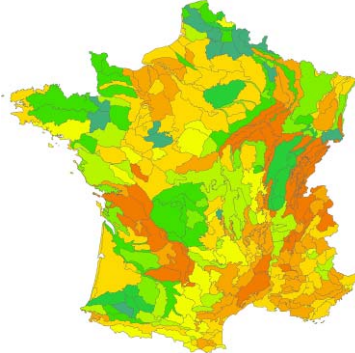
Chapelier et al., 1999 - pF 2,5 - TOP/SUB



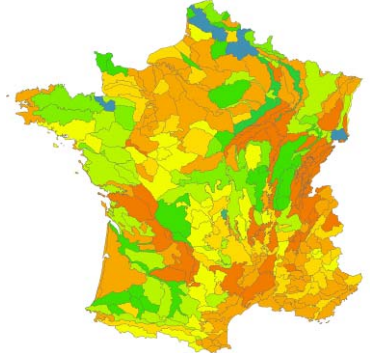
Saxton et al., 1986 - pF 2,0



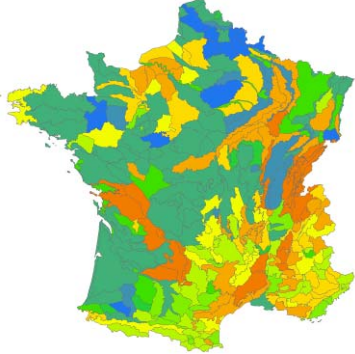
Saxton et al., 1986 - pF 2,5



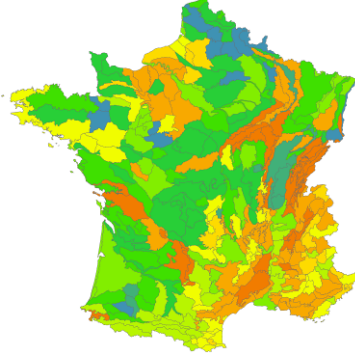
USDA



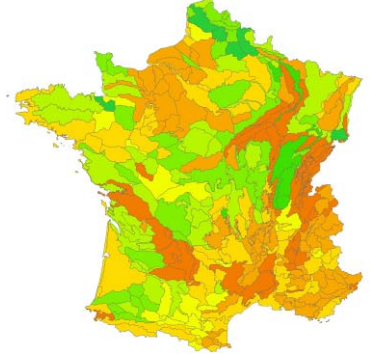
Wösten et al., 1999 - pF 1,7



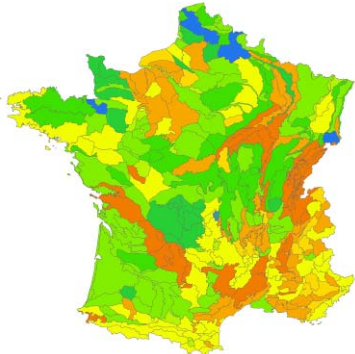
Wösten et al., 1999 - pF 2,0



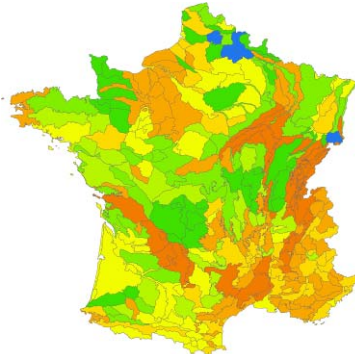
Wösten et al., 1999 - pF 2,5



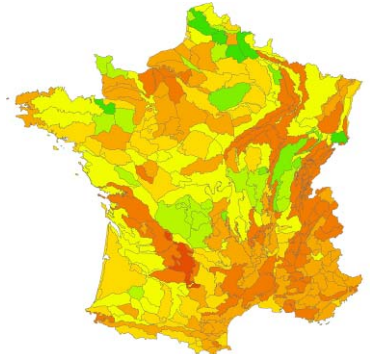
Bruand et al., 2004 - pF 1,7 - TOP/SUB



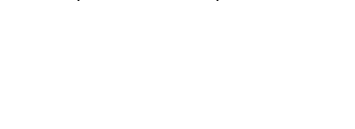
Bruand et al., 2004 - pF 2,0 - TOP/SUB



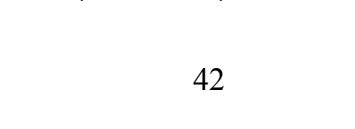
Bruand et al., 2004 - pF 2,5 - TOP/SUB



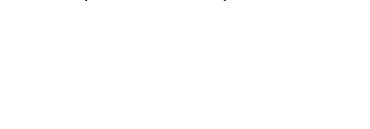
Teepe et al., 2003 - pF 1,5 - TOP/SUB



Teepe et al., 2003 - pF 2,0 - TOP/SUB



Teepe et al., 2003 - pF 2,5 - TOP/SUB



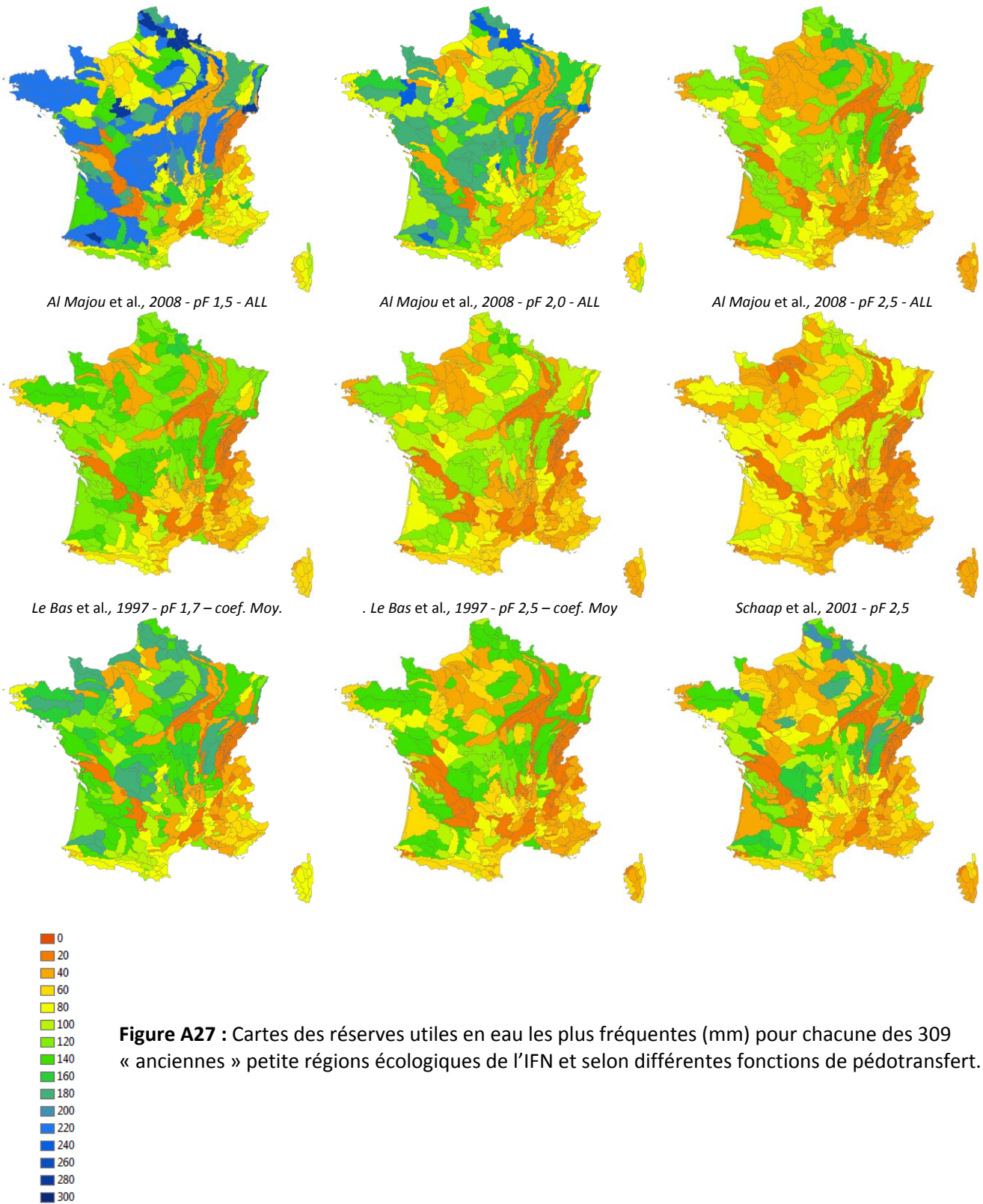


Figure A27 : Cartes des réserves utiles en eau les plus fréquentes (mm) pour chacune des 309 « anciennes » petite régions écologiques de l'IFN et selon différentes fonctions de pédotransfert.

ANNEXE 1.9 - CALCUL DES STOCKS DE CARBONE DANS LES SOLS

ARBRES DE REGRESSION BOOSTES

Les modèles utilisés dans cette étude sont généralement désignés sous le terme Gradient Boosted Regression Trees ou arbres de régression boostés. Ces modèles sont constitués d'une combinaison linéaire d'arbres de régression (ou de classification) et l'implémentation utilisée ici est celle du package R "*gbm*" (Ridgeway 2006). La méthode combine deux algorithmes :

1. la construction d'arbres de régression individuels
2. le "boosting", qui ajuste et combine de manière itérative les arbres de régression précédemment créés afin de minimiser une fonction de perte (ou *loss function*).

A chaque itération, un arbre de régression est ajusté sur une proportion du jeu de données (dont la taille dépend du paramètre *bag fraction*) choisie aléatoirement. Les principaux paramètres d'ajustement du modèle sont, dans le cas de l'implémentation *gbm* :

- Le seuil d'apprentissage ou learning rate (*lr*), qui représente la contribution de chaque arbre de régression à la construction du modèle et détermine la vitesse de convergence vers le modèle optimal.
- Le paramètre *tree size* (*ts*), qui est le nombre maximal de variables intervenant dans chaque arbre de régression, conditionne la complexité de chaque arbre. Lorsque $ts > 1$ chaque arbre de régression peut donc représenter des interactions d'au moins deux variables sur la prédiction de la variable d'intérêt.
- Le paramètre *min.obs*, nombre minimal d'observations au niveau des nœuds terminaux des arbres.
- Le nombre d'arbres (*nt*), qui est le nombre maximal d'arbres autorisé dans le modèle.
- Le paramètre bag fraction (*bf*), fixé à 0.75 selon les résultats obtenus par M. P. Martin et al. (2009).
- Le paramètre *cv.folds*, fixé classiquement à 5 (Ridgeway 2006), qui est le nombre de validations croisées effectuées afin de déterminer le nombre optimal d'arbres de régression élémentaires dans le modèle final.

De façon synthétique, on peut résumer l'intérêt d'utiliser ces modèles en mentionnant d'une part qu'ils permettent d'utiliser des variables explicatives de nature diverse (quantitative, qualitative, binaire). Elles peuvent être utilisées en nombre élevé dans les modèles, sans *a priori* et sans nécessiter d'étape préliminaire de sélection. Cet aspect convient parfaitement aux approches exploratoires. D'autre part, l'ajustement des modèles n'est pas affecté par la présence de valeurs manquantes et de variables corrélées, ni par la présence de valeurs anomaliques (outliers) dans le jeu de données (Friedman and Meulman 2003). Enfin, il a été démontré que les modèles BRT possèdent un pouvoir prédictif intéressant pour un certain nombre de propriétés des sols (Jalabert et al. 2010; M. P. Martin et al. 2011).

PREDICTEURS DES STOCKS DE CARBONE CONSIDERES

Les variables prédictives des stocks de carbone considérées dans le modèle sont l'occupation des sols, adapté des lignes directrices de l'IPCC (2006), le pourcentage d'argile, l'évapotranspiration, les précipitations, la température, *a*, *b*, variables dérivées du modèle de dynamique de la matière organique RothC (Coleman et al. 1997) et faisant intervenir d'autres variables pédologiques, climatiques et d'occupation des sols et la productivité primaire nette, estimée à partir des données MODIS par croisement spatial.

VALIDATION DES MODELES

Les modèles ont été validés par validation croisée. Soit $D = (X, Y)$ notre jeu de données, le vecteur Y représentant les stocks de carbone observés sur les sites RMQS, et la matrice X les prédicteurs utilisés dans le modèle, cette validation croisée a consisté à répéter, 1080 fois, l'algorithme suivant :

1. Tirage aléatoire d'un jeu de données de validation (10% des individus), $D_v = (X_v, Y_v)$, son complément étant le jeu de données d'ajustement D_a
2. Ajustement du modèle F sur le jeu de données D_a
3. Prédiction à partir du jeu de données de validation : $Y_v = F(X_v)$
4. Validation du modèle par calcul de la racine du carré moyen des erreurs (RMSPE), de l'erreur moyenne (MPE), de l'écart type de l'erreur de prédiction (SDPE) et du R^2 sur la paire (Y_v, Y_v)

ANNEXE 3.1 – ANALYSE DE LA BASE DE DONNEES DU DSF

Réalisation de la carte d'impact d'un agent pathogène

La base du Département de la Santé des Forêts (DSF) compile les mentions de problèmes sanitaires forestiers réalisées par un réseau d'environ 200 observateurs répartis en France. De 1989 to 2006, environ 12800 mentions de problèmes de santé ont été réalisés sur des Pins, dont 1064 concernent les dépérissements à *D. pinea*. Sur les chênes caducs, 10300 mentions de problèmes de santé ont été réalisés dont 1280 concernent l'oïdium. La méthodologie a été adaptée des techniques utilisées en épidémiologie humaine (Lawson, 2001). En effet, la façon non systématique et homogène sur la France dont les données sont collectées ne permet pas une interprétation directe du nombre local de mentions du problème étudié (*D. pinea* ou *E. alphitoides*). Pour cela, il est nécessaire de comparer ce nombre observé de mentions du problème étudié à un nombre local attendu. Succinctement, un nombre local attendu de mentions du problème étudié est calculé en utilisant le nombre de mentions d'une série de problèmes touchant même hôte qui servent de référence et qui permettent de mesurer à la fois la densité locale d'hôtes et la pression d'observation par les agents DSF locaux.

Le nombre observé a été obtenu à partir des mentions sur *P. nigra*, *P. pinaster* et *P. sylvestris* pour *D. pinea*. *P. halepensis*, *P. pinea* et *P. uncinata* n'ont pas été utilisés pour la carte de sévérité car ces espèces sont soit trop peu fréquentes, soit trop peu atteintes par *D. pinea*. Pour chaque peuplement de pin identifié, une seule mention de *D. pinea* a été conservée en sélectionnant celle qui correspond à la première mention où bien quand cela est possible à identifier, celle qui correspond au pic de sévérité de la maladie. En tout, 1019 mentions de *D. pinea* ont été utilisées. Pour *E. alphitoides*, nous avons utilisé les mentions sur chênes caducs, c'est-à-dire *Q. petraea*, *Q. pubescens* et *Q. robur*. Nous avons sélectionnés toutes les mentions d'oïdium qui ne sont pas liées à des régénérations de chêne ou bien à des défoliations par les insectes ou le gel. En effet, les fortes infections d'arbres adultes sont liées à des infections significatives de la première unité de croissance des chênes, celle formée au début du printemps. Ces infections fortes de la première unité de croissance sont rares. Par contraste, les secondes et troisièmes unités de croissance, formées en Juin et Août sont souvent assez fortement infectées et provoquent des symptômes très visibles sur les semis et qui font souvent l'objet de mentions de la part des correspondants DSF. Ces infections des 2 et 3^{ème} pousses sont toutefois peu importantes pour des arbres adultes car ces unités de croissance représentent une faible part de la surface foliaire. Pour cibler l'étude sur l'infection de la première unité de croissance nous avons donc exclu les régénérations de notre échantillon. D'autre part, si les infections sur arbres adultes liées à des défoliations par des insectes peuvent être importantes, elles sont déterminées largement par la dynamique des insectes responsables et ne peuvent être prise en compte par un modèle de concordance phénologique hôte / pathogène. En tout, 323 mentions d'oïdium du chêne ont été utilisées.

Le nombre attendu de mentions du problème étudié (*D. pinea* ou *E. alphitoides*) est estimé en utilisant une série de problèmes touchant le même hôte qui servent de référence et qui permettent de mesurer à la fois la densité locale d'hôtes et la pression d'observation par les agents DSF locaux. Pour *D. pinea*, nous avons utilisé comme référence toutes les mentions de la base DSF sur les 3 espèces de pins étudiées *P. nigra*, *P. pinaster* et *P. sylvestris* qui ne concernent pas *D. pinea* à l'exception de celles qui concernent la processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* ou la maladie des bandes rouges, *Dothistroma septospora*. Ces 2 problèmes sanitaires sont en effet très mentionnés dans la base et montrent un patron spatial fort qui aurait pu biaiser les résultats. En tout, 7646 mentions de référence ont été utilisées pour *D. pinea*. Pour les chênes, les problèmes de référence sélectionnés sont tous ceux concernant les peuplements de *Q. robur*, *Q. petraea* ou *Q. pubescens* de plus de 10 ans ou 5 m de hauteur et sont principalement des insectes défoliateurs, des problèmes de dépérissements et des pourridiés soit en tout 6226 mentions de référence.

Pour estimer les densités locales de mention du problème étudié (*D. pinea* ou *E. alphitoides*) et des problèmes servant de référence, les mentions de 1989 à 2006 ont été groupées. Les densités locales

de mentions ont été calculées par des estimateurs non paramétriques à noyaux (Wand & Jones 1995). Pour les problèmes étudiés et les références, le calcul a été fait sur une grille de 8 x 8 km avec un noyau quartique et une largeur de bande de 80 km. La méthode de validation croisée des moindres carrés (Wand & Jones, 1995) a été utilisée pour estimer la largeur de bande retenue. Le taux de mention standardisé (TMS) correspond au rapport entre nombre de mention observé et nombre de mentions attendu.

Pour les chênes, aucune distinction n'a été faite entre les 3 espèces de chênes concernées *Quercus petraea*, *Q. pubescens* et *Q. robur*. En effet, si des différences de sensibilité de ces 3 espèces des chênes à l'oïdium sont connues (Marçais & Desprez-Loustau, 2013), elles ne se traduisent pas par des différences notables de taux de signalements dans la base DSF. Le nombre attendu de mentions d'*E. alphitoides* est donc le produit de la densité locale de mentions de référence par le taux de mention global de l'oïdium sur la France (nb total de mention d'oïdium / nb total de mention de référence). Par contre, le taux de mentions de *D. pinea* est très différent selon l'espèce de pins : en moyenne de 35.3% sur la France pour *P. nigra* subsp *austriaca*, 26.3% pour *P. nigra* subsp *laricio*, 1.8% pour *P. pinaster* et 6.9% pour *P. sylvestris*. Il a donc fallu tenir compte de ces différences pour éviter que la carte ne reflète que la distribution de l'hôte le plus sensible. Pour chacune de ces espèces de pins, nous avons estimé un nombre attendu de mention de *D. pinea* et donc une carte de densité de mentions de référence. Le nombre attendu de mentions de *D. pinea* est alors la somme des nombres de mentions attendu par espèces de pins ($\sum \text{hôte} (\text{mentions_REFhôte} \times \text{TMmoyen_hôte})$), avec mentions_REFhôte , les densités de mentions de problèmes sanitaires de références par hôte et TMmoyen_hôte , le ratio entre le nombre total sur la France de mentions *D. pinea* et de celles références pour un hôte particulier). Les analyses ont été faites sous R (R Foundation for Statistical Computing).

Un biais potentiel et une variance sur le TMS ont été estimés par boot-strap. Des jeux de données simulés ont été générés en affectant à chaque mention utilisé (problème étudié, Oïdium / *D. pinea* ou référence) une nouvelle valeur (soit problème étudié, soit référence) en fonction du TMS local. Mille jeux de données simulés ont ainsi été générés et ont été utilisés pour produire 1000 cartes de TMS simulées. Le biais potentiel a été estimé par la différence entre le TMS observé et la moyenne des 1000 TMS simulés. La variance sur le TMS est estimée par la somme des 1000 carrés de la différence entre TMS simulé et TMS observé.

Utilisation de la base DSF pour étudier le déterminisme climatique de la mention d'un agent pathogène

Pour étudier plus en détail le déterminisme climatique de la mention de *D. pinea*, nous avons utilisé une approche voisine, mais basée sur le nombre de mentions réalisées par chaque observateur du DSF. Pour cela, nous avons calculé pour chaque observateur k , hôte pin h et année t , le nombre annuel de mentions de *D. pinea* $D_{Pt,k,h}$; nous avons aussi calculé le nombre annuel moyen de mentions de référence par pins hôtes et par observateur, $REF_{k,h}$. La dynamique de mentions de *D. pinea* $D_{Pt,k,h}$ a été étudiée par des modèles de type « zero-inflated poisson » bien adapté pour ce type de données comportant beaucoup de zéros. Le modèle évalue la mention comme un phénomène à 2 composantes : la première détermine la probabilité qu'un observateur puisse réaliser une mention de *D. pinea* au moins une année durant sa période d'activité (modélisée selon une loi binomiale) tandis la seconde détermine le nombre de mentions de *D. pinea* réalisées une année donnée si l'observateur est susceptible de mentionner la maladie (modélisé selon une loi de poisson). Les variables explicatives utilisées sont les paramètres climatiques moyens de la période 1989-06 pour la partie « binomiale » du modèle et les paramètres climatiques de l'année considérée et l'espèce de pin hôte sur laquelle est réalisée la mention pour la partie « poisson » du modèle. Le nombre moyen de référence $REF_{k,h}$ est introduit en offset sur la partie « poisson » du modèle.

Les mailles safran les plus proches des mentions sur pins de la base DSF ont été identifiées. Les espèces de pins utilisées sont *P. nigra*, *P. pinaster*, *P. sylvestris*, *P. halepensis*, *P. pinea* et *P. uncinata*. Le climat annuel affecté à un observateur pour un hôte pin donné est la moyenne des paramètres

climatiques de l'année considérée de toutes les mailles safran où l'observateur a réalisé une mention sur cet hôte durant sa période d'activité. Un calcul journalier de bilan hydrique a été estimé pour chaque maille safran pour un peuplement de pins de référence (indice foliaire = 4) sur un sol standard (réserve utile = 100 mm). Les indicateurs annuels de sécheresse calculés par le modèle Biljou© ont été traités ultérieurement comme les autres paramètres climatiques et utilisés dans la partie « poisson » du modèle. Les dépôts anthropiques d'azote peuvent être importants pour les dépérissements à *D. pinea*. Nous avons donc, de façon similaire à ce qui a été fait pour les paramètres climatiques, affecté un dépôt anthropique d'azote moyen à chaque observateur pour chacun des pins hôtes. Pour cela nous avons utilisé les données de Pieterse et al (2007) pour les dépôts azotés totaux (NH₄ +NO_y). La surface locale des pins hôtes, issus de la base IFN, et le dépôt anthropique d'azote ont été inclus dans l'analyse comme facteur confondant possibles pouvant biaiser les résultats. Aucune des deux n'apporte d'information significative (pvalue respectives de 0.26 et de 0.14).

Le modèle qui explique le mieux la mention de *D. pinea* en France pour la période 1989-06 est le suivant, comportant dans la partie « binomiale » TMp, la température moyenne journalière durant le printemps (Mars à Mai) et dans la partie « poisson » l'espèce de pin hôte et le bilan hydrique P-ETP des 2 années précédentes (PETP2) :

- (1) $\text{Logit}(1-p_{k,h}) = 4.8 - 0.4 \times \text{TMp}$
- (2) $\text{Log}(\text{DPT}_{k,h}) = \log(\text{REF}_{k,h}) + 7.2 - 3.4 \times \text{Pit}_{k,h} - 1.4 \times \text{SYt}_{k,h} - 0.6 \times \text{LAt}_{k,h} - 0.02 \times \text{CRt}_{k,h} - 2.1 \times \text{PAT}_{k,h} - 3.0 \times \text{ALt}_{k,h} - 0.93 \times \log(\text{PETP2} + 2000)$

avec $p_{k,h}$, la probabilité que l'observateur mentionne *D. pinea* au moins une année durant sa période d'activité, $\text{DPT}_{k,h}$ le nombre de mentions de *D. pinea* sur l'hôte h durant l'année t par l'observateur k , $\text{REF}_{k,h}$, le nombre moyen annuel de problèmes de référence par l'observateur k sur l'hôte h et $\text{Pit}_{k,h}$, $\text{SYt}_{k,h}$, $\text{LAt}_{k,h}$, $\text{CRt}_{k,h}$, $\text{PAT}_{k,h}$, $\text{ALt}_{k,h}$ des variables indicatrices pour les différentes espèces de pins (respectivement *P. pinaster*, *P. sylvestris*, *P. laricio*, *P. pinea*, *P. uncinata* et *P. halepensis*, le pin noir d'Autriche étant utilisé comme référence).

Pour l'oïdium du chêne, la mention d'oïdium paraît être principalement liée au climat. En effet, le meilleur modèle parmi ceux testés est le suivant :

- (1) $\text{Logit}(1-p_{k,h}) = 3.1 - 0.007 \times \text{RRp_moy}$
- (2) $\text{Log}(\text{EAt}_{k,h}) = \log(\text{REF}_{k,h}) - 2.0 + 0.17 \times \text{TMh}$

avec $p_{k,h}$, la probabilité que l'observateur mentionne *E. alphitoides* au moins une année durant sa période d'activité, $\text{EAt}_{k,h}$ le nombre de mentions de *E. alphitoides* sur l'hôte h durant l'année t par l'observateur k , $\text{REF}_{k,h}$, le nombre moyen annuel de problèmes de référence par l'observateur k sur l'hôte h , RRp la moyenne sur 20 ans de la pluviométrie des mois Avril-Mai-Juin et TMh la température moyenne des mois Décembre-Janvier-Février de l'année en cours.

Pour vérifier la qualité de ces modèles, nous avons testé s'ils prédisaient correctement le taux de mentions par région française durant la période considérée. Pour cela, les données ont été divisées de façon aléatoire en 10 lots. Le modèle a été ajusté en soustrayant un des 10 lots et les valeurs prédites pour les données du lot soustrait ont été calculées. Ceci a été réalisé successivement pour les 10 lots. La relation entre mentions standardisées prédites et observées pour les régions françaises est correct (résultat non montré).

ANNEXE 3.2 – MODELE DE L'OIDIUM DU CHENE

Les données de production d'ascospores par les chasmothèces d'*E. alphitoides* ont été collectées de 2004 à 2011 à Avignon, Bordeaux, Orléans, Nancy et Vagney, dans les Vosges (en tout 28 combinaison site * année).

A partir de ces données, une dynamique de production en fonction de JA, le jour de l'année a été ajustée selon le modèle :

$$\text{logit}(p_{ik}) = a_k + b_k * (JA_{ik} - \text{optik})^2$$

Ces modèles nous ont permis d'estimer pour toutes les combinaisons site*année k l'optimum de germination des chasmothèces. Nous avons testé avec le logiciel PMP des modèles de complexité croissante, à une phase (besoin uniquement d'un forçage par des températures positives) ou à deux phases (besoin successif d'une levée de dormance par des températures faibles ou « chilling » et d'une phase de forçage par des températures positives). Les modèles à 2 phases, de type « unichill » explique mieux les données, avec toutefois une plus forte complexité (6 paramètres au lieu de 3). De plus, une comparaison avec des données acquises antérieurement sur un gradient altitudinal dans les Pyrénées (Desprez-Loustau & al, 2010) montre que les estimations faites avec les modèles les plus simples à une seule phase sont bien plus proches de la réalité (résultats non montrés). Nous avons donc sélectionné le modèle le plus simple, nécessitant seulement une accumulation d'une somme de température SStar (369.9, intervalle de confiance [348.3-398.6]) au-delà d'une température seuil Tb (3.5°C, intervalle de confiance [2.7-3.1]), l'accumulation de température ne se faisant qu'à partir d'une date t0 (108.0, intervalle de confiance [107.5-108.5]). Ce modèle explique les données de façon satisfaisante (résultats non montré).

ANNEXE 3.3 – HYPOTHESES SUR LES DEPLACEMENTS DE LA PROCESSIONNAIRE DU PIN

- Les femelles adultes n'ont pas les capacités d'atteindre les foyers isolés par leurs propres moyens (capacités de vol mesurées en manège de vol nettement inférieures à la distance entre la limite nord de la distribution et ces foyers – au moins 30 km)
- Certains individus issus des foyers isolés en région parisienne ne proviennent pas de la zone d'expansion la plus proche mais de beaucoup plus loin, les individus d'un foyer étant génétiquement proches des populations du Sud-Ouest de la France, et les individus de deux autres foyers étant génétiquement proches des populations du Sud-Est de la France et de l'Italie
- Le transport longue distance de la processionnaire serait le plus vraisemblable au stade chrysalide. Parmi les ennemis naturels spécifiques de la processionnaire du pin, nous n'avons pas retrouvé dans les foyers de parasitoïdes des œufs mais des parasitoïdes émergeant des larves et des chrysalides (Diptères Tachinides *Phryxe caudata*). Un transport de larves, ou en d'autres termes, de nids est peu vraisemblable compte-tenu du caractère urticant affirmé et de la visibilité des nids, alors que des chrysalides sont difficilement détectables lorsqu'elles sont enfouies dans la terre.

ANNEXE 3.4 – IMPACT DE LA CANICULE SUR LES PONTES DE PROCESSIONNAIRE DU PIN

Résumé du manuscrit soumis à Global Change Biology (Robinet et al., 2013)

Some species are extending their range in response of the increasing trend of warmer temperatures. However the effects of more frequent climatic anomalies on these species are not clearly known. The pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*, is a forest pest that is currently extending its geographical distribution in Europe in response to climate warming but the population level decreased in its northern range (near Paris, France) following the 2003 heat wave. In this study, we tested whether the 2003 heat wave could have killed a large part of egg-masses (the main hypothesis emitted until now). First, the local heat wave intensity was determined. Then, an outdoor experiment was conducted to measure the deviation between the temperatures recorded by weather stations and these observed within sun-exposed egg-masses. A second experiment was conducted under laboratory conditions to simulate heat wave conditions and measure the potential effects of this heat wave on egg-masses. No effects were noticed on egg development. Then, larvae hatched from these egg-masses were reared under mild conditions until the third instar and no delayed effects on the development of larvae were found. Instead of eggs, the 2003 heat wave had probably affected directly or indirectly the young larvae that were already hatched when it occurred. Our results suggest that climatic anomalies could potentially mitigate the average warming effects. As extreme weather conditions are predicted to become more frequent in the future, it is necessary to disentangle the effects of the warming trend from the effects of climatic anomalies when predicting the answers of a species to climate change.

ANNEXE 3.5 – MODELE D’EXPANSION POTENTIELLE DE LA PROCESSIONNAIRE DU PIN

Résumé du manuscrit soumis à *Annals of Forest Science* (Robinet et al. 2013)

Context: Some forest insect pests are currently extending their range as a consequence of climate warming. However, in most cases, the evidence is mainly based on correlations and the underlying mechanism is not clearly known.

Aims: One of the most severe pests of pine forests in Europe, the pine processionary moth, *Thaumetopoea pityocampa*, is currently expanding its distribution as a result of climate warming and does not occupy entirely its potential habitat. A model describing its potential spread was developed to simulate its potential range in France under various climate change scenarios.

Methods: The spread model was divided into several sub-models to describe the growth, survival and dispersal of the species. The model was validated on the observed change of the species distribution, its sensitivity was tested and spread scenarios were simulated for the future.

Results: The model shows that climate warming initiated the species range expansion in France since the early 1990s. The spread is now limited by the dispersal capability but human-mediated dispersal could accelerate the range expansion.

Conclusion: Species range expansion is an indicator of climate change. However time-lags can appear due to limited dispersal capabilities and human-mediated dispersal could create satellite colonies and artificially accelerate the spread.

ANNEXE 3.6 – SYNCHRONISME PHENOLOGIQUE ENTRE LA TORDEUSE DU MELEZE ET SON HOTE

Nous avons surveillé entre 2010 et 2012 la phénologie comparée du débourrement du mélèze et de l’éclosion des chenilles de tordeuses dans 8 sites d’altitudes différentes le long d’un transect allant de 1300 à 2300m dans une vallée (les Ayes - Le Mélézin) proche de Briançon. A chaque altitude 5 arbres ont été sélectionnés au hasard. Sur 2 branches par arbre, le développement de 5 bouquets d’aiguilles situés sur un rameau de l’année précédente a été suivi, du débourrement à sa longueur finale. L’éclosion de chenilles de tordeuses sur les mêmes branches a été surveillée. Le but était de comparer ces données avec celles obtenues par l’INRA dans les mêmes zones au début des années 1970 afin d’apprécier des décalages éventuels. Sur une zone témoin (Montgenèvre, 1850m), on a pu exactement retrouver les arbres individuels sur lesquels les mesures de phénologie des années 1970 avaient été effectuées, ce qui a permis de caler les comparaisons.

Afin de pouvoir comparer la densité de populations et ses variations altitudinales avec celles des années 1970, une méthodologie identique à celle de l’époque a été employée. Sur chaque zone altitudinale, 10 arbres ont été tirés au hasard chaque année de 2010 à 2012, et sur chaque arbre un kilogramme de rameau a été collecté au hasard afin de compter le nombre de chenilles présentes par kilogramme. Les collectes ont eu lieu à la mi-juin, au moment où les premières chenilles sont matures, et où tous les œufs sont censés avoir éclos. Afin de mesurer la présence des adultes en fonction de l’altitude, 2 pièges à phéromone sexuelle ont été disposés à chacune des 8 altitudes entre fin Juin et mi- Octobre de 2010 à 2012. Une autre parcelle témoin (Les Combes, 1850m), située sur la face opposée de la vallée des Ayes, et sur laquelle la densité de population de chenilles a été relevée annuellement depuis 1960, a aussi été échantillonnée afin de caler les comparaisons de densité entre années.

En parallèle, des carottes ont été récoltées sur les arbres échantillonnés en vue d’une analyse dendrochronologique par l’Unité d’Amélioration Génétique des Arbres Forestiers de l’INRA Orléans, visant à évaluer les éventuels décalages en altitude du cycle de la tordeuse ces dernières décennies.

ANNEXE 4.1 – Report on the development of a defoliation prediction model specific to the Pine Processionary Moth (*Thaumetopoea pityocampa*) using the DSF datasets (Pine Processionary network data).

By **Jyothi Kumari**, Research associate. INRA, EPHYSE, document interne, juin 2012.

INTRODUCTION

Change in climatic factors will have an impact on forest productivity depending on the complex interactions of various components of ecophysiological, biogeochemical and hydrological processes that govern the fluxes of mass and energy across the soil-plant-atmospheric continuum. Indirectly, climate govern the dynamics of both biotic (pests and pathogens, natural enemies of pests) and abiotic factors (e.g. fire damage) that influence the plant productivity and the net carbon balance of an ecosystem. Accurate assessments of the regional scale changes in these factors are essential to better understand impacts of the global climate and its direct or indirect controls on the forest productivity.

Climate change and insect disturbances

Global climate change have large impacts on geographical and population distribution of insect pests (Kurz, et al., 2008). Further, it also regulates the frequency and intensity of pest out breaks (Ayres & Lombardero, 2000; Volney & Flemming, 2000).

A number of studies have shown the spread of insects and disease in those regions of the world that were formerly considered unsuitable habitats. In Europe, for example, the pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*), an important defoliator of the *Pinus spp.* in the Mediterranean area, has geographically expanded its habitat in the last decades, in response to climatic factors (Battisti, 2005, Robinet et al, 2009). Geographical distribution of the pine processionary moth is mainly controlled by the winter temperatures of the preceding year .In the last three decades, warmer winters have led to an expansion of its range both latitudinally and altitudinally (Battisti, 2006).

Pest outbreaks have the potential to lower the primary productivity and hence the carbon uptake. In severe cases, it results in mortality of trees, which in turn, could release carbon to the atmosphere due to the microbial decomposition (increased heterotrophic respiration) (Cook, et al., 2008). Mountain pine beetle infestation in western Canada converted the forest from a net sink (0.59MtC/yr; 2000-2002) to a source (17.6MtC/yr; 2003-2020) Using MODIS annual estimates of GPP in combination with ground-based survey data, Coops and Wulder (2010) showed that in western Canada, the beetle infestation between 2002 and 2005 resulted in a reduction in the rate of carbon accumulation of between 60-100 g Cm⁻² year.

Timing and severity of pest outbreak is crucial for the overall carbon uptake capacity of the forest stands. Schafer et al (2010) showed that defoliation caused by Gypsy moth infestation resulted in a strong decline in early season carbon assimilation, a period typically associated with high levels of C uptake. They reported that the net carbon assimilation was reduced as much as 75 % (of the undisturbed year) following defoliation.

On the contrary, some studies have also reported that the defoliation can increase the area-based photosynthesis of leaves (Cook et al, 2008). In a study on the interannual variation of carbon exchange on a Mediterranean forest in France, Allard et al, (2008) reported detrimental effect of a n extensive caterpillar attack on ecosystem LAI (LAI decreased of 5% to nearly 16%) as a consequence

of which a large decrease in NEP was observed in the year of caterpillar infestation. The abundance of foliage, usually depicted as Leaf Area index (LAI) is the most important biophysical parameter that was affected by an insect infestation. The LAI is an important parameter because it governs the magnitudes of energy, carbon and water fluxes across the biosphere - atmosphere interface. Thus, in the event of an attack by a defoliating insect, a perturbation in LAI affects the energy, water and carbon cycles balance through biophysical processes such as radiative transfer, precipitation interception, canopy conductance and litterfall (Figure 1).

Defoliation also affects biomass allocation to different plant parts. Schafer et al. (2010) reported that, as a result of Gypsy moth damage, carbon allocation to woody biomass decreased from 50% to 40% while the allocation to leaf biomass increased from 50% to 60%.

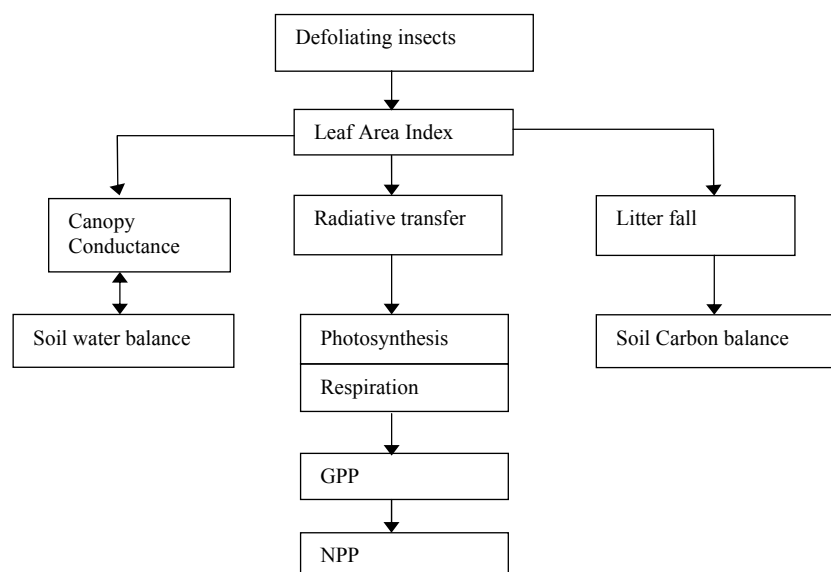


Figure 1 Schematic diagram showing influence of insect on plant physiology and connected effect on carbon and water balance

In addition to the biophysical perturbations that reduce carbon uptake, defoliation also results in modulating various ecophysiological statuses which in-turn determine the susceptibility of trees to other forms of stresses (Bryant et al. 1993; Karban and Baldwin 1997), either biotic or abiotic. Physiological changes in defoliated trees alter nutrient cycling (Kielland et al. 1997; Ruess et al. 1998; Schowalter et al. 1986, Kosola, 2001). Therefore, an evaluation of the impacts of pest damage on the forest productivity requires an understanding of pest distribution and population dynamics as well as the response of host species to pest attack (Pinkard et al, 2010).

Insect pest impact on forest carbon dynamics is gaining attention, recently (Kurz, et al., 2008). To adequately understand the impacts of insect on forest carbon balance a synthesis of the integrated use of ground-observations, process-based modelling and spatial analysis is required. There is the need to understand the direct effects of climatic variables on insect defoliators, and subsequently to predict regional patterns in abundance using historical climatic data and data scenarios of projected climates (Ayres & Lombardero, 2000).

Pine Processionary Moth (PPM) is an important defoliator of *Pinus* species. This insect has been expanding its latitudinal and altitudinal range in the recent decades (Benigni & Battisti, 1999; Battisti et al., 2005). In France, the range of the pine processionary moth has expanded considerably over the last two to three decades. The northward expansion front has shifted by 27.1 km decade⁻¹ between 1972 and 2004, and has accelerated during the last 10 years (55.6 km decade⁻¹) (Battisti et al., 2005). The insect is favoured by intense conifer cultivation, such as *P. nigra*, *P. pinaster* (Roques et al., 2002). The winter temperature is considered to be the range limiting factor (Battisti et al., 2005; Huchon & Démolin, 1970), because of larval development during the winter season. The FAST project aims to analyze effect of abiotic (climate, management, natural disturbance, and biotic factors (insect and diseases) on the French metropolitan forest ecosystems. This report focuses on the analysis of the biotic sphere focusing on the pine processionary moth, an economically important defoliator of pine sps in France.

DATA AND METHODS

Pine processionary moth network is a long-term observational network that is coordinated by the Department of forest health (*Département de Santé des Forêts*, DSF, Ministry of Agriculture and Fisheries, Govt. of France). Every year, the DSF monitors the health of various forested ecosystems in France to assess the biotic or abiotic factors that cause the declining productivity. Because PPM is an economically important defoliator of pines (*Pinus* spp.), DSF has extensive network of observational sites (plots) where every year the DSF personnel record the level of infestation by PPM based on manual survey. Typically, the size of a plots is 100m x 25 m (i.e. 2500m²). Observational parameters include (but not limited to):

- [1] percent of trees attacked,
- [2] Number of PPM nests per tree,
- [3] Size of PPM nest,
- [4] Rate of defoliation, etc.

In addition, various ancillary data such as tree density, height, elevation, etc. are also noted. GPS coordinates are provided for the plots ID which facilitates easy integration of the data into a Geographical Information System. Fig. 2 shows the distribution of plots over France (2011). The density of placettes in a given location depends on the intensity of the insect and the density of pines as such, the *Landes des Gascogne* region has the maximum observational points owing to the extensive area of managed pine stands.

EXPLORATORY DATA ANALYSIS

TEMPORAL VARIATION IN THE POPULATION OF PPM

Observational data (1980 – 2011) from all the plots in the pine processionary moth network were pooled for data analysis. The count of trees on which the observations for the PPM nests were recorded, varied from year to year and also across the sites. In order to make it uniform, the nest data were expressed in Average Number of Nest per 100 Pine Trees (hereafter, ANPT₁₀₀). Figure 3 shows the population of PPM (expressed in number per 100 pine trees) over a time span of 3 decades. Population peak was observed during the year 1982, 1984, 1992, and 2010. The lowest point was observed in the year 1994.

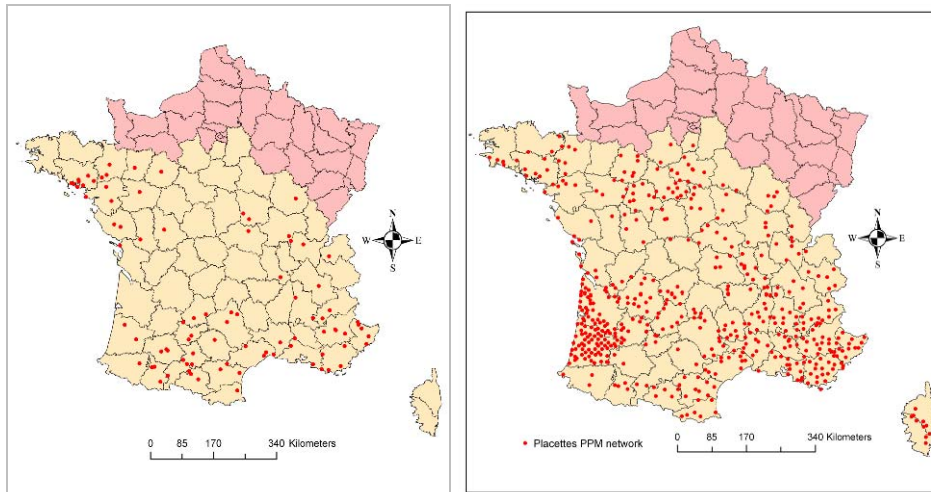


Figure 2. Geographical distribution of pine processionary moth observation plots (a) 1980 (b) 2011. Note the increase in the number of plots over the 3 decades.

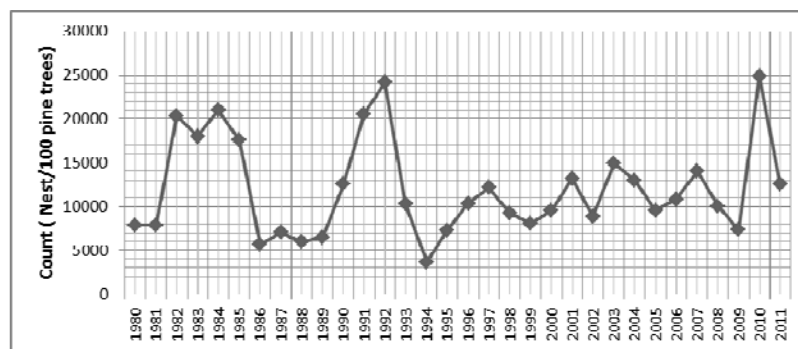


Figure 3. Number of nests per 100 trees observed at all plots from 1980 to 2011.

In the year 1982, higher number of nests were noted on many sites; the plot (Plct) 6141 having the highest (7000 number of nest). The other sites with higher number of nests in this year were Plct 66021 and Plct 48021. It is really incredible that the DSF staff had the patience to count that many number of nests. The other point to be noted here is the amount of human resources required to carry out such campaigns. Population peaks in certain years suggests the effect of climate on the growth and survival of PPM. It is known that the PPM outbreaks follow a 6-7 years cycle (Robinet 2009) and the insect is very sensitive to temperature especially winter temperature.

The December to March temperature is critical for the survival of the insect. It is found to be the season of larva development during which insect feed nocturnally on pine needles. The Table 1 shows the months of the year during which observations were made for the PPM infestation. It should be noted that the field campaign for are done at different dates at different sites and therefore, the monthly population fluctuation cannot be ascertained.

Table 1. Monthly distribution of DSF observations were made for the PPM infestation.

Month	Defoliation Rating														
	0			1			2			3			4		
	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	Total number of nests per 100 pine trees	Count of number of pine trees observed	
1	45047	5007	84671	1823	46263	319	1126	6	3582	23					
2	19643	2088	34973	791	20135	177	1230	7	3666	21					
3	20596	1828	34645	630	15300	138	11820	20	1146	11					
4	364	85	2487	51	516	6				2					
5	106	5	68	4	952	3				1					
6	1	1	4	1											
7			0	1											
8	152	3													
9			6	1											
10	0	2													
11	51	95	119	18	711	4									
12	9250	1167	14480	390	8970	65	12	1	1634	8					

Influence of winter temperature on population of Pine Processionary Moth

To assess the influence of winter temperature on the population dynamics of the pine processionary moth, relation between mean temperature of December to March and number of PPM nests was tested at different plots. For this purpose, spatial climate data (SAFRAN) was used from which the temperature data was extracted. SAFRAN data are available at hourly time steps which are converted to daily and then monthly time steps. From the monthly data, average of December (previous year) to March (current year) temperature was calculated. In order to extract the corresponding climate data for each plot, a circular buffer of 4000m radius of SAFRAN points were created in ArcGIS. The plots ID falling under this buffer was selected and joined with the corresponding SAFRAN datasets. The relation between the mean winter temperature and the pine processionary moth population (ANPT100) are shown in the figure 4.

The Figure 4 clearly shows that the population level of pine processionary moth follows the trend in mean winter temperature. Thus, it strengthen the fact suggested by other researchers that the mean winter temperature has influence on the population of PPM. Further, the figure shows the cyclic pattern of population outbreak.

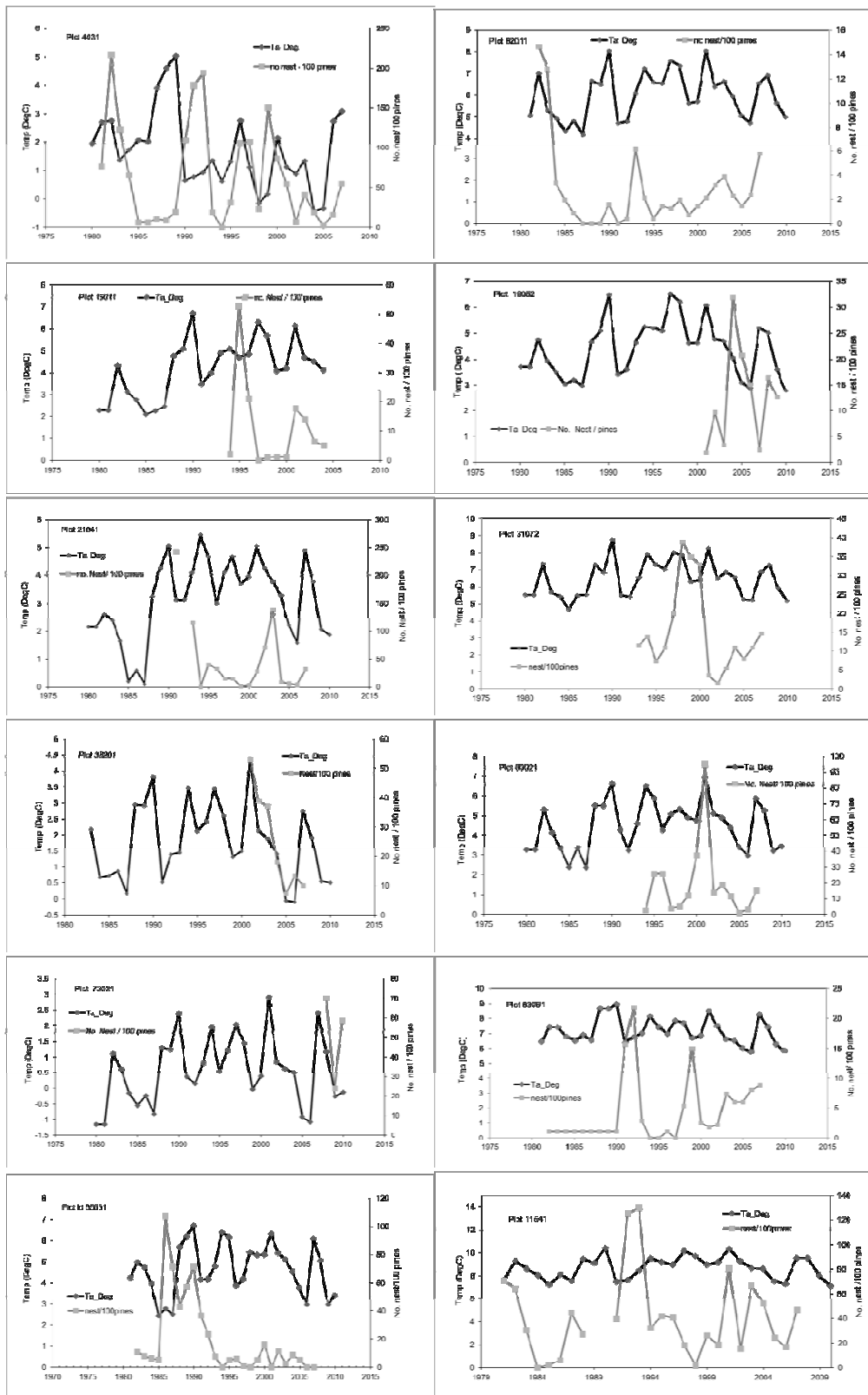


Figure 4. Relationship between the mean winter temperature (DJFM) and the pine processionary moth population (no. of nests per100 pines). The x- axis represents the time span, the primary y- axis represents the mean winter temperature (Dec. – March; i.e, DJFM) and the secondary y- axis represents the number of nests per 100 pine trees.

Degree of defoliation by pine processionary moth

The observation of defoliation of pine trees are recorded on a 5 point scale where 0 means (0- 5% defoliation), 1 (6-25 % defoliation), 2 (26-60% defoliation) , 3 (61 – 90 % defoliation) and 4 (>91 % defoliation).

Table 2. Summary of number of PPM nests and the defoliation of pine trees in five category of defoliation level

Defoliation rating	Total nest per 100 pine trees	Average of nest per 100 pine trees	Standard Deviation
0 (DF0)	95672	9	26
1(DF1)	171454	46	82
2(DF2)	92847	130	172
3(DF3)	14187	417	1056
4(DF4)	10455	158	192

Table 1 shows the average of PPM nests per 100 pine trees in each category of defoliation. The ANPT₁₀₀ in each defoliation category followed the order: DF3> DF4>DF2>DF1>DF0. For a better understanding of the annual variation in the level of defoliation, data is presented from the year 2004-2011 in figure 5. The counts of DF0 was highest followed DF1, which indicates that the impact of insect level. Only a few cases of complete defoliation (level 4, >91%) was noted (year 2009 and 2010).

MODELLING THE POPULATION DYNAMICS AND DEFOLIATION PINE PROCESSIONARY MOTH POPULATION GROWTH MODEL

To represent a landscape level forecasting of insect outbreaks, modelling tools are required. Robinet (2006) has developed a population growth model of pine processionary moth which can be used for projecting population growth. The model works reasonably well for short term range (15-20 yrs). The model generates an outbreak cycle of 6 years:

$$N_{t+1} = N_t \exp \left[r \left(1 - \frac{N_{t-1}}{K} \right) \right]$$

$N(t)$ the population level of the PPM at time t (the number of nests per 100 pines)

$N(t+1)$ the population level of PPM at time $t + 1$

K the maximum carrying capacity (=100)

r = the growth rate (= 1, the condition for generating the 6-yr outbreak cycle)

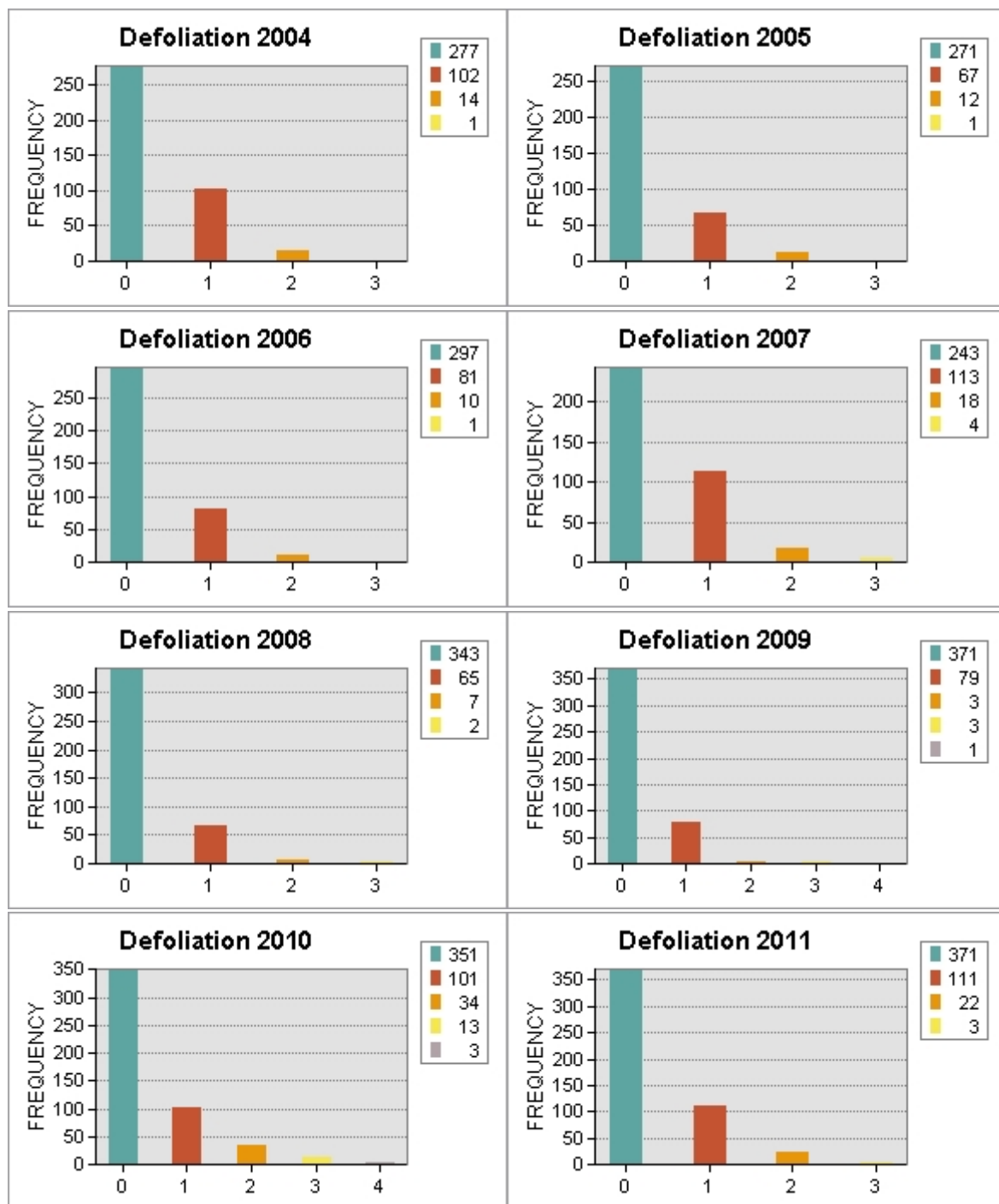


Figure 5. The X- axis represents the degree of defoliation viz. 0 (0- 5% defoliation), 1 (6-25 % defoliation), 2 (26-60% defoliation) , 3 (61 – 90 % defoliation) and 4 (>91 % defoliation).The y- axis represents the frequency (count) of the plots falling into the 4 category of degree of defoliation .

Empirical Model that Predicts Defoliation Rates

For a better management of PPM outbreaks, it is important to have a predictive tool to assess the level of damage caused by a certain level of population. A lack of a more precise method for prediction of defoliation can have implications on the efficiency of insect management program. Figure 6 shows the relation between the Defoliation (DSF rating) and PPM population (expressed as Average Number of Nests per 100 pine Trees, ANT_{100}). Each point is an average of data collected from 1980 to 2011 in the particular defoliation category. Two models are presented, (Model 1) considering all the 5 levels of defoliations and (Model 2) considering only 4 levels of defoliation (excluding level 4, >91% defoliation).

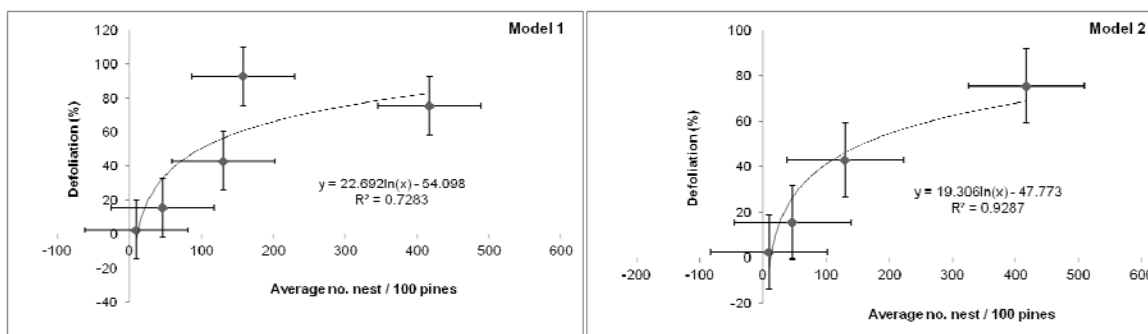


Figure 6. Relationship between average number of nest per 100 pine trees and defoliation. DSF's Defoliation Rating Convention: 0 (0- 5% defoliation), 1 (6-25 % defoliation), 2 (26-60% defoliation) , 3 (61 – 90 % defoliation) and 4 (>91 % defoliation).

For a generalized application, the DSF defoliation ratings to percent defoliation and the model describing the relation between defoliation (%) and ANT_{100} are shown below:

$$\text{Model 1: } \text{Defoliation}(\%) = 22.7 \ln(\text{PPM nest}) - 54 \quad R^2 = 0.73$$

$$\text{Model 2: } \text{Defoliation}(\%) = 19.3 \ln(\text{PPM nest}) - 47.7 \quad R^2 = 0.93$$

Although there is a significant relationship between ANT_{100} and corresponding defoliation at the stand level, the standard deviations of the Defoliation and ANT_{100} used here are considerable. Thus, care should be taken in using this method for prediction of defoliation rates. Nevertheless, these models could be further refined with an improvement in the defoliation rating schemes of the DSF data acquisition protocol. Nevertheless, because the physics of defoliation is quite complex, development of a process-based defoliation model is impossible and we have to rely on empirical models such as the ones presented here to simulate defoliation rates and its cascading implications on forest productivity.

CONCLUSIONS

Every year DSF personals monitor the number of PPM nest in each observational plot that are distributed throughout France. Considering this extensive spatio-temporal coverage, the human resources and the time required for this purpose is enormous. An exhaustive and consistent protocol is being followed to monitor and observe the defoliation levels of trees in the forest stands. Nevertheless, the subjectiveness / human biasness cannot be avoided in the case of manual quantification of defoliation. Secondly, the defoliation ratings are provided on a 4 level scale : 0 (0-

5% defoliation), 1 (6-25 % defoliation), 2 (26-60% defoliation) , 3 (61 – 90 % defoliation) and 4 (>91 % defoliation). Because the range of possible defoliation is quite large in each class, it becomes quite difficult for a modeller to use the data for practical purposes. It is recommended to take mid-value in the range. For example, for a defoliating rating of “2”, the lower limit is 26% and higher limit is 60%, but the mid value is “43 %”. Because of this reason, a greater variance is noted in the relationship between the PPM population and percent defoliation of pine trees. Other difficulties associated with such field campaigns are uncertainties associated with winter weather conditions which sometimes stall or delay the field campaigns. Pine processionary moth is only one of the several pests affecting forest health. Since huge costs and difficulties are associated with this field campaigns, other avenues for a suitable methodologies are needed to be explored. Novel techniques such as remote sensing and aerial photography should be included in the future for rapid monitoring of landscape scale infestation of PPM. A cost- benefit analysis is required to see the suitability and credibility of the methods used for obtaining information on forest health, in general.

References

- Allard V, Ourcival JM, Rambal S, Joffre R, Rocheteau A (2008). Seasonal and annual variation of carbon exchange in an evergreen Mediterranean forest in southern France. *Global Change Biology*, 14 (4), 714-725.
- Cook BD, Bolstad PV, Martin JG, Heinsch FA, Davis KJ, Wang WG et al. (2008). Using light-use and production efficiency models to predict photosynthesis and net carbon exchange during forest canopy disturbance. *Ecosystems*, 11 (1), 26-44.
- Coops NC, Wulder MA (2010). Estimating the reduction in gross primary production due to mountain pine beetle infestation using satellite observations. *International Journal of Remote Sensing*, 31 (8), 2129-2138.
- Damascos MA, Ronquim CC (2005). Gas exchange and plant growth after defoliation on *Leandra lacunosa*, a cerrado woody species with continuous leaf production. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48 (6), 967-974.
- Hodar JA, Zamora R, Castro J, Gomez JM, Garcia D (2008). Biomass allocation and growth responses of Scots pine saplings to simulated herbivory depend on plant age and light availability. *Plant Ecology*, 197 (2), 229-238.
- Karlsson PS, Weih M (2003). Long-term patterns of leaf, shoot and wood production after insect herbivory in the Mountain Birch. *Functional Ecology*, 17 (6), 841-850.
- Kurz WA, Dymond CC, Stinson G, Rampley GJ, Neilson ET, Carroll AL et al. (2008). Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452 (7190), 987-990.
- Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J et al. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259 (4), 698-709.
- Pfeifer EM, Hicke JA (2011). Observations and modeling of aboveground tree carbon stocks and fluxes following a bark beetle outbreak in the western United States. *Global Change Biology*, 17 (1), 339-350.
- Pinkard EA, Battaglia M, Beadle CL, Sands, PJ (1999). Modeling the effect of physiological responses to green pruning on net biomass production of *Eucalyptus nitens*. *Tree Physiology*, 19 (1), 1-12.
- Quentin AG, Beadle CL, O'Grady AP, Pinkard EA (2011). Effects of partial defoliation on closed canopy *Eucalyptus globulus* Labillardiere: growth, biomass allocation and carbohydrates. *Forest Ecology and Management*, 261 (3), 695-702.
- Thorne MA, Frank DA (2009). The effects of clipping and soil moisture on leaf and root morphology and root respiration in two temperate and two tropical grasses. *Plant Ecology*, 200 (2), 205-215.
- VanderKlein DW, Reich PB (1999). The effect of defoliation intensity and history on photosynthesis, growth and carbon reserves of two conifers with contrasting leaf lifespans and growth habits. *New Phytologist*, 144 (1), 121-132.

ANNEXE 4.1 – ITINERAIRES SYLVICOLES DES PLANTATIONS INTENSIVES

Itinéraires et pratiques sylvicoles menées pour ces itinéraires intensifs à pin maritime et *Eucalyptus* (ITK)

	ITK 1. Pin -15	ITK 2. Pin-30	ITK 3 Eu
Essences	Pins maritimes + sous bois	Pins maritimes + sous-bois	<i>Eucalyptus</i>
Scénarios sylvicoles	30 ans	2 × 15 ans	3 × 10 ans
Densité initiale (tiges ha ⁻¹)	13 300	13 300	1 200
Pratiques sylvicoles	- Labour initial - Débroussaillage à 5 ans (= passage du rouleau landais + apports de litière au sol) - Dépressage à 5 ans pour atteindre une densité de 1 700 tiges ha ⁻¹ (= apport de litière) - Eclaircie à 18 ans pour atteindre 900 tiges ha ⁻¹ (passage du rouleau landais) - Coupe rase à 30 ans	- Labour initial - Débroussaillage à 5 ans (= passage du rouleau landais + apports de litière au sol) - Dépressage à 5 ans pour atteindre une densité de 1 700 tiges ha ⁻¹ (= apport de litière) - Coupe rase à 15 ans - 2 ^{ème} rotation identique à la précédente	- Sans labour initial - Sous-bois détruit chimiquement pendant 3 années consécutives donc absence total de sous- bois dans les simulations - Coupe à 10 ans (souche de 10 cm maintenues) - Recépée en rotation 2 et 3 pour atteindre une densité de 5 000 tiges ha ⁻¹

Pour les options 1 et 2, il s'agit d'itinéraires intensifs qui relèvent d'une situation théorique mais s'appuyant sur des discussions engagées dans le cadre de la production intensive de biomasse-énergie (Lesgourgues et Drouineau 2009). Pour ITK 3, il s'agit des itinéraires actuellement développés dans la région Sud-ouest.

ANNEXE 4.2– TESTS D’ÉVALUATION DU MODELE GO+

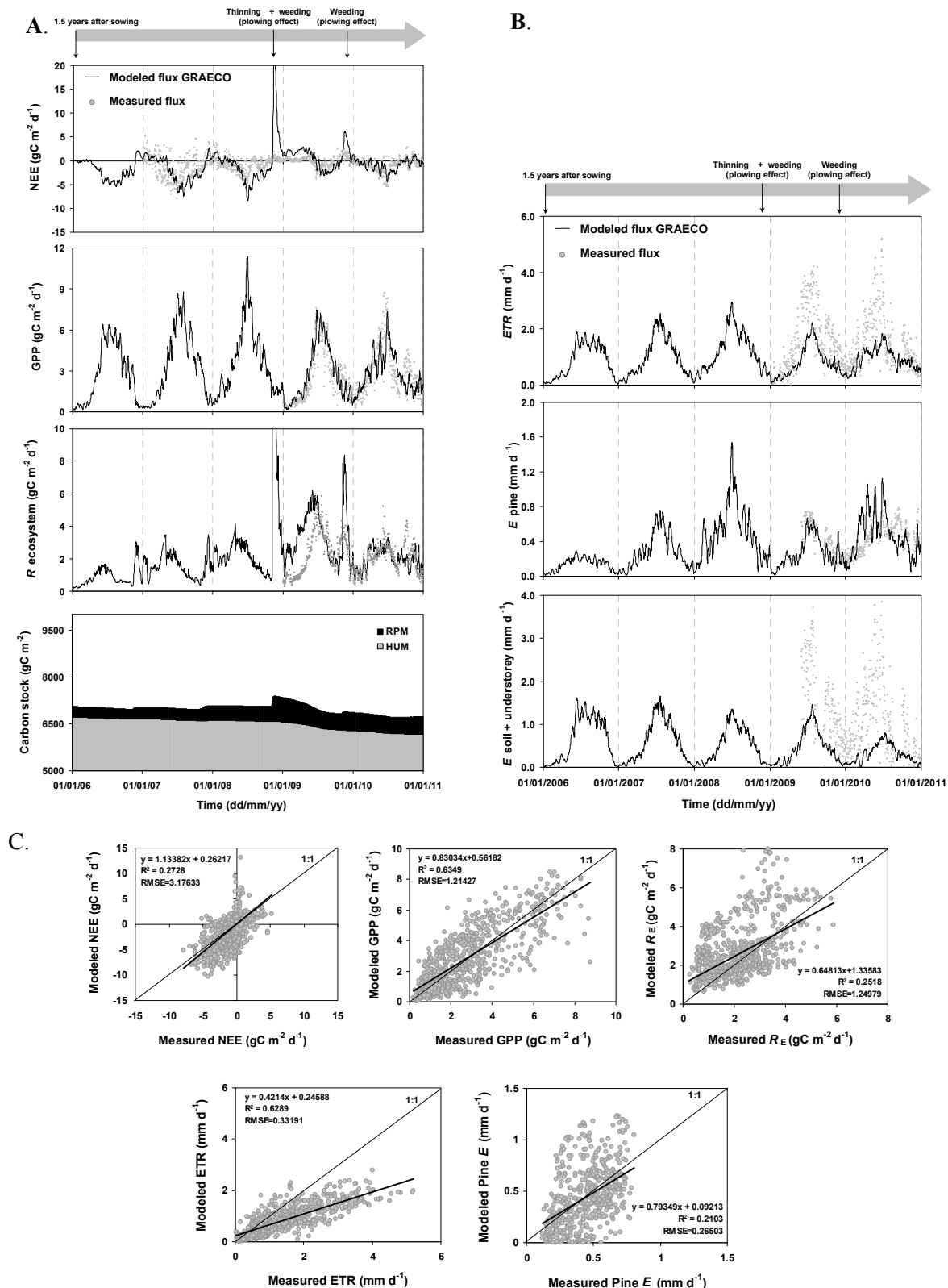


Figure A28 : Tests d'évaluation de GO+ (ici noté GRAECO) sur un peuplement de Pins maritimes de 1.5 à 6 ans (site de Bilos, Sud Gironde, 2005-2011 (Moreaux, 2012).

- A. Valeurs journalières observées et simulées du flux net de carbone (NEE) et de ses composantes : GPP, production primaire brute et Re : respiration totale. En bas, évolution du stock de carbone du sol (RPM: fraction de matière organique récente résistante ; HUM : fraction humifiée de la MO du sol).
- B. Flux d'évaporation journalier et ses composantes arbre et sous-étage+sol.
- C. Statistiques associées aux données précédentes.

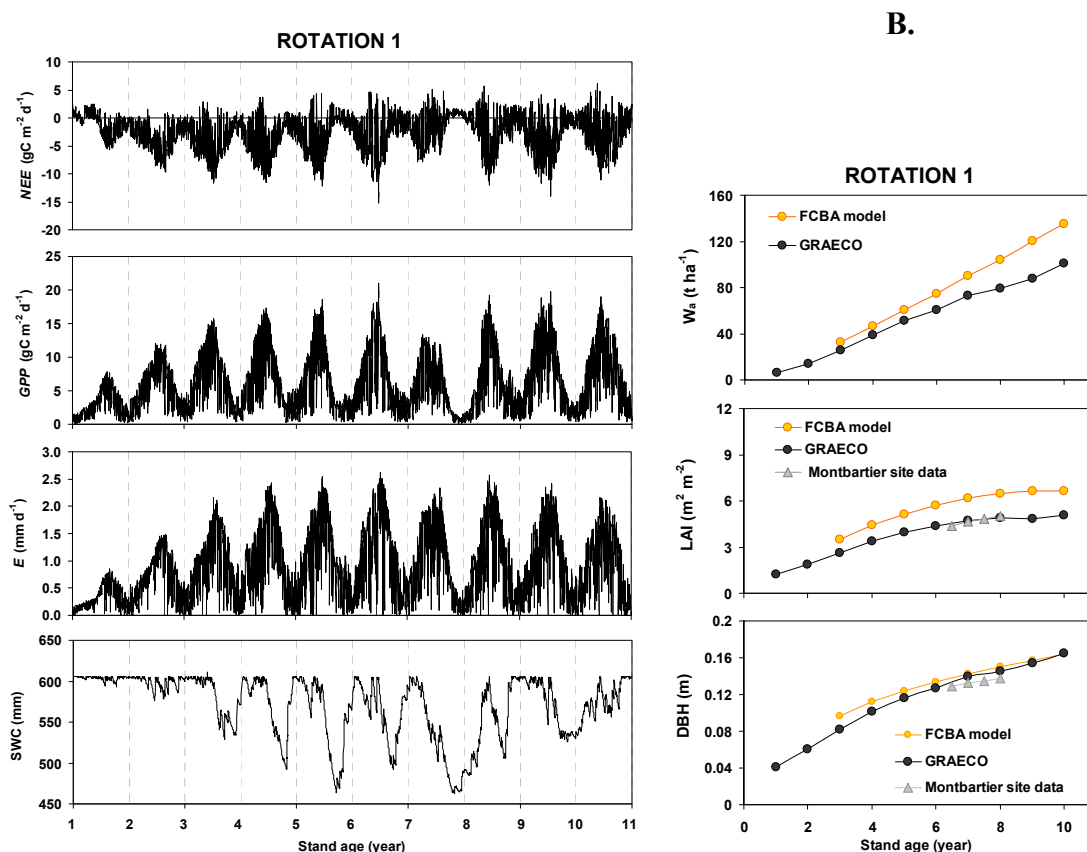


Figure A29 : Tests d'évaluation de GO+ (suite) sur un peuplement d'Eucalyptus (hybride FCBA) (Moreaux, 2012).

A. Simulation des chroniques des valeurs journalières de flux de carbone et d'eau et du stock d'eau du sol (SWC) sur une rotation entière d'un peuplement type d'Eucalyptus (paramétrage du site de Montbartier, proche de Toulouse, rotation 1).

B. Evolution des valeurs annuelles de biomasse (W_a), indice foliaire (LAI) et diamètre moyen du tronc (DBH) sur la rotation entière. Valeurs moyennes observées sur l'ensemble du Sud Ouest (modèle FCBA de Cavaignac et al. 2011) comparées aux valeurs prédites par GO+ (noté ici GRAECO). Les valeurs mesurées sur le site de Montbartier sont indiquées en gris.

A.

B.

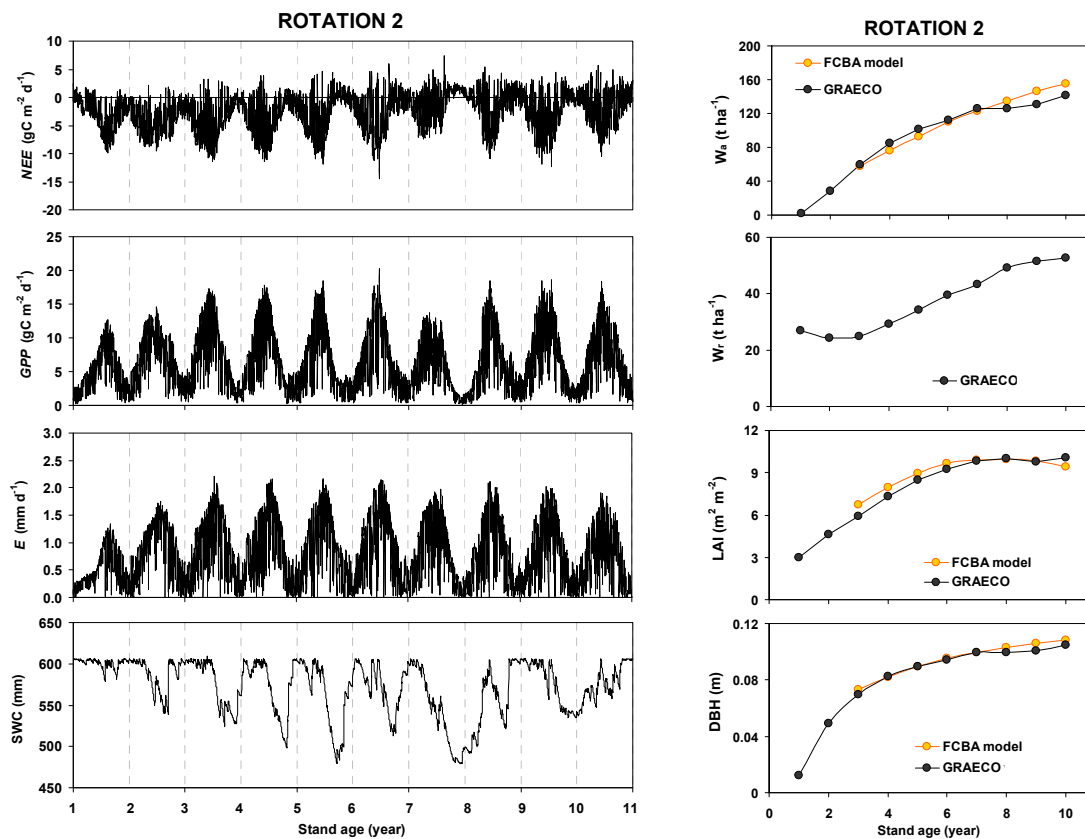


Figure A30 : Tests d'évaluation de GO+ (suite) sur un peuplement d'Eucalyptus (hybride FCBA) (Moreaux, 2012).

A. Simulation des chroniques des valeurs journalières de flux de carbone et d'eau et du stock d'eau du sol (SWC) en rotation 2.

B. Evolution des valeurs annuelles de biomasse (W_a), indice foliaire (LAI) et diamètre moyen du tronc (DBH) sur la rotation entière. Voir légende fig 4.

ANNEXE 5.1 – OPTIMISATION D’ORCHIDEE-FM

Optimisation du modèle ORCHIDEE-FM pour le pin maritime (site « Le Bray ») :

Nous avons réalisé une calibration similaire à celle pour le site de forêt de Hêtre (HESSE) avec un site de pin maritime : « Le Bray ». Pour ce PFT, le modèle ORCHIDEE-FM standard simule de manière relativement satisfaisante les cycles saisonniers moyens de GPP, TER, et LE ; ainsi l’amélioration des performances par optimisation des paramètres reste limitée.

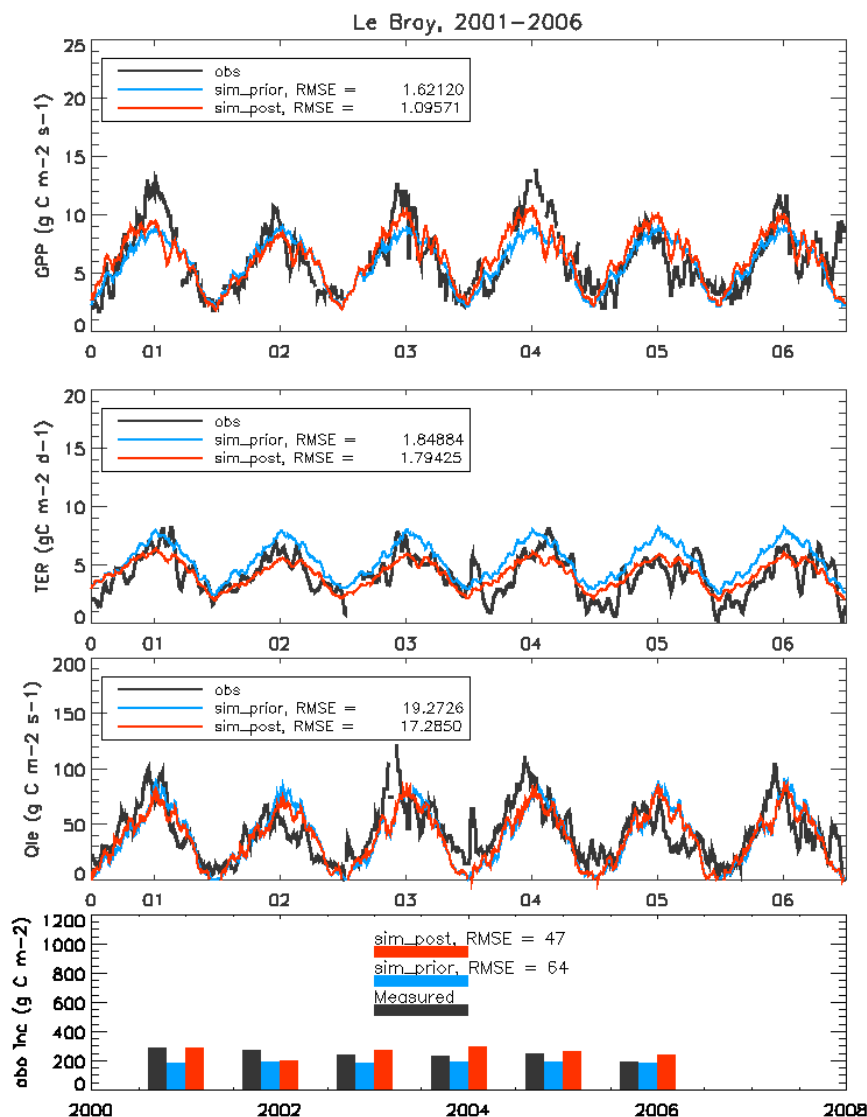
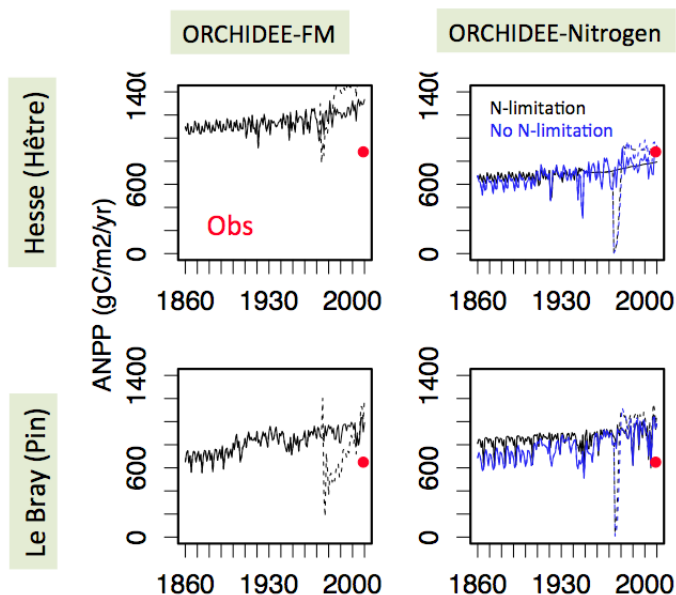


Figure A31 : Résultats des simulation du modèle ORCHIDEE pour le site du Bray (forêt de pin maritime) avant calibration (prior) et après calibration des paramètres clés (post) vis à vis des observations du flux de photosynthèse (GPP), du flux de respiration de l'écosystème (TER) , du flux de chaleur latente (QLE) et des incréments de biomasse aérienne (wood inc).

Test de l'impact d'une limitation par l'azote de la productivité dans ORCHIDEE:

La figure ci dessous illustre l'impact du cycle de l'azote, intégré dans une version d'ORCHIDEE sans gestion forestière, sur la productivité primaire nette (NPP) pour deux sites français. Pour la forêt de hêtre la limitation par l'azote de la capacité photosynthétique maximale semble donner des valeurs de NPP plus en accord avec les observations.

Figure A32 : Simulation de la productivité primaire annuelle pour deux sites Français (Hêtre, Pin maritime). A gauche le modèle ORCHIDEE-FM incluant la gestion forestière ; A droite une version incluant le cycle de l'Azote (minéralisation dans les sols et impact sur la photosynthèse) mais sans gestion forestière avec un cas sans limitation azotée (N. En rouge sont représentés les mesures).



Evaluation du modèle ORCHIDEE avec des observations de largeur de cernes d'arbres :

Nous détaillons ici les résultats d'une comparaison entre les simulations d'ORCHIDEE et les observations de largeur de cernes d'arbres (TRW) d'une base de données (Babst et al. 2012) contenant environ 1000 sites en Europe.

Tout d'abord les données de largeur de cernes montrent dans les alpes des corrélations positives avec non seulement les températures printanières et estivales de l'année courante mais aussi celles de l'année précédente. De même les conifères et les feuillus des régions d'Europe centrale et Méditerranéenne montrent des corrélations significatives avec les précipitations de l'année en cours et précédente. Les variations de NPP simulées par ORCHIDEE-FM surestiment la sensibilité aux facteurs climatiques saisonniers de l'année considérée et manquent les « effets retard » observés dans les largeurs de cerne. La figure ci dessous illustre le niveau de corrélation entre TRW et NPP simulée pour l'année en cours et l'année précédente pour chaque site. Dans le modèle ORCHIDEE-FM les effets retard peuvent seulement être dus au déficit hydrique des années passés (négligeable compte tenue de la recharge en eau durant l'hiver) et à au réservoir de carbohydrates permettant le débourrement des premières feuilles (très faible car ce stock de carbone représente une toute petite fraction de la NPP). Notons que pour deux années extrêmes, chaudes et sèches, en France (1959 et 1976), les observations de largeur de cerne et les simulations de NPP ont fortement déclinées mais sans réduction de ces indicateurs les deux années suivantes, ce qui suggère peu d'effet retard pour ces deux sécheresses. Malheureusement, la base de données utilisée ne comprenait pas l'année 2003, marquée par deux vagues de chaleur estivales.

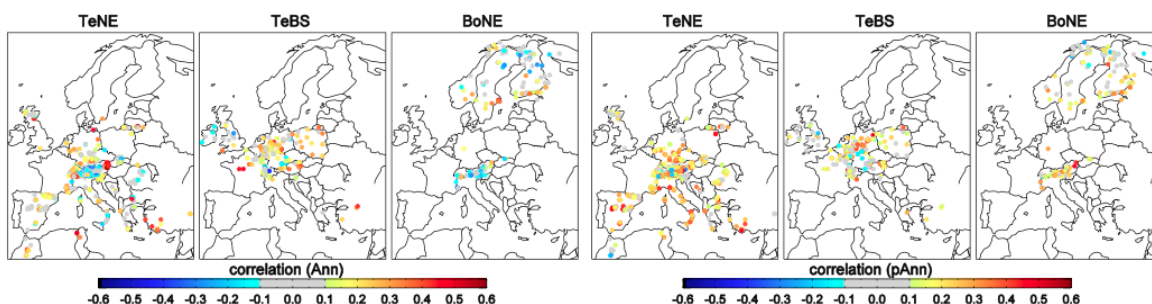


Figure A33 : Distribution spatiale des coefficients de corrélations entre les largeur de cernes d'arbres observées en divers sites et la production primaire nette de l'année courante (Ann, panel de gauche) et de l'année précédente (pAnn, panel de droite), pour trois types fonctionnels de plante : forêts tempérée et boréale de conifère sempervirents (TeNE et BoNE) et forêt tempérée de feuillus caducifoliés (TeBS).

ANNEXE 5.2 – IMPACT DES SCENARIOS CLIMATIQUES REGIONALISES SUR LA PRODUCTIVITE SIMULEE PAR ORCHIDEE-FM : COMPLEMENT

Les deux figures ci dessous représentent les mêmes diagnostics que ceux présentés pour le peuplement d’âge 40 ans (voir partie résultats du rapport), mais ici pour un jeune peuplement de 20 ans (en 2000, en 2050, et en 2090).

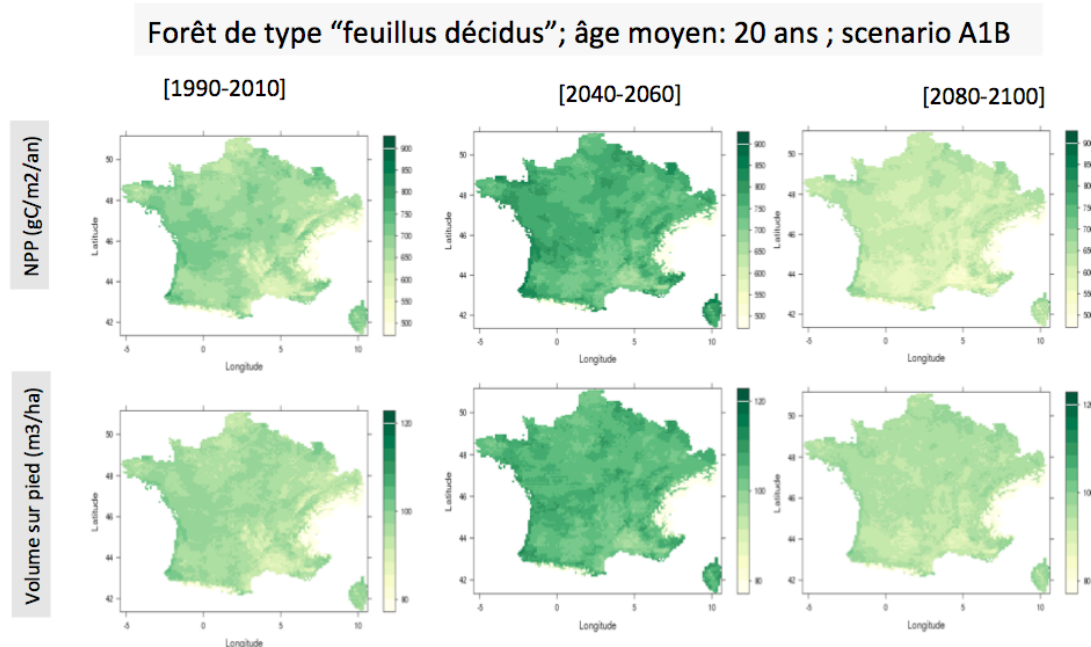


Figure A34 : Distribution spatiale de la productivité primaire nette et du volume sur pied pour trois périodes moyennes de 20 ans : début du siècle (1990-2010), milieu de siècle (2040-2060) et fin de siècle (2080-2010). Distribution correspondant au potentiel en chaque point de la maille SAFRAN (8 km) simulé par ORCHIDEE-FM avec un scénario de gestion sylvicole standard et ce pour une forêt d’âge moyen 20 ans pour chaque période.

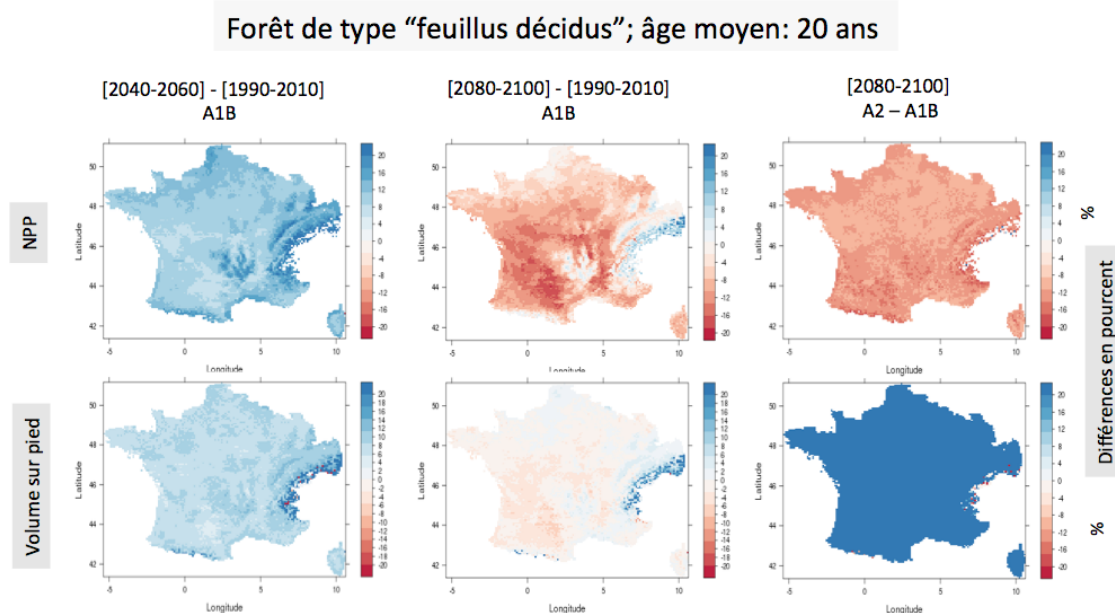


Figure A35 : Distribution spatiale des différences de productivité primaire nette (ligne du haut) et de volume sur pied (ligne du bas) simulés par ORCHIDEE-FM. Les différences sont calculées entre des périodes moyennes de 20 ans centrées sur 2000, 2050 et 2090 : 2050-2000 (col. 1), 2090-2000 (col. 2). La colonne 3 correspond aux différences entre les scénarios A2 et A1B pour la période 2090. Distribution correspondant au potentiel en chaque point de la maille SAFRAN (8 km) avec un scénario de gestion sylvicole standard et pour une forêt d’âge moyen 20 ans (pour chaque période).

ANNEXE 5.3 PLAN D'EXPERIENCE A VENIR, MODELE GO+

1. Simulation initialisée	
But	Simulation de - 20 à + 30 ans de l'évolution du fonctionnement et de la productivité des forêts, incluant options sylvicoles et ravageur (processionnaire)
Echelle spatiale	8 x 8km
Périmètre	France entière
Scenario	A1B ou A2 identique à celui utilisé par ORCHIDEE, régionalisation météoFrance (ARPEGE)
projection de GO+	1990 - 2050
Scénarios sylviculture	1. Tendanciel, 2. intensif, pondération post processing par région suivant carte d'opportunité multicritères de Hengeveld, Nabuurs et al. (2012)
Ravageur	Processionnaire du Pin
Sol et réserve utile	Données initiales calculées par V. Badeau (FAST)
Sol	RU et stock C V. Badeau / infosol / IFN
Volume de données	3000 points x 60 ans x 3 classes d'âge initiales x 2sp (P p, P s) X 2 managt (normal / intensif) x 2 CP (avec / sans)
Résultats	Production de cartes 8x8 km de données annuelles : Eau du sol, GPP, GPP pin, ETR, Tr arbres, NPPpin, NPP tot, NEE, Re, Ra, Rh, LAI total, LAI pin, Récolte, Mean Annual Increment en stemwood, stock de C sol (4 compartiments) et biomasse sur pied (Pin: racines, tronc, branches, feuillage, sous-bois total)
Evaluation	Données IFN 1990-2010
2. Simulations stationnaires	
But	Analyse de sensibilité du fonctionnement et de la productivité
Echantillonnage	Echantillonnage de 130 points (= petites régions IFN)
Facteurs testés	Sylviculture (2 options: BAU, intensif), espèces (Pins, fagacées), climat (Actuel futur proche, futur lointain), RU,
Simulation de rotations complètes sur tranches de temps (spin up)	Même facteurs que exp. 1.
Scénario climatique	D'abord comme en 1, puis simulation d'ENSEMBLE dans le cadre du projet ORACLE et au-delà.