



Programme « Gestion et Impacts du Changement Climatique »

APR 2002

Thème 4 : La séquestration du carbone dans le contexte de la convention climat

Projet n° 07-C/2002

**« Biodégradation des litières et séquestration du carbone
dans les écosystèmes cultivés et pérennes »**

Rapport final des travaux

Avril 2005

S. Recous^{*1}, J. Balesdent², F. Barrois¹, F. Coppens¹, E. Dambrine³, P. Garnier¹,
E. Grehan¹, P. Loiseau⁴, E. Personeni⁴, B. Zeller³

1 – INRA Unité d'Agronomie Laon-Reims-Mons,

2 - UMR 6191 CNRS-CEA-Univ.de la Méditerranée, Laboratoire d'Ecologie Microbienne de la Rhizosphère
Saint-Paul-lez-Durance

3 - INRA Unité Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers, Nancy

4 – INRA, Unité d'Agronomie, Clermont-F

* Coordonateur du projet

I. Introduction

11. contexte scientifique

Suite aux sommets de Rio (1992) et Kyoto (1997), l'importance des cycles globaux du carbone (C) et de l'azote (N) dans la prévision de futurs scénarios climatiques et le potentiel de stockage du carbone dans la biosphère continentale ont reçu une grande attention (Lal *et al.*, 1997). En effet une des possibilités économiquement viables pour atténuer l'impact des gaz à effet de serre (notamment CO₂, CH₄ et NO_x) est de réduire les émissions et/ou favoriser les fonctions « puits » (surtout pour le C) que peuvent représenter les sols. Ceci nécessite de rendre compte de leurs émissions gazeuses, mais aussi d'apprécier l'effet des pratiques agricoles et forestières et l'effet des changements dans l'utilisation des sols. De très grandes incertitudes pèsent sur la contribution de ces activités. Il existe une grande variabilité spatiale et temporelle du stockage du C dans les sols. Les différences saisonnières et inter annuelles sont le plus probablement déterminées par la variabilité du climat et les variations à court terme dans l'occupation des sols. Par contre, les différences spatiales de stockage du carbone sont contrôlées par la texture du sol et la productivité primaire des sites (qui déterminent le potentiel de séquestration) et sont modifiées par l'utilisation à long terme des sols et les techniques culturales. Le stockage potentiel du C dans les sols dépend donc étroitement du mode d'occupation des terres et de leur gestion (Balesdent *et al.*, 2000).

Du fait de la permanence ou quasi permanence d'un couvert végétal, comparativement aux systèmes de cultures annuelles, les surfaces prairiales sont globalement réputées jouer un rôle important dans la régulation des cycles biogéochimiques (cycles de l'eau, de l'azote et du carbone). Il paraît de ce fait incontournable, étant donné les surfaces couvertes à l'échelle planétaire, que le rôle spécifique de ces prairies dans l'environnement et leur contribution aux changements globaux en cours puissent être mieux renseignés. Il en est de même des forêts, en particulier des sols forestiers qui semblent constituer un réservoir important pour l'accumulation de carbone (2nd CarboEurope Meeting, 2002). A l'opposé, les grandes zones agricoles cultivées avec des espèces annuelles contribuent relativement peu au stockage de carbone dans les sols, en raison de leurs restitutions carbonées moins importantes, et du travail du sol fréquent. Cependant ces systèmes de culture sont en pleine évolution, sous la pression des contraintes environnementales, de la réduction des coûts de production, des exigences croissantes des marchés vis-à-vis de la qualité des produits agricoles. L'évolution attendue est une réduction du niveau d'intrants chimiques, une simplification du travail du sol, et l'utilisation de produits organiques de nature très variée (résidus végétaux, déchets verts, boues de station d'épuration, effluents agro-industriels, ...). Ces évolutions ont des conséquences importantes la maîtrise des pollutions azotées, les émissions de CO₂ et l'évolution à long terme des stocks de matière organique dans les sols.

Cependant actuellement, les mécanismes pour la séquestration de C dans le sol sont encore mal identifiés et chiffrés, il est surtout assez difficile d'établir des bilans corrects car la variabilité spatiale de la concentration en C dans un sol est importante.

Le mode d'occupation des terres (présence et nature des peuplements végétaux) et la gestion des sols (par exemple modalités d'apport de matières organiques en provenance des peuplements, modalités de travail du sol, modalités de fertilisation N) sont donc des facteurs essentiels affectant les processus de transformation des MO des sols, et en particulier déterminent la minéralisation du C et de N (émissions de gaz à effet de serre, lessivage) ou sa rétention dans le sol (stockage de MO). Les trois grands types d'agro- et écosystèmes que sont les grandes cultures, les prairies tempérées et les forêts, offrent une diversité des types de végétation et donc des litières végétales, de couverture du sol, et de modalités de gestion des matières organiques et il paraît essentiel d'analyser par une approche commune le rôle de ces facteurs dans les cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote.

- L'objectif de cette proposition de recherche s'inscrit dans le thème 4 de l'appel d'offre relatif à la « Séquestration du carbone dans le contexte de la convention climat », et plus précisément dans le volet 4.2 relatif à la fonction « puits –changements d'affectation des sols- et ses incidences ».

12. Objectifs initiaux du projet

Les objectifs scientifiques de ce projet sont

✓ **d'analyser le rôle de certains déterminants de la décomposition des matières organiques fraîches (MOF) dans les sols, sur le devenir de la matière organique à court et long terme.** Il s'agit de comprendre le déterminisme de la partition entre minéralisation et stockage dans le sol du carbone et de l'azote et ce, dans le contexte d'écosystèmes forestiers, prairiaux et cultivés. Le projet a mis l'accent sur (i) l'analyse des interactions entre caractéristiques biochimiques et physiques et la localisation des MOF au cours de leur décomposition dans le sol, (ii) sur l'impact de la localisation initiale (notamment à travers le travail ou non travail du sol) sur les processus biologiques et physiques du sol et les conséquences en matière de devenir du carbone, enfin (iii) sur les interactions entre dynamiques du carbone et de l'azote. Les modèles de biotransformations des matières organiques déjà utilisés par les équipes impliqués ont servi d'outils pour analyser les interactions entre processus.

L'étude de ces facteurs de la décomposition des matières organiques fraîches comporte trois cas principaux, correspondant aux trois écosystèmes étudiés.

- L'étude, en sol cultivé des interactions entre caractéristiques biochimiques des résidus végétaux et localisation initiale de ces résidus dans le sol et leur conséquence sur le devenir du C et l'émission de gaz. Les localisations initiales choisies simulent ou représentent la situation obtenue après un labour (incorporation des résidus dans la couche travaillée), et la situation obtenue par un semis direct (mulch de résidus à la surface du sol). Les résidus végétaux utilisés ont été choisis pour représenter des différences importantes dans la biodégradabilité et dans la proportion de carbone soluble (simulant des résidus matures à la récolte et des végétaux en phase végétative de type culture intermédiaire) ainsi que des dates de restitution au sol différentes (différentes rotations).
- L'étude de la dynamique de dégradation des litières racinaires d'espèces prairiales. Il s'agit d'analyser les interactions entre les caractéristiques initiales des litières et les conditions dans lesquelles ces litières sont incubées : présence de couverts végétaux à stratégie trophique contrastée (espèces conservatives ou compétitives) ou au contraire l'absence de couvert, niveau de disponibilité en azote minéral dans le milieu, intervention ou non d'un retournement de prairie (travail du sol). L'effet simple ou combiné de ces facteurs est étudié sur le devenir des apports frais de matières organiques, sur le stockage de carbone sous forme de résidus de matière organique particulaire ainsi que pour ses conséquences sur les flux N.
- L'étude de la dynamique de la matière organique des litières forestières dans les sols. Il s'agit là de mieux comprendre la contribution à moyen et long terme du carbone et de l'azote des feuilles d'arbre à la matière organique humifiée du sol, et le déterminisme de la qualité chimique de cette matière organique

✓ **de simuler les impacts de scénarios d'occupation des sols et de techniques culturales sur la séquestration du carbone dans les sols français.**

Les changements climatiques globaux prévisibles devraient se traduire par une augmentation de la concentration en CO₂ de l'atmosphère, une augmentation de la température, une modification du régime de précipitations, des changements importants d'usage du territoire.

Les expérimentations décrites dans le projet contribueront spécifiquement au 4ème point, à savoir l'évaluation des impacts de changements d'occupation des sols (type de litières végétales alimentant les compartiments organiques) et de techniques alternatives de conduite, sur l'accumulation de carbone organique dans les sols. La modélisation aura pour objectifs :

- 1/ de contribuer à calibrer un modèle d'évolution des stocks de carbone organique des sols de France, le modèle MORGANE (Arrouays et al., 2000)
- 2/ d'utiliser ce modèle pour simuler l'impact de scénarios d'occupation des sols ou de techniques alternatives de conduite sur la séquestration du carbone.

2. Résumé

L'objectif général scientifique du projet est de contribuer à l'évaluation des effets des modes d'occupation des sols et de leur gestion sur la séquestration du carbone, et les autres impacts environnementaux (notamment du point de vue de l'azote). Le mode d'occupation des terres (présence et nature des peuplements végétaux) et la gestion des sols (par exemple modalités d'apport de matières organiques fraîches –MOF– en provenance des peuplements ou exogènes, modalités de travail du sol, modalités de fertilisation N) sont des facteurs essentiels des processus de transformation des matières organiques (MO) des sols, et en particulier déterminent la minéralisation du C et de N (émissions de gaz à effet de serre, lessivage) ou sa rétention dans le sol (stockage de MO).

Cette étude est abordée d'une manière concertée par 4 équipes sur 3 situations « types » correspondant aux grandes zones agricoles (cultures annuelles incluant des cultures intermédiaires en période d'inter culture), forêts et prairies permanentes. Il s'agit de mieux comprendre les mécanismes initiaux qui déterminent le devenir des matières organiques entrant dans les sols, sous forme de litières végétales soit épigées soit racinaires. Dans ce projet les facteurs dont l'étude est privilégiée sont les caractéristiques chimiques initiales des résidus végétaux et leur localisation et ce pour l'ensemble des situations. Cette étude est innovante parce qu'elle met en œuvre le développement et l'utilisation de techniques d'enrichissement ou d'appauvrissement artificiel en isotope ^{13}C des litières végétales, y compris forestières, afin de déterminer à court et moyen terme le devenir du carbone introduit dans les sols. Elle associe la quantification des flux d'azote (du sol et des litières) à celle des flux de carbone, afin d'analyser les interactions entre les deux éléments, mais aussi quantifier et/ou simuler les impacts environnementaux liés à la dynamique de l'azote. Ce programme doit aboutir à une meilleure compréhension des mécanismes qui conduisent au stockage du carbone dans les sols. Il comporte un volet « modélisation » qui consiste à améliorer, sur les fonctions étudiées dans le projet (qualité des litières, type de sol notamment), le paramétrage du modèle ROTH-C de prévision des stocks de carbone des sols.

Ce projet a aussi eu pour vocation de mieux fédérer les concepts et les méthodes de communautés scientifiques jusqu'à présent relativement cloisonnées en raison des spécificités des agro- et écosystèmes étudiés. Ce cloisonnement n'est absolument pas justifié en ce qui concerne le fonctionnement des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote comme l'ont montré les résultats obtenus sur la qualité des litières végétales et leur biodégradation des trois agro-écosystèmes..

Le programme a été composé de programmes expérimentaux réalisés sur 3 situations correspondant aux trois agro-écosystèmes (cultures annuelles, prairie, forêt mettant en jeu des litières végétales (feuilles de hêtre, racines de Lolium et Dactyle, résidus de colza, jeunes plants de seigle) et des conditions de décomposition variées. Une expérimentation commune a été élaborée afin de préciser la biodégradabilité intrinsèque des cinq résidus ainsi que l'effet du type de sol sur les cinétiques de décomposition. Elle a permis de distinguer l'effet spécifique du mode d'occupation des sols (type d'espèce et type de litières retournant au sol) de celui du type de sol et des autres facteurs contrôlant la dynamique des matières organiques dans les sols (par exemple disponibilité de l'azote minéral). Basé sur ces résultats expérimentaux, le modèle ROTH-C a été utilisé avec succès, sans paramétrage spécifique pour simuler l'évolution des compartiments du carbone dans les sols. Une amélioration de la paramétrisation de la qualité biochimique des résidus végétaux a été proposée, sur la base des expérimentations.

Abstract

The general objective of this project was to contribute to the evaluation of land use and management impacts on C sequestration and nitrogen dynamics in soils. The land used through the presence/absence of crops and their species, and the land management through tillage, localisation of crop residues, fertiliser applications, ... are important factors that affect the dynamics of organic

matters in soils, particularly the mineralization of C and N, the losses to the atmosphere and hydrosphere, the retention of carbon into the soil.

This project was conducted by four research groups, three of them having expertise in nutrient cycling of three major agro-ecosystems (arable crops, grasslands, forests) and the fourth one having expertise in modelling long term effects of land use on C storage into the soils. Within this common project one major objective was to better understand the fate of plant litter entering the soil either as above litter or as root litter. The focus was put on two factors that particularly affect decomposition: the initial biochemical quality of plant litter, and the location of the decomposing litter.

One innovative aspect of the project was the use of stable isotope as ^{13}C for carbon, based on the use of enriched or depleted ^{13}C material, the only option to assess the dynamics of “new” C entering the soil on the short term, in order to reveal the effects of decomposition factors. Another aspect was the simultaneous study of C and N.

The project consisted in experiments relevant for each agro-ecosystem, in forest, grassland and arable soils for which interactions between residue quality and nitrogen availability on the one hand, residue quality and location on the other hand, was investigated. A common experiment was set up to investigate the potential degradability of the various residue used (beech leaf, rape straw, young rye, Lolium and dactylic roots) in a their original soils and in a single soil was assessed. Based on these experiments, the Roth-C model of Coleman and Jenkinson (1996) was used to simulate the short term evolution of residual C, biomass C. A new parametrization based on biochemical composition of residues was proposed.

Quatre équipes de recherche ont réalisé ce programme :

INRA, Département Forêts et Milieux Naturels : Equipe Cycles Biogéochimiques Nancy ,

INRA Département Environnement et Agronomie :

Unité d'Agronomie Laon-Reims-Mons, Equipe Azote et matières organiques dans les sols

Equipe Fonctionnement et Gestion de l'Ecosystème Prairial (Clermont-Ferrand)

J. Balesdent (INRA-CEA Cadarache) avec la collaboration de l'Unité Infosol (Orléans)

3- Méthodologies utilisées

31. Protocoles retenus

volet 1 : Caractérisation de la biodégradabilité intrinsèque des résidus végétaux et effet du « type de sol » sur la biodégradation

Cette étape a été réalisée par une expérimentation commune avec les litières végétales étudiées *in situ*, à savoir les litières racinaires de dactyle et de ray-grass, les feuilles de hêtre, les tiges de colza et les jeunes plants de seigle. L'incubation a consisté à mélanger des résidus finement broyés à un sol tamisé en conditions contrôlées de décomposition (humidité à la capacité au champ, température constante, azote minéral non limitant). Un suivi en continu de la minéralisation du carbone, et une mesure périodique de la minéralisation d'azote dans le sol a été réalisée. Cette incubation a été menée pour chaque sol prélevé sur les trois sites du projet, ainsi que pour un sol commun à tous les résidus afin d'évaluer l'effet « type de sol » d'une part et l'effet « qualité des résidus » d'autre part. Les caractéristiques biochimiques des litières (C et N total, composition biochimique par analyse VanSoest) ont été réalisées. Ces incubations permettront de comparer le comportement des litières utilisées aux bases de données existantes. Cette incubation est indispensable à l'obtention des paramètres nécessaires à l'utilisation des modèles, et les données serviront à tester et paramétrer (pour les paramètres « type de sol » et « qualité des résidus » du modèle ROTH-C utilisé).



Photo 1 : Système d'incubation utilisé pour caractériser la minéralisation des sols et comparer la décomposition des résidus en conditions contrôlées. Dans le bocal sont disposés les échantillons de sol contenant des résidus broyés, ainsi qu'un piège d'hydroxyde de sodium permettant le piégeage du CO₂. L'ensemble est incubé à température constante (20°C), potentiel hydrique de -500 mbar et à l'obscurité pendant 142 jours.

volet 2 : Effet des propriétés biochimiques et de la localisation sur les transferts et biotransformations

Les facteurs de variation étudiés au cours de cette étape sont la nature des matières organiques, leur localisation dans le sol et les conditions hydriques au cours de la décomposition. Les deux types de résidus varient fortement par leurs caractéristiques physiques et biochimiques et donc par leur aptitude intrinsèque à la décomposition (caractérisée par ailleurs dans le volet 1). La paille de colza (mélange de tiges, feuilles et siliques) est récoltée à maturité physiologique a été cultivée en chambre de marquage isotopique (voir tableau 1) et est doublement marquée ¹³C et ¹⁵N. Les résidus de seigle sont

constitués de plantes jeunes cultivées en chambre de marquage isotopique (tableau 1) et récoltées en phase végétative. Ces deux résidus ont été localisés soit en mulch à la surface du sol soit incorporés de manière homogène dans la colonne. Ces deux situations représentent schématiquement des situations au champ de travail et de non travail du sol. L'intérêt de notre approche est de suivre la décomposition des matières organiques dans un système dynamique vis à vis des transferts d'eau. En effet, les colonnes de sol ont été soumises à des aléas « climatiques » en conditions contrôlées au cours de 3 cycles d'infiltration, drainage et évaporation pendant 9 semaines. La décomposition des résidus et la dynamique de C et N, les conséquences en terme d'agrégation et l'évolution des propriétés hydrodynamiques ont été mesurées. Des analyses ont été menées en parallèle sur l'évolution de biomasse microbienne (fumigation extraction et méthode SIR). Les résultats seront comparés pour les deux types de résidus et les deux localisations. Ils permettront également de savoir comment les flux d'eau affectent différemment les matières organiques suivant qu'elles sont à la surface ou dans le sol, et notamment l'entraînement de produits solubles issus de leur dégradation. Ces résultats seront utilisés pour tester le module « décomposition » de ROTH-C (sur les variables ^{13}C minéralisé, ^{13}C organique dans le sol, ^{13}C incorporé dans la biomasse microbienne)

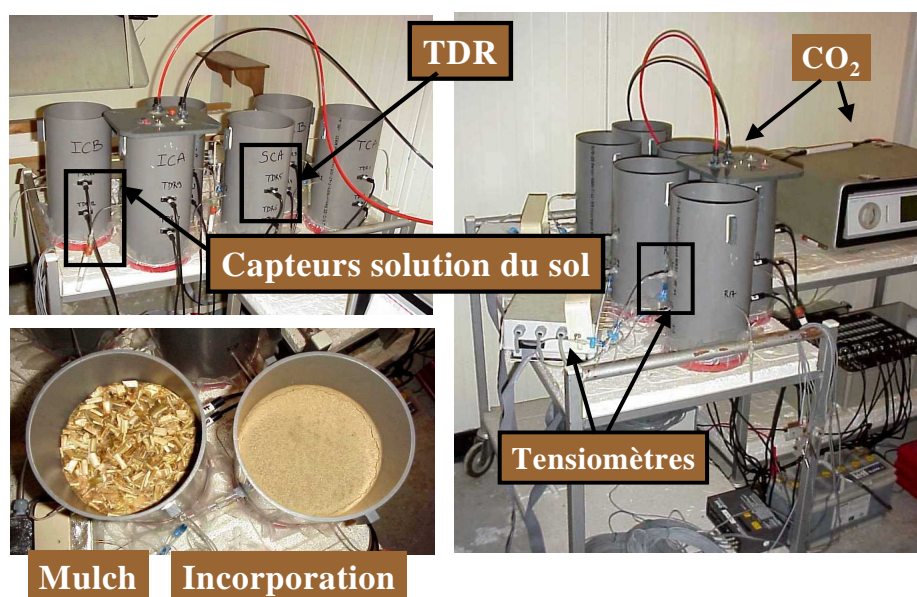


Photo 2 : Système de colonnes de sol simulant un profil simplifié de sol. La colonne de sol est reconstituée à partir de sol humide tamisé à 4mm. Les résidus sont soit incorporés soit apportés en mulch à la surface du sol. Les différents capteurs permettent de suivre les teneurs en eau, le transfert de solutés, et de mesurer la minéralisation du carbone. Quatre cycles d'humectation-dessiccation sont réalisés en simulant une pluie puis en laissant les colonnes évaporer en chambre climatique, à 20°C. Des colonnes sont détruites à 3, 6, 9 et 54 semaines pour mesurer le ^{13}C & ^{15}N sous forme organique, minérale et soluble, l'activité microbienne et l'agrégation.

Volet 3 : Dynamique d'accumulation des résidus de litières racinaires en prairies

Les espèces prairiales pérennes choisies sont, de la plus conservatrice à la plus compétitivité *Festuca ovina*, *Dactylis glomerata* et *Lolium perenne*, respectivement nommées L, D et F.

La méthode utilisée est l'incubation de litières racinaires en position naturelle dans le sol dans des monolithes d'écosystèmes de 22.5 litres (30*30*25 cm). Les monolithes sont obtenus en cultivant préalablement un premier couvert (P1). Le couvert P1 est tué par suppression des parties aériennes et un second couvert est semé (P2). Des témoins consistent dans le semis de P2 sur des monolithes

n'ayant pas de litière racinaire (pas de P1) et dans l'absence de semis de P2 sur des monolithes munis de P1. La nature de P1 et de P2 constitue un premier groupe de facteurs expérimentaux. P1 est incubé sous un P2 soumis à une exploitation réaliste pendant un à deux ans, en faisant varier les conditions d'incubation des litières par des apports différenciés d'azote. Des monolithes sont sacrifiés au cours du temps pour suivre la cohorte de litières racinaires de P1

Expérience N° 1 : les monolithes de P1 sont obtenus par un an de culture en tunnels ventilés sous atmosphère marquée. Les traitements croisent la nature de P1 (L, D, témoin sans litière) avec celle de P2 (L, D et témoins en sol nu). Le sol est de type sableux. L'évolution des litières est mesurée pendant deux saisons de croissance.

Expérience N° 2 : les monolithes (une seule espèce P1, Lolium) sont prélevés dans le dispositif FACE de l'ETH de Zurich (Col. A. Lüscher, H. Blum) après 9 ans de culture en atmosphère marquée; les traitements croisent partiellement les facteurs niveau d'azote (4) et l'espèce P2, et comprennent des témoins sans P2 (L, D, F, sol nu). Trois blocs du dispositif FACE correspondent à trois types de sols argileux contrastés. L'évolution des litières est mesurée pendant un an.

Expérience N° 3 : des couverts de D et de L en petites parcelles in situ et cultivés sans marquage isotopique, sont tués. Les litières sont incubées en sol nu, sous différents traitements combinant ou non l'apport d'azote et le travail du sol. Le sol est sableux et l'évolution est mesurée pendant une saison de croissance.

Le continuum de compartiments organiques est mesuré en réalisant un fractionnement en 5 catégories par tamisage et densimétrie à l'eau: la phytomasse racinaire (litière), les débris libres figurés (MO particulaire) supérieurs à 1 cm, de 1 mm, à 1 cm et de 0.2 à 1 mm, et enfin les débris entre 50 et 200 μ qui sont associés à la phase organo-minérale la plus légère. Les variables examinées concernant l'évolution des résidus dans le continuum sont la *vitesse*, le *rendement* en débris transformés (inverse de la minéralisation) et la nature des transformations des débris.



Photo 3 : Les monolithes sont obtenus en cultivant préalablement un premier couvert (P1). Le couvert P1 est tué par suppression des parties aériennes et un second couvert est semé (P2). Des témoins consistent dans le semis de P2 sur des monolithes n'ayant pas de litière racinaire (pas de P1) et dans l'absence de semis de P2 sur des monolithes munis de P1. La nature de P1 et de P2 constitue un premier groupe de facteurs expérimentaux. P1 est incubé sous un P2 soumis à une exploitation réaliste pendant un à deux ans, en faisant varier les conditions d'incubation des litières par des apports différenciés d'azote. Des monolithes sont sacrifiés au cours du temps pour suivre la cohorte de litières racinaires de P1.

Volet 4 - Etude de la dynamique de la matière organique des litières forestières dans les sols.

L'objectif est d'étudier :

- L'incorporation profonde à moyen terme (5-10 ans) d'azote et de carbone organique dans les sols en prospectant une situation écologique où la faune fouisseuse joue un rôle important.
- Analyser la relation C-N, lors des transformations de la matière organique forestière dans les sols. Jusqu'à présent nous avons considéré l'azote organique comme un traceur de la matière organique issue des litières. Mais on sait que cette relation n'est pas univoque, et que, de l'évolution du rapport C/N des matières organiques dépend en large part la dynamique des humus.

Ce double marquage nous paraît être un des moyens de renouveler de manière quantitative nos connaissances sur les grandes voies d'humification.

L'objectif au cours de la première année a été de produire une litière de hêtre doublement marquée ^{13}C et ^{15}N , et cette production sera faite par la collaboration avec l'équipe INRA de Laon, qui dispose d'une chambre de culture isotopique. Une culture d'arbre avec enrichissement isotopique ^{13}C n'a jamais été réalisée, et la mise au point des modalités de marquage et de conduite des cultures pendant le marquage est, en soi, une opération de recherche qui sera analysée comme telle (homogénéité du marquage des feuilles, nature des compartiments marqués dans les parties pérennes, rhizodéposition et respiration du ^{13}C par le sol et les racines, et possibilité d'utilisation ultérieure). Une dizaine de jeunes plants de hêtre ont été marqués. Le marquage ^{15}N se fera par pulvérisation foliaire tandis que le marquage ^{13}C se fera en les plaçant dans une chambre de marquage au $^{13}\text{CO}_2$. Nous souhaitons aboutir à un enrichissement en ^{15}N et ^{13}C de l'ordre 3% d'excès isotopique.



Photo 4 : Culture de hêtres en chambre de culture isotopique, sous atmosphère contrôlée $^{13}\text{CO}_2$ pour la production de feuilles enrichies en ^{13}C . Les pots sont isolés de l'atmosphère de la chambre pour éviter la dilution du $^{13}\text{CO}_2$ de l'air par la respiration du sol et racines. L'apport de ^{15}N est réalisé par pulvérisation foliaire de solution marquée. A droite, les arbres à leur sortie de la chambre d'incubation, au bout de 4 mois.

Outils isotopiques

Dans les trois situations nous disposons du double traçage isotopique (^{13}C et/ou $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$) des résidus apportés sous forme de litières végétales, et ceci après enrichissement ou appauvrissement artificiel des résidus de culture, des litières racinaires (prairie) et des feuilles d'arbre. Pour les résidus enrichis en ^{13}C ceux-ci ont été obtenus par mise en culture de seigle et de hêtre (arbres âgés de 10 ans) dans une chambre de culture isotopique disponible à l'INRA de Laon. L'enrichissement en isotope ^{13}C est relativement élevé (2 à 3 %) et parfaitement homogène pour les cultures annuelles. Cet enrichissement élevé est indispensable à l'obtention d'une bonne sensibilité sur l'analyse à long terme de certaines fractions du sol.

Pour les litières racinaires, celles-ci ont été appauvries par culture *in situ*, sous atmosphère de $^{13}\text{CO}_2$ appauvri (culture d'une année sur l'essai de Clermond-Theix et dispositif FACE de l'ETH de Zurich - Col. A. Lüscher, H. Blum- après 9 ans de culture en atmosphère marquée). Dans ce but, les conditions atmosphériques de la culture en année $n-1$ dont sont issues les litières (culture P1) ont une atmosphère en CO_2 dont le carbone est déprimé en isotope ^{13}C ($\delta = -43$ à -48) alors que celles produites par la culture en année n possèdent le marquage isotopique des conditions ambiantes naturelles ($\delta = -28$). Il devient alors possible de calculer, avec les quantités et les compositions isotopiques du carbone, la masse de carbone relative au matériel issu de P1 et de P2 à tout moment et dans n'importe quel compartiment de matière organique.

Le traçage isotopique ^{13}C sera utilisé pour quantifier le carbone dans les différentes fractions granulométriques du sol (après fractionnement granulométrique et/ou densimétrique) et dans les agrégats pour caractériser la distribution du carbone récemment introduit et quantifier avec précision son incorporation dans les fractions plus ou moins stables. Cette analyse permettra à court terme, de quantifier précisément le carbone résiduel dans le sol (et aussi la fraction de carbone minéralisé) et à long terme permettra de donner la sensibilité nécessaire à l'estimation des taux de renouvellement de différents compartiments organiques du sol.

Modélisation

La modélisation qui accompagne le travail utilise les données expérimentales produites en conditions contrôlées ou *in situ* et porte d'une part sur des modèles sol-plante-atmosphère ou des sous-modèles de décomposition et d'autre part sur un modèle de simulation des stocks de carbone des sols (MORGANE, Arrouays et al. 2000).

- En ce qui concerne la localisation initiale des résidus le travail en cours devrait apporter une contribution essentielle à l'amélioration des modules « biotransformations C & N » et « mulch de paille » du modèle PASTIS (Garnier et al., 2001) développé conjointement avec l'unité "Climat, Sol et Environnement" de l'INRA d'Avignon et l'équipe AMIS du CIRAD- Montpellier.
- En ce qui concerne les prairies, le travail spécifique porte sur le développement d'un modèle mécaniste décrivant les flux de carbone et d'azote dans le continuum que constituent les résidus de litières à différents stades de décomposition. Ce modèle doit permettre d'établir la valeur des variables de vitesse et de rendement pour les 4 compartiments successifs de résidus en évolution. On cherche si un *modèle unifié du continuum* à moins grand nombre de paramètres peut être proposé. Les résultats seront intégrés par calibration du *sous-modèle de biotransformation et de flux couplés C et N* dans le sol (SOILOPT) ; SOILOPT sera lui-même intégré dans un *méta-modèle d'écosystème* (à la fois biophysique et de biotransformation) par couplage avec CANSOIL, capable de simuler les flux et accumulations de carbone dans les écosystèmes prairiaux plurispécifiques, en particulier lors de leur évolution sous l'effet des facteurs de gestion (GEMINI).
- La modélisation avec le modèle MORGANE (Arrouays et al., 2000) a pour objectifs de contribuer à calibrer ce modèle d'évolution des stocks de carbone organique des sols de France, afin d'utiliser ce modèle pour simuler l'impact de scénarios d'occupation des sols ou de techniques alternatives de conduite sur la séquestration du carbone. Le modèle MORGANE est un modèle semi-mécaniste qui a été conçu pour prédire l'évolution spatiale des flux et des réserves organiques des sols français, et

qui peut être appliqué à l'évaluation des impacts d'évolution climatique et de différents scénarii spatialisés de changement d'usage (Arrouays et al., 2000). Au cours du projet, il s'est avéré que le modèle MORGANE ne permet pas de simuler de manière satisfaisante les données expérimentales obtenues avec des litières végétales de qualité biochimique variées, et que en l'état, il ne pouvait pas répondre aux objectifs du projet. Ce modèle faisant par ailleurs l'objet d'un travail de doctorat, il ne semblait pas ailleurs pas judicieux de démarrer en parallèle dans la durée du projet un travail de reparamétrage qui ne soit pas superficiel. Le choix s'est donc porté sur un modèle utilisé par des équipes sur le plan international, à savoir le modèle ROTH-C (Coleman & Jenkinson, 1996)

Le modèle est un modèle décrivant la décomposition des matières organiques dans le sols (SOC), dans lequel les litières végétales entrant sont distribuées en deux compartiments : le compartiment correspondant à une fraction biochimique décomposable (DPM) et un compartiment correspondant à une fraction biochimique plus résistante à la décomposition (RPM). Les deux compartiments sont décomposés pour former de la biomasse microbienne (BIO) et de la matière organique humifiée (HUM). Le carbone des résidus est minéralisé sous forme de CO₂. Chaque compartiment se décompose selon une cinétique d'ordre 1 avec pour chaque compartiment une vitesse maximale. Le modèle incluse aussi un compartiment inerte (IOM). Les vitesses réelles de décomposition sont calculées en tenant compte des effet de la température, de l'humidité du sol, et de la qualité biochimique des résidus végétaux et ce sur un pas de temps mensuel. Le contenu en argile détermine la partition du carbone organique du sol (SOC) entre les compartiments BIO, HUM et CO₂. Le modèle Roth-C a été partiellement validé sur différentes études (e.g. Powlson et al., 1996), dans les sols tropicaux (Diels et al., 2004) et dans les systèmes céréaliers français (Balesdent, 1996).

Au cours de ce programme, étant donné le travail à faire sur l'acquisition des données et la paramétrisation pour les différentes situations il n'a pas été possible de réaliser des simulations sur les changements d'usage des sols.

4- Résultats †

41. PRODUCTION DE LITIÈRES DE FEUILLES DE HÊTRE ENRICHIE EN ^{13}C ET ^{15}N

Bases théoriques du protocole d'enrichissement

Pour marquer la matière végétale en ^{13}C on utilise principalement du CO_2 enrichi ou appauvri en ^{13}C . Cette technique de marquage est très largement utilisée pour le marquage à court terme, du type 'pulse', ou à long terme sous une atmosphère contrôlée en continu. Une application du marquage à court terme (5 heures à 20 jours) est le marquage d'une fraction carbonée dans la plante par exemple les réserves en C comme l'amidon. Afin d'obtenir un marquage uniforme de tous les composés carbonés de la plante, il est nécessaire de bien contrôler les conditions externes comme par exemple la température, donc le marquage a généralement lieu dans un phytotron. Ceci limite considérablement l'utilisation de cette technique qui s'applique difficilement pour le marquage d'un arbre d'une taille supérieure à 3 m. L'homogénéité du marquage dépend du temps entre l'application de $^{13}\text{CO}_2$ et le temps d'obtention d'un "steady state" dans les produits de la photosynthèse. Ce laps de temps varie considérablement : il est de l'ordre de quelques heures pour le transport des assimilats dans des feuilles jusqu'à quelques jours pour le transport des assimilats dans une plante ou dans un compartiment avec un turnover lent.

Afin de marquer le carbone et l'azote d'une plante en même temps il est nécessaire de combiner les techniques de marquage. Suite aux contraintes du marquage du carbone par le CO_2 on utilise le plus souvent un phytotron pour le double marquage $^{13}\text{C}/^{15}\text{N}$. L'apport de ^{13}C se fait par le CO_2 préalablement marqué et l'apport de ^{15}N sous forme d'une solution nutritive enrichie en ^{15}N . Selon la taille de ce phytotron il est possible de marquer un nombre plus ou moins important de plants d'une taille plus ou moins importante.

Avant de procéder à un marquage isotopique ^{13}C et/ou ^{15}N de la matière végétale il faut d'abord estimer au mieux l'enrichissement isotopique final dans les végétaux afin de nous servir comme traceur efficace de C et N. Entre autre il faut connaître la taille des différents pools de C et N dans la plante cible afin de bien choisir l'enrichissement isotopique de la source de C et/ou N. Après cette première réflexion on peut choisir le mode de marquage optimal. Pour une plante annuelle (blé, maïs, colza) on peut effectuer le marquage dans un phytotron à deux compartiments ce qui correspond à la partie aérienne et souterraine de la plante. Suite à cette compartimentation on limite la dilution du $^{13}\text{CO}_2$ par le CO_2 d'origine de la respiration du sol. La plante reste dans le phytotron jusqu'à la maturité ou à un stade préalablement défini. L'homogénéité du marquage en ^{13}C de la plante dépend surtout de la maintenance d'une concentration constante en $^{13}\text{CO}_2$ dans le phytotron. Si on envisage le marquage d'une plante pérenne afin de produire une quantité importante des résidus marqués de façon homogène le temps de marquage est naturellement plus long. Eberhard et Hartwig (1991) ont obtenu un marquage assez homogène des feuilles de hêtre après 200 jours (période avril – novembre) de marquage avec du $^{14}\text{CO}_2$. Mais le marquage foliaire a été plus intense pendant la deuxième année. En résumé, le marquage homogène en ^{13}C des feuilles d'un arbre reste un défi considérable, le succès dépend surtout de la qualité du phytotron ainsi que du temps de marquage.

Une des conclusions dues au développement de notre technique de marquage par pulvérisation foliaire des jeunes Hêtres avec de l'urée ^{15}N (Zeller et al., 1998) a été d'éviter de marquer des arbres très jeunes en provenance d'une pépinière, car la teneur en nutriments dans les feuilles était très élevées. De plus, la composition biochimique ne correspondait pas à celle de litières de hêtre en forêt et rendait impossible l'utilisation de cette litière pour des expériences futures biaisant les processus de décomposition.

Protocole choisi

En prenant en compte ce fait nous avons donc choisi d'utiliser des arbres en forêt, c'est-à-dire les arbres sur notre site de production de la litière marquée ^{15}N en forêt de Puvénelle (54), site sur lequel on connaît bien la composition chimique et biochimique des feuilles des arbres. En février 2001, une vingtaine de jeunes hêtres a été sélectionnée, puis transférée dans un grand pot en PVC (diamètre = 0.6m, volume = 70 l) en prenant soin de garder la motte de terre autour de l'arbre intact. De plus, le sol sur ce site est peu profond (environ 35 cm), on a ainsi pu éviter d'endommager le système racinaire de l'arbre. Les arbres ont été transportés avec précaution jusqu'au centre INRA à Champenoux et installés dans une zone spécialement aménagée. En automne, environ 40 feuilles ont été collectées sur chaque arbre, mise à sécher, puis broyées et ensuite leur composition chimique et biochimique ont été déterminées.

15 arbres ont été sélectionnés, transportés à Laon puis introduit dans la chambre de marquage. Cette chambre mesure 2 m * 5 m * 2,3 m (volume 23 m³) et elle est hermétiquement isolée de l'extérieur. La chambre de marquage est similaire à un phytotron équipé pour le contrôle de la température, l'humidité de l'air et le régime lumineux. Le climat dans la chambre est réglé et contrôlé en permanence par un système informatique, ce qui a comme avantage supplémentaire de donner la possibilité de simuler des conditions climatiques proche de celles d'un environnement naturel et de

† Etant donné que la production de litières marquées $^{13}\text{C}/^{15}\text{N}$ a précédé leur utilisation, l'exposé des résultats ne suit pas l'ordre d'exposé des méthodologies qui correspond aux 4 volets du projet.

contrôler a posteriori tous les paramètres de croissance; dans notre cas, le climat dans une jeune hêtraie en Lorraine est le suivant (Tableau 1).

Tableau 1 : Conditions climatiques dans la chambre de marquage et mode d'injection du $^{13}\text{CO}_2$.

	T. jour (°C)	T. nuit (°C)	Humidité de l'air (%)	[CO ₂] (ppm)	$^{13}\text{CO}_2$	Jour/nuit	Irrigation
4 avril – 07 mai	20	15	80 %	360	en continu	14/10	60 l par semaine
08 mai – 06 août	25	15	80 %	360	1 x par semaine	16/8	100 l par semaine

Le principe du marquage est de remplacer le CO₂ présent dans la chambre par du CO₂ enrichi en ^{13}C en respectant une concentration de CO₂ préalablement fixé à 360 ppm. Dans une étape préparatoire nous avons estimé la consommation journalière en CO₂ par les jeunes arbres et calculé l'enrichissement minimum en ^{13}C des feuilles. Ce calcul nous a montré qu'il serait financièrement impossible de maintenir la concentration en $^{13}\text{CO}_2$ constant pendant les 4 mois du marquage (coût du $^{13}\text{CO}_2 \approx 150 \text{ k€}$). Nous avons donc pris la décision de maintenir la concentration en $^{13}\text{CO}_2$ constante pendant les premières quatre semaines puis d'effectuer un 'pulse labelling' pendant 24 heures une fois par semaine pendant les 3 mois suivants. Ce mode de marquage se base sur le fait que les feuilles vont d'abord incorporer le $^{13}\text{CO}_2$ directement dans leurs composants structurels pendant la phase d'expansion puis le CO₂, assimilé par les feuilles, va en grande partie être distribué dans l'arbre. Afin d'éviter le flux de CO₂ issu de la respiration du sol et des racines de l'arbres dans la chambre les pots ont été emballés individuellement et hermétiquement fermés à la base du tronc de l'arbre. Chaque pot est relié par deux tuyaux à une pompe à faible débit à l'extérieur de la chambre pour permettre un échange de l'air entre les deux compartiments. Grâce à un autre tuyau les arbres sont reliés individuellement à un système d'irrigation ponctuelle. Une fois tous les arbres dans la chambre et connectés au système d'irrigation et aération celle-ci est hermétiquement fermée est l'expérience de marquage ^{13}C peut commencer. Le marquage ^{15}N est effectué en août, une fois les arbres sortis de la chambre en utilisant notre technique de pulvérisation foliaire avec de l'urée ^{15}N (Zeller et al., 1998).

Caractérisation chimique, biochimique et isotopique de la litière marquée de hêtre

Dans un premier temps nous avons constaté que la plupart des arbres enfermés pendant 4 mois dans la chambre ont bien supporté les conditions expérimentales. Seuls deux arbres sont morts (problème d'irrigation). Fin juin, nous avons remarqué une prolifération de pucerons sur les feuilles que nous avons donc traitées par deux fois avec un insecticide adapté (Decis, Bayer CropScience, Leverkusen). Pendant les mois de septembre à novembre, les feuilles sénescentes ont été collectées à la main sur 13 arbres. Fin novembre, la totalité des feuilles ont été récoltées et séchées pendant une semaine à 30°C. Dans un premier temps nous avons analysé la concentration en C et N dans les feuilles ainsi leur teneur en ^{13}C et ^{15}N (Tableau 2) et la composition biochimique (Tableau 3).

Tableau 2 : Masse des feuilles collectées. Concentration en C et N et enrichissement en ^{13}C et ^{15}N dans la litière de hêtre doublement marquée.

	masse	% C	% N	atom % ^{13}C (excès)	atom % ^{15}N (excès)
Litière marquée	500 g	49.9	0.73	1.43	1.51

Tableau 3 : Composition biochimique déterminée par fractionnement Van Soest (1963) de la litière de hêtre doublement marquée

	soluble	Hemicellulose	Cellulose	Lignine
Litière témoin	31.6 %	14.1 %	29.5 %	31, 3 %
Litière marquée	28.5 %	11.3 %	31.5 %	27.8 %

L'enrichissement en ^{15}N de la litière est similaire à 1993 (lors de la première expérience de marquage avec de l'urée ^{15}N). L'enrichissement en ^{13}C est assez fort pour pouvoir utiliser cette litière dans des expériences en forêt (in situ) ou avec du sol forestier in vitro. De plus, la quantité de litière produite (500 g) est suffisante ce qui va nous permettre de réaliser plusieurs expériences à différentes échelles. A ceci s'ajoute une analyse détaillée de l'enrichissement en ^{15}N de l'azote soluble et non soluble. Les teneurs en hémicellulose, cellulose et lignine dans la litière marquée sont similaires aux teneurs généralement observées dans la litière de hêtre (Tableau 3). Le marquage des différentes fractions est homogène sauf un marquage plus fort de la hémicellulose. Mais cette fraction représente seulement 7 % du carbone foliaire et il est nécessaire de faire des analyses complémentaires pour mieux tester l'homogénéité du marquage dans les quatre grandes fractions de la litière (soluble, hémicellulose, cellulose et lignine), cet enrichissement plus grand pouvant résulter d'un artéfact (calcul de la taille d'un compartiment petit à partir de différences).

Tableau 4 : Composition biochimique de la litière de hêtre doublement marquée ainsi l'enrichissement en ^{13}C et ^{15}N dans les fractions majeures (soluble, hémicellulose, cellulose et lignine).

	C (%)	atom % ^{13}C (excès)	N (%)	atom % ^{15}N (excès)
Soluble	22.1	1.2	33	1.3
Hemicellulose	6.9	5.6	-	-
Cellulose	35.9	1.3	2.8	1.5
Lignine	34.7	1.2	64	1.17

Optimisation de la technique du marquage

D'après les premières analyses de feuilles, l'enrichissement en ^{13}C et ^{15}N est assez fort et la quantité produite est satisfaisante. Pendant le marquage ^{13}C nous avons rencontré plusieurs problèmes : les arbres touchaient le plafond et par endroit les feuilles devenaient brunes à cause de la chaleur des lampes. La solution à ce problème oblige à sortir la table fixe de la chambre afin d'en réduire la hauteur. Une mesure coûteuse parce que cette chambre sert d'abord à produire des plantes annulées (hydro culture) enrichies en ^{13}C et ^{15}N . Sans table, on gagnerait 90 cm en hauteur, ce que augmenterait considérablement la taille des arbres à introduire dans la chambre et en parallèle la production de litière. Le deuxième problème rencontré, concerne le système d'irrigation dont un mauvais fonctionnement a été la cause de la mort de deux arbres. Une solution simple à ce problème est de doubler le système d'irrigation, et d'installer un système de type TDR (mesure de l'humidité du sol automatisé). Le troisième problème concerne les parasites, dans les conditions expérimentales dictées par ce type d'expérience le seul traitement efficace est l'application régulière d'un insecticide. L'étape suivante serait de tester si un re-marquage des arbres avec du $^{13}\text{CO}_2$ pendant toute une saison de végétation aurait pour effet un marquage plus fort et probablement plus homogène.

42 : DYNAMIQUE D'ACCUMULATION DES RESIDUS DE LITIÈRES RACINAIRES EN PRAIRIES

421. Effet de la nature des litières et de la nature de la rhizosphère sur les flux N pendant la dégradation des litières (Expérience 1)

4211.- Rappel du protocole et des résultats sur le carbone

L'expérience N°1, teste l'effet croisé de la nature de la litière racinaire (*Dactylis* ou *Lolium*) et de la nature de la rhizosphère (*Dactylis* ou *Lolium*). Le carbone de la litière racinaire est distingué de celui de la plante fournissant la rhizosphère grâce à un marquage isotopique ^{13}C . Des témoins avec les deux litières consistent en monolithes sans rhizosphère (sol nu). D'autres consistent en monolithes cultivés sur des sols privés de litière. Les résultats concernant le carbone étaient les suivants :

- la nature des litières racinaires commande principalement leur vitesse d'évolution : les litières de *Dactylis* sont plus rapides que celles de *Lolium*,
- la nature de la rhizosphère commande principalement le taux de stabilisation des litières racinaires dans le sol: la rhizosphère de *Lolium* est plus stabilisatrice que celle de *Dactylis*,
- les deux facteurs entrent en interaction, notamment, l'effet stabilisateur de *Lolium* est plus important sur une litière de *Dactylis* que de *Lolium*.

Les flux et états de l'azote ont été mesurés sur les 4 traitements au long de la période d'incubation des litières (18 mois): 1. la récolte d'azote a été mesurée dans huit repousses épiées, permettant le calcul de l'indice de nutrition azotée ; 2. l'apport d'azote minéral avec excès d'isotope ^{15}N a fourni les données de marquage ^{15}N des récoltes, des masses racinaires et des compartiments de matières organiques particulières du sol, 3. le drainage et le lessivage de nitrates ont été mesuré à la base des monolithes, 4. l'azote minéral du sol a été mesuré au cours de l'incubation dans des extraits KCl 1M, 5. l'azote nitrique et ammoniacal a été piégé à deux reprises par repousse dans des résines échangeuses d'ions incubées pendant 2 semaines.

4212- Résultats par variables

L'indice de nutrition azotée (Tab. 42-1) indiquait que la disponibilité en azote limitait la croissance de l'herbe. La présence de litières racinaires favorisait le niveau de nutrition de *Lolium*, mais pas de *Dactylis*. En présence de litière, les niveaux de nutrition des deux espèces étaient identiques et n'étaient pas affectés par le traitement.

Tableau 42-1- Azote récolté (Expérience 1)

MS : matière sèche récoltée ; N : azote récolté ; IN : indice de nutrition azotée (Lemaire et Salette) ; NDF : azote récolté dérivé de l'apport minéral ; NDFS : azote récolté dérivé du sol ; CRU : coefficient réel d'utilisation de l'apport dans les récoltes. Sigle : la première lettre donne la nature de la litière, la 2^e lettre la nature de la rhizosphère. D : *Dactylis*, L : *Lolium* ; B : sol nu

	MS (g m ⁻²)	N (g m ⁻²)	IN (%)	NDF (g m ⁻²)	NDFS (g m ⁻²)	NDFS (%)	CRU (%)
DD	141.2 _b	2.47 _b	40.7 _b	1.11 _b	1.21 _a	51 _a	29.5 _b
DL	105.7 _a	2.07 _a	41.4 _b	0.87 _a	1.12 _a	55 _{bc}	23.2 _a
LD	157.5 _c	2.68 _c	41.5 _b	1.27 _c	1.48 _b	53 _{ab}	33.9 _c
LL	108.1 _a	2.09 _a	41.4 _b	0.86 _a	1.21 _a	57 _c	23.0 _a
BD	171.0 _c	2.76 _c	40.2 _b				
BL	111.4 _a	1.90 _a	37.2 _a				
Niveau de signification							
S1	***	*	***	*	*	NS	*
S2	***	***	NS	***	*	**	***
S1*S2	**	**	*	*	NS	NS	*

La récolte d'azote issu du sol que de l'engrais était nettement plus élevée dans le couvert de *Dactylis* que de *Lolium* (Tab. 1). Néanmoins, le sol contribuait plus à l'azote récolté dans le couvert de *Lolium* que de *Dactylis*. Alors que la récolte N de *Lolium* ne dépendaient pas de la nature de la litière présente dans le monolithe, la récolte de *Dactylis* souffrait de la présence de sa propre litière : sous *Dactylis*, une litière de *Lolium* augmentait l'azote fourni par le sol et le coefficient réel d'utilisation de l'apport N par rapport à une litière de *Dactylis*. Ces phénomènes se produisaient pendant la première année d'incubation où se réalisait l'essentiel de la dégradation de la litière racinaire.

Les données de marquage ^{15}N des récoltes ont été utilisées pour calculer les flux bruts de minéralisation et immobilisation dans le sol, sous l'hypothèse du mélange parfait. La litière de *Lolium* augmentait la minéralisation brute du sol par rapport à une litière de *Dactylis*. De même, la rhizosphère de *Lolium* augmentait la minéralisation brute et l'immobilisation N dans le sol. De tous les point de vue, *Lolium* stimulait donc le turnover de l'azote entre le pool minéral et les matières organiques du sol.

La quantité d'azote minéral dans le sol et le lessivage des nitrates étaient plus élevés dans les monolithes en sol nu que dans les monolithes avec un couvert. Dans les sols nus, plus d'azote minéral se trouvait dans les sols pourvus d'une litière de *Lolium* que de *Dactylis*. Sous les peuplements, le lessivage était plus élevé sous litière de *Lolium* et avec une rhizosphère de *Lolium*, malgré des teneurs similaires en nitrates (Tab. 2). Les effets positifs de *Lolium* sur les pertes par drainage se réalisaient malgré une récolte d'azote plus faible (Tab. 1). L'azote minéral échangé dans les résines était positivement corrélé à l'azote récolté.

Tableau 42- 2- Azote minéral du sol (Expérience 1)

L'interaction S1 S2 n'est jamais significative

	A. Extraction (g N m ⁻²)			B. Résines (µg N.jour ⁻¹)			C- Lessivage (g N.m ⁻²)
	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Total	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Total	
DB	1.63 _b	0.11 _a	1.74 _b	59.6 _b	3.87 _{ab}	63.4 _b	22.41 _d
DD	0.13 _a	0.13 _b	0.26 _a	2.6 _b	3.98 _{abc}	6.6 _a	1.28 _a
DL	0.14 _a	0.12 _{ab}	0.26 _a	1.7 _a	3.79 _a	5.6 _a	1.75 _b
LB	2.17 _c	0.16 _c	2.23 _c	69.0 _b	3.98 _{abc}	73.0 _b	39.6 _c
LD	0.14 _a	0.12 _{ab}	0.26 _a	2.8 _b	4.44 _{bc}	7.2 _a	1.59 _a
LL	0.16 _a	0.13 _b	0.29 _a	2.3 _a	4.51 _c	6.8 _a	2.22 _c
Niveau de signification							
S1	NS	**	NS	*	**	NS	**
S2	***	NS	***	***	NS	***	***

Au cours du temps, le résidu d'azote issu des litières initiales décroissait plus vite en présence de rhizosphère qu'en sol nu, et plus rapidement des litières de *Dactylis* que de *Lolium*, quelle que soit la rhizosphère (Fig. 42-1). D'après le marquage ^{15}N des litières, l'immobilisation d'azote apporté était favorisée par la présence de rhizosphère. Elle était plus importante dans les litières de *Dactylis* que de *Lolium*.

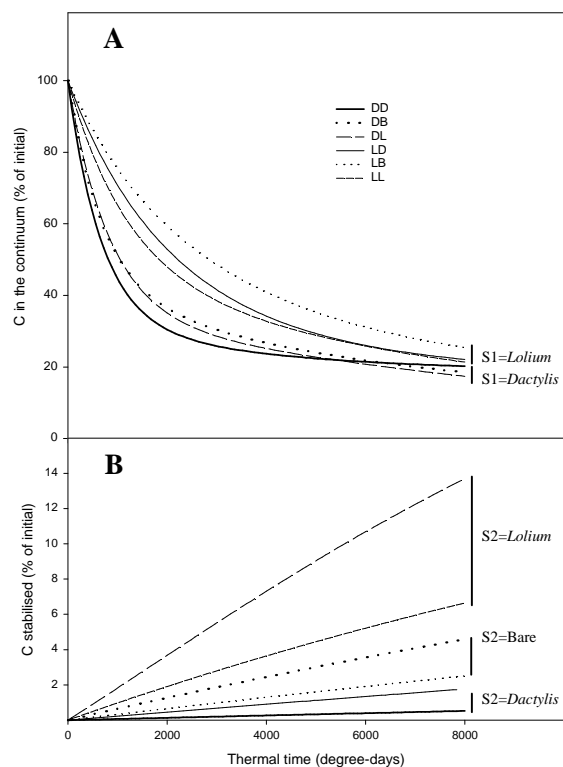


Fig. 42-1- Dynamique de l'azote dans le continuum de débris racinaires

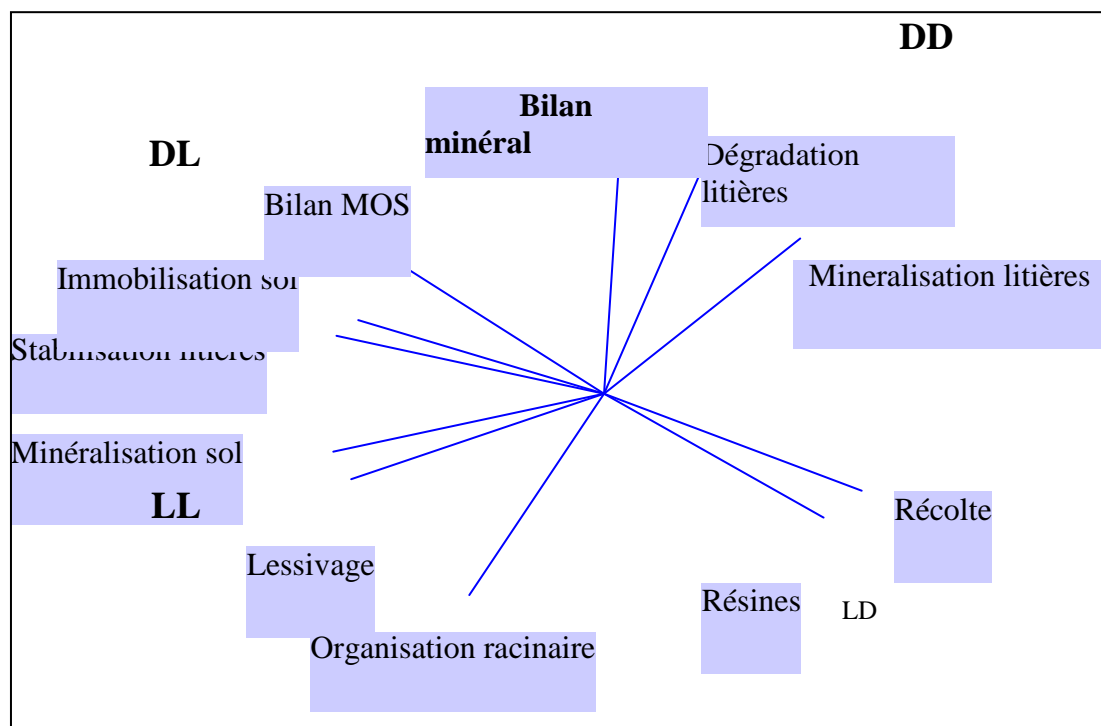
Les quantités d'azote sont calculées à partir de la quantité de carbone connue par le marquage ^{13}C et du C:N spécifique des compartiments. Elles sont exprimées, pendant un an d'incubation, en % de la quantité initiale en début d'incubation. L'abscisse est la somme des températures positives depuis le début de l'expérience. **A, B**: totalité du continuum (phytomasse racinaire, matières particulaires fines et grossières); **C, D**: phytomasse racinaire; **E, F**: matières organiques particulaires grossières. **A, C, E**: litières racinaires de *Dactylis*; **B, D, F**: litières racinaires de *Lolium*.

4213- Analyse globale de l'effet des traitements

Une ACP avec 11 variables relatives aux flux et états de l'azote positionne les traitements avec peuplement dans les quatre quartiers du premier plan factoriel. Le premier axe (56% de la variance) correspond à l'effet rhizosphérique et le 2^o axe à l'effet litière (39% de la variance) (Fig. 42-2).

Figure 42-2- Analyse en composantes principales de onze variables concernant l'azote
Légende Tab. 1

Composante 2 (39%)



Composante 1 (56%)

Sur le premier axe, la récolte d'azote et la minéralisation des litières (importants avec la rhizosphère de *Dactylis*) s'oppose à la stabilisation d'azote dans les litières, au turnover de minéralisation-immobilisation de l'azote dans le sol et aux pertes par lessivage (importantes avec la rhizosphère de *Lolium*). Ainsi, la rhizosphère contrôle le bilan N dans les matières organiques du sol: dans cette expérience conduite en azote limitant, le bilan de N organique est plus élevé sous un couvert vivant de *Lolium* que de *Dactylis*.

Sur le deuxième axe, la vitesse de disparition de l'azote des litières racinaires (élevée avec une litière de *Dactylis*) s'oppose à l'organisation d'azote dans les racines vivantes (élevée avec une litière de *Lolium*). La nature de la litière contrôle en particulier le bilan d'azote minéral du sol, plus élevé avec une litière de *Dactylis* que de *Lolium*.

4214- Conséquence sur les déterminants végétaux spécifiques des flux N pendant la dégradation des litières

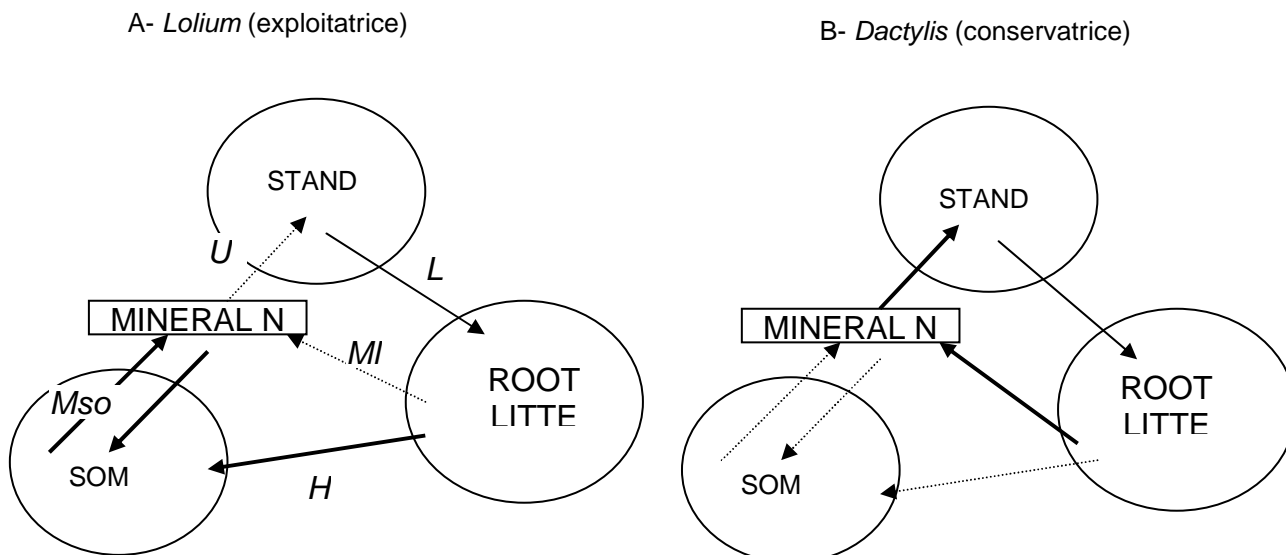
D'une part, la dégradation des litières racinaires dépend de plusieurs facteurs, dont le principal n'est pas la nature des litières mais la nature de la rhizosphère. D'autre part, la dégradation des litières racinaires est solidaire d'autres flux N du sol. Plus généralement, l'effet des espèces prairiales met en jeu un ensemble de processus et de flux corrélés. Dans l'expérience, aucun des effets n'est expliqué par la qualité biochimique des litières (similaire pour les deux espèces), ni par la teneur en azote. En revanche, les deux effets sont corrélés à la longueur spécifique des racines, un paramètre susceptible de conditionner les contacts sol-racine et le fonctionnement rhizosphérique (Cf. Compte rendu 2004).

Conformément aux recherches actuelles en matière d'écologie fonctionnelle, les traitements DD et LL définissent deux groupes fonctionnels d'espèces caractérisables par leurs traits racinaires. Le **fonctionnement conservatif** (*Dactylis*) consiste à recycler rapidement et totalement l'azote des litières racinaires, et plus généralement l'azote de la plante, en minimisant les pertes, alors que le **fonctionnement exploitatif** (*Lolium*) affecte plus fortement les matières organiques du sol par formation et dégradation de matières organiques évoluées, et occasionne des pertes par lessivage.

Par rapport au précédent rapport, où nous opposons la conservativité à la compétitivité, nous révisons ici l'emploi des concepts, conformément aux récents développements de l'état de l'art : 1. la **réponse** des espèces aux conditions écologiques définit les concepts de **tolérance** et de **compétitivité** qui opposent les espèces de prairies pauvres aux espèces de prairies riches; 2. du point de vue des **effets** sur les cycles, qui nous intéressent ici, il convient d'opposer les concepts de **conservativité** et d'**exploitativité**. Cette clarification est nécessaire car les deux notions peuvent éventuellement se croiser. Dans notre cas, *Dactylis* et *Lolium* sont deux espèces de même écologie compétitive, qui cohabitent dans les mêmes prairies, mais qui se distinguent par leur fonctionnement trophique. Cette mise au point semble fondamentale pour avancer ultérieurement dans la compréhension des interactions entre espèces dans les communautés et des régulations trophiques au sein des écosystèmes prairiaux.

Fig. 42- 3 Flux d'azote pendant la décomposition des litières

Fonctionnement exploitatif (*Lolium*); **B**: fonctionnement conservatif (*Dactylis*). Les épaisseurs des flèches indiquent des différences d'importance de flux entre types fonctionnels d'espèces. (..... plus petit; ——— semblable; ——— plus grand). Rectangle: pool d'azote minéral. Cercles : N organique. *U*: absorption; *M_{som}*: minéralisation brute du sol; *MI*: minéralisation des litières; *I*: immobilisation du sol; *H*: humification; *L*: apports de litière racinaire. $M_{som} \leftrightarrow I$ est le turnover interne de minéralisation-immobilisation de l'azote du sol; $L \Rightarrow MI \Rightarrow U$ est le cycle court de production-minéralisation des litières; $L \Rightarrow H \Rightarrow M_{som} \Rightarrow U$ est le cycle long de l'azote par la plante et par la matière organique évoluée.



422. Effet de la nature de la rhizosphère en interaction avec la disponibilité en azote minéral sur les flux C et N pendant la dégradation des litières racinaires (Expérience 2)

4221. Rappel du protocole

Comme l'expérience précédente, l'expérience 2 utilise le marquage ^{13}C des litières racinaires pour le distinguer du carbone fixé par le couvert pendant l'incubation de litières racinaires *in situ*. Un sol sous prairie est prélevé dans un dispositif d'enrichissement à l'air libre où du carbone racinaire a été introduit depuis 12 ans dans le sol en condition de marquage ^{13}C (FACE Zurich). Dans cette expérience, le marquage de longue durée affecte non seulement la teneur isotopique des litières racinaires, mais aussi celle de compartiments organiques du sol plus anciens et plus stables.

Les compartiments organiques étudiés sont les phytomasses racinaires, les matières organiques particulaires libres $>200\mu$ (MOP), et les matières organiques plus fines et plus âgées contenues dans les agrégats entre 50 et 200μ (AOM). D'autres mesures concernent les matières organiques dissoutes, extractibles du sol par KCl 1M (DOM), ainsi que les états et flux N énumérés pour l'expérience 1.

Les traitements ne comportent qu'une seule plante fournissant la litière (*Lolium*). Trois espèces différentes sont semées sur les monolithes contenant cette litière : une espèce tolérante (de prairie pauvre), *Festuca ovina*; et deux espèces compétitives (de prairie riche), *Dactylis* (conservatrice) et *Lolium* (exploitatrice). Les traitements sont réalisés à plusieurs niveaux d'apport d'azote minéral (extrêmes de 0 à $600 \text{ kgN.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$). Selon les traitements, les variables sont mesurées pendant la durée de l'incubation des litières (un an) ou seulement au début et à la fin.

Tableau 42-3 Caractéristiques des litières

Moyennes de 5 répétitions par anneau. t_0 et t_5 , début et fin de l'expérience. Les valeurs en t_5 sont les moyennes de 3 espèces et de deux niveaux N. :RP: phytomasse racinaire, POM_c: MO particulières entre 1 and 10 mm; POM_f: MO particulières entre 0.2 and 1 mm; AOM_c: fraction organominérale grossière agrégée entre 50 and 200μ .

Sampling date Unit	Ring	C%	C	$\delta^{13}\text{C}$	C:N	C:N
		t_0 %DM	t_0 gC m ⁻²	t_0 ‰	t_0	t_5
RP	1	43.8	117.3	-34.8	34.6	43.7 _B
	2	42.7	170.0	-36.4	33.9	39.4 _{AB}
	3	42.2	150.1	-35.6	32.0	33.6 _A
POM _c	1	42.4	31.7	-35.5	25.0	23.9 _A
	2	39.3	42.5	-36.6	23.9	25.1 _A
	3	40.1	37.7	-35.8	25.0	26.2 _A
POM _f	1	30.0	103.3	-36.3	21.0	19.4 _A
	2	28.0	104.8	-36.9	20.0	21.1 _B
	3	27.8	92.5	-36.4	20.7	21.2 _B
AOM _c	1	1.9	914.6	-31.3	10.9	9.6 _B
	2	3.1	1268.3	-30.6	10.4	9.6 _B
	3	1.9	907.7	-31.0	10.1	9.4 _A

Significance level

Fraction	***	***	***	***	***
Ring	NS	NS	***	NS	**
Fraction*Ring	NS	NS	***	NS	***

4222. Sol initial et utilisation des données de marquage ^{13}C

Dans le sol initial, le carbone était accumulé dans des compartiments successifs d'un continuum d'évolution des apports: phytomasse racinaire, POM grossière, POM fine. Dans cet ordre, les débris racinaires s'enrichissaient en azote (C:N de 33 à 21). Dans un stade plus évolué, le carbone quittait le continuum des POM pour s'accumuler et se stabiliser dans l'AOM_c. A ce stade, les débris racinaires sont agrégés avec la matière organique du sol, provoquant une chute brutale du C:N (9). Au début de l'expérience, le carbone des trois premiers compartiments au $\delta^{13}\text{C}$ de -36 était exclusivement composé de carbone fixé par la prairie initiale, alors que le compartiment d'AOM au $\delta^{13}\text{C}$ de -30 contenait encore une petite part de carbone préexistant à la prairie de 12 ans (Tab. 42-4).

Tableau 42-4 Récolte d'azote et indice de nutrition azotée (expérience 2)

N récolté (gN m^{-2} par repousse) ; IN : indice de nutrition azotée en % du niveau qui ne limite pas la production. Moyennes et ES pour 3 anneaux d'enrichissement et 5 repousses. F: *Festuca*, D: *Dactylis*; L: *Lolium*.

F	D	L		
Récolte N				
0N	1.62±0.40 _a	1.69±0.27 _a	1.57±0.45 _a	
60N	7.55±0.64 _a	8.10±0.33 _b	6.80±0.64 _a	
IN				
0N	41.7±3.4 _a	38.0±2.2 _a	38.9±3.8 _a	
60N	92.2±5.3 _c	74.0±2.7 _b	69.7±4.2 _a	
<i>Niveau de signification</i>				
	Récolte N	IN		
Species	***	*		
N		***	***	
Anneau	**	*		

Au cours de l'expérience en atmosphère non marquée, le carbone fixé par la nouvelle culture était de -28.2 (*Festuca*), -28.7 (*Dactylis*) et -29.7 (*Lolium*), sans influence de la date de prélèvement. La proportion de carbone fixé pendant la première culture a été calculée en utilisant les signatures isotopiques du matériel nouveau (δ_{new}) et ancien (δ_{old}). Les valeurs prises pour δ_{new} dans chaque compartiment ont été calculées en supposant la même déviation isotopique que pour le carbone ancien. Les valeurs de δ_{old} étaient celles du même compartiment à la même date dans les monolithes témoins incubés en sol nu.

4223. Flux d'azote pendant l'incubation des litières in situ

La récolte N avec *Lolium* était très faible pour une espèce compétitive (Tab. 4). Ce résultat était analogue à celui de la première expérience où la production de *Lolium* (compétitive-exploitatrice) était inférieure à celle de *Dactylis* (compétitive-conservatrice).

En revanche, conformément aux hypothèses, la récolte d'azote augmentait de *Festuca*, espèce tolérante de prairie pauvre, à *Dactylis*, espèce compétitive de prairie riche. De même, sous le fort apport N, l'indice de nutrition N diminuait de *Festuca* à *Dactylis* et à *Lolium* (Tab. 4), traduisant des exigences croissantes d'azote dans cet ordre des espèces. Dans le traitement fertilisé en azote, l'azote nitrique échangé par les résines diminuait de *Festuca* à *Dactylis* et à *Lolium*. L'ensemble des résultats

traduisait des capacités d'interception de l'azote croissantes dans cet ordre des espèces. Toutefois, compte tenu d'un turnover d'organes très élevé, nos conditions expérimentales de coupes peu fréquentes pourraient avoir pénalisé la croissance et l'absorption de *Lolium* par rapport aux deux autres espèces.

4224. Turnover du carbone des litières racinaires

En fin d'expérience, la proportion de nouveau carbone apporté par l'espèce en croissance était proche de 100% dans les phytomasses racinaires. Elle diminuait selon les compartiments dans l'ordre phytomasse racinaire, POM grossière, POM fine et AOM (Fig. 4), mettant de nouveau en évidence un continuum d'évolution des apports frais.

La proportion de nouveau carbone augmentait de *Festuca* à *Dactylis* et à *Lolium*, et avec la finesse des compartiments, montrant une évolution des apports d'autant plus grande que l'espèce était plus exploitative et moins conservatrice. Le niveau de disponibilité en azote accélèrait l'évolution des litières racinaires. De plus, l'effet azote interagissait avec l'espèce et la nature des compartiments affectés: sans effet sur l'espèce tolérante et très conservatrice, il accélèrait l'évolution des matières organiques fraîches (POM) sous *Dactylis* et l'évolution des matières organiques évoluées (AOM) sous *Lolium*. Ainsi, une analogie confinante à la synergie, se manifestait entre l'effet azote et l'effet de l'exploitativité rhizosphérique de la graminée. L'évolution de la proportion de nouveau carbone résultait d'une dégradation de l'ancien carbone et d'une accumulation de nouveau carbone (Tab. 5). La dégradation de l'ancien carbone de la POM et de l'AOM et était stimulée par la présence de rhizosphère. En présence d'un couvert, les deux composantes du turnover C étaient affectées par l'espèce en croissance, la dégradation de l'ancien carbone de l'AOM et l'accumulation de nouveau carbone de la POM augmentant de *Festuca* à *Dactylis* et à *Lolium*. L'effet de l'espèce en croissance sur le turnover des compartiments issus des litières racinaires s'accompagnait d'un effet sur la matière organique dissoute (MOD), qui augmentait dans l'ordre d'exploitativité des espèces (Tab. 5). Le marquage ^{13}C n'indiquait pas de participation importante du carbone des litières racinaires (-36) à la MOD (-29). En raison d'une métabolisation rapide des exsudats par la biomasse microbienne (Watanabe et al., 2004), il est peu probable que le carbone de la MOD provienne d'une émission par la plante en croissance. Plus vraisemblablement, il est issu d'une remobilisation de carbone ancien due à l'action de la rhizosphère sur les matières organiques du sol.

		Traitement				Niveau de signification ¹			
B		F	D	L	St	Sp	N	Ring	
a) Continuum des litières									
0N	Old C	107.8 _b	78.1 _a	83.4 _a	83.0 _a	**	NS	NS	NS
	New C	-	135.0 _{ab}	99.9 _a	140.4 _b	-	*	***	NS
60N	Old C	-	64.0 _a	77.1 _a	69.4 _a				
	New C	-	171.2 _a	176.2 _a	206.0 _b				
b) AOMc									
0N	Old C	1397.7 _b	1164.0 _a	911.3 _a	802.6 _a	**	*	NS	**
	New C	-	372.6 _a	461.3 _a	444.6 _a	-	*	NS	NS
60N	Old C	-	789.7 _a	856.3 _a	670.3 _a				
	New C	-	233.0 _a	436.3 _{ab}	796.7 _b				
c) DOC									
0N		24.92 _a	30.9 _{ab}	37.4 _{bc}	43.0 _c	**	*	NS	NS
60N		-	27.0 _a	31.6 _a	37.3 _a	-	NS		NS

Tableau 42-5 Carbone dans le continuum des litières, dans l'AOMc et dans la MO dissoute

Valeurs en fin d'expérience. Le continuum des litières est la somme de la phytomasse racinaire et des MO particulières (gC m^{-2}). Old C : carbone issu de la première culture en atmosphère marquée; New C : carbone issu de la deuxième culture en atmosphère non marquée. Les valeurs initiales pour old C sont 283.3 g.m^{-2} (continuum) et 1030.2 g m^{-2} (AOMc). DOC: carbone organique dissout (mg C kg per soil). Traitements: B: sol nu, F: *Festuca*, D: *Dactylis*, L: *Lolium*. 0N, 60N: apport de 0 et 60 g N m^{-2} en 7 mois de culture. Signification : St: effet de la présence d'un couvert à l'apport N nul; Sp: effet de la nature de l'espèce ; N: effet de l'apport N sous les couverts.

423. Conclusion

L'étude de l'évolution des litières en prairie s'est longtemps cantonnée à des tests de minéralisation de matériels épigés alors que la majorité des apports frais est réalisée par les racines. L'évolution des litières racinaires sous prairie dépend étroitement des conditions spécifiques qui existent dans ces écosystèmes, qui diffèrent aussi bien des cultures par une moindre perturbation des sols, que des forêts par le peu d'importance des litières épigées : les conditions en prairie consistent principalement dans la présence permanente de grandes quantités de racines mortes et de racines vivantes disposées naturellement au sein de la matrice du sol.

Dans de telles conditions, de nombreuses interactions sont susceptibles de se produire entre plusieurs sources de carbone déjà présentes (MOS, résidus de litière à différents stades d'évolution) ou injectées dans le sol par la végétation en activité (exsudats, litière fraîche). En affectant la morphologie et la physiologie du système racinaire, la nature de l'espèce est susceptible de jouer un rôle déterminant pour les flux de carbone qui affectent ces trois composantes. En conséquence, l'explication des bilans de carbone sous prairie exige plus que la simple connaissance des relations entre la composition chimique et la dégradabilité des litières fraîches, fussent-elles racinaires, mais demande une approche holistique du fonctionnement de l'écosystème sol-peuplement.

Les expériences réalisées partent de ce présupposé en étudiant la dynamique des litières incubées dans des conditions respectant celles du terrain. La difficulté supplémentaire induite par le choix de conditions réelles d'incubation est partiellement compensée par une adaptation des démarches expérimentales et par le choix de méthodes de marquage. Sans entrer dans une analyse des processus qui déterminent les flux, nos expériences se limitent à deux aspects : 1. tester et quantifier l'effet de facteurs sur l'évolution des litières racinaires ; 2. examiner la covariation d'un ensemble de flux au sein de l'écosystème, en utilisant la variabilité expérimentale induite par les facteurs.

Effet des facteurs sur la stabilisation

Les trois principaux facteurs étudiés sont l'effet du type de **litière**, l'effet **rhizosphérique** et l'effet de la **disponibilité en azote minéral**. Nous établissons d'abord qu'entre espèces, les litières racinaires ont des vitesses d'évolution inverses de celles des litières épigées ; ceci met en défaut, sinon le résultat, du moins les modalités par lesquelles les théories actuelles rendent compte de l'effet des graminées prairiales sur leur sol. Par ailleurs, nous confirmons et précisons deux allégations déjà connues mais insuffisamment documentées et non encore prises en compte dans les modèles: 1. la présence de rhizosphère est un facteur essentiel pour la dégradation et la stabilisation du carbone frais ; 2. l'effet rhizosphérique dépend de l'espèce et il est plus important que l'effet litière.

La durée de vie du carbone des apports frais de litière à moyen terme sous prairie est contrôlée par l'effet **rhizosphère**. Dans nos expériences, l'évolution de litières est plus ou moins rapide, mais toujours complète. La durée de vie du carbone des litières dépend uniquement de la part du carbone qui est stabilisée et cette stabilisation est plus développée chez les espèces exploitatives que conservatives. Nous n'avons pas reproduit expérimentalement de cas de figure où la durée de vie du carbone des litières serait allongée par un blocage de leur évolution, alors que nous connaissons son existence sous les espèces tolérantes de prairie pauvre. C'est peut être par défaut d'un traitement avec

litière et rhizosphère de ce type d'espèce (litière de *Festuca* sous rhizosphère de *Festuca* dans notre choix d'espèces modèle).

L'effet des facteurs **litière** et **azote** dépend des conditions, tantôt nul, subordonné ou interactif avec le facteur rhizosphérique. Concernant l'interaction de l'effet rhizosphère avec la litière, nos résultats, obtenus seulement par comparaison de deux espèces compétitives, montrent une interaction positive des groupes fonctionnels conservatif et exploitatif sur la stabilisation. Ils suggèrent qu'en condition de prairies fertiles, la diversité fonctionnelle des communautés prairiales favorise la stabilisation. L'expérience devrait être reproduite en utilisant l'effet croisé litière-rhizosphère pour des espèces tolérantes plus ou moins conservatives, s'il en est. Concernant l'interaction de l'effet rhizosphère avec la disponibilité N, nos résultats suggèrent que les effets de l'azote dépendent de l'espèce en hâtant les premiers stades d'évolution donc les pertes C chez l'espèce conservatrice, et en favorisant au contraire la stabilisation C chez l'espèce exploitatrice.

Interactions entre les pools organiques : quelles conséquences pour le bilan du carbone?

Ces résultats montrant déjà la complexité de l'effet des facteurs se compliquent encore si l'on veut considérer l'ensemble des flux de **stabilisation** et de **dégradation**, pour tenter de se rapprocher d'un bilan carboné.

A l'évidence, il existe dans les effets *espèce* et *azote* une cohérence entre les différents flux de carbone (et d'azote, qui leur sont associés). Cette cohérence suppose que des processus fonctionnels spécifiques stimulent, limitent ou orientent l'activité des cycles biogéochimiques. Nous montrons qu'une stabilisation accrue du carbone des litières s'accompagne d'une dégradation accrue des MOS et d'une augmentation des matières organiques dissoutes (MOD). Une cause commune de ces deux flux pourrait résider dans des composés carbonés qui, d'une part favoriseraient l'agrégation du sol et la conservation physique du carbone frais, d'autre part exerceraient un 'priming effect' sur la minéralisation des MOS. La réalité doit être plus complexe puisque qu'il existe aussi bien des effets de la litière en absence de couvert que des effets supplémentaires de la rhizosphère en présence de litière. L'interprétation la plus probable est donc celle de priming 'en cascade' entre les exsudats, la litière et la MOS (modèle . revue de modèle et modèle, 2003). Nous ne savons pas de quelle façon les processus microbiens ou mycorrhiziens seraient impliqués, ni si la MOD est l'origine ou la conséquence de ces processus.

Le bilan de carbone qui résulte de synthèse et de dégradation de MOS est d'autant plus délicat à discuter que les deux flux augmentent ensemble dans une variation induite par l'espèce et l'azote. Le bilan C pourrait de plus dépendre du niveau de disponibilité en azote, qui est connu pour moduler le priming effect. Nos résultats montrent seulement que la disponibilité N stimule le turnover de la MOS, de la même façon qu'une rhizosphère d'espèce exploitatrice et que ces conditions sont les plus favorables aux pertes d'azote. *Les facteurs espèce, azote, et type de sol seront abordés indépendamment dans la section 4 de ce rapport.*

43. EFFET DE LA LOCALISATION DES RESIDUS SUR LES FLUX D'EAU ET LE DEVENIR DU CARBONE ET DE L'AZOTE

431. Flux d'eau

La présence du mulch de résidus de colza ou de seigle a réduit de 50 % la vitesse d'évaporation de l'eau comparée au sol « témoin » sans résidus (données non montrées). Le mulch réduit aussi la variabilité de l'évaporation au cours des 9 semaines d'incubation. Cela se manifeste par une humidité plus élevée sous le mulch (Fig 43-1). Les colonnes de sol témoins et avec les résidus incorporés présentent un fort gradient d'humidité et sont soumis à des alternances humectation-dessiccation beaucoup plus importantes que les colonnes avec mulch. Ces différences dans la teneur en eau des sols et dans la répartition de l'eau dans le profil en fonction de la localisation des résidus vont être déterminantes des processus de décomposition des résidus et de minéralisation de la matière organique humifiée.

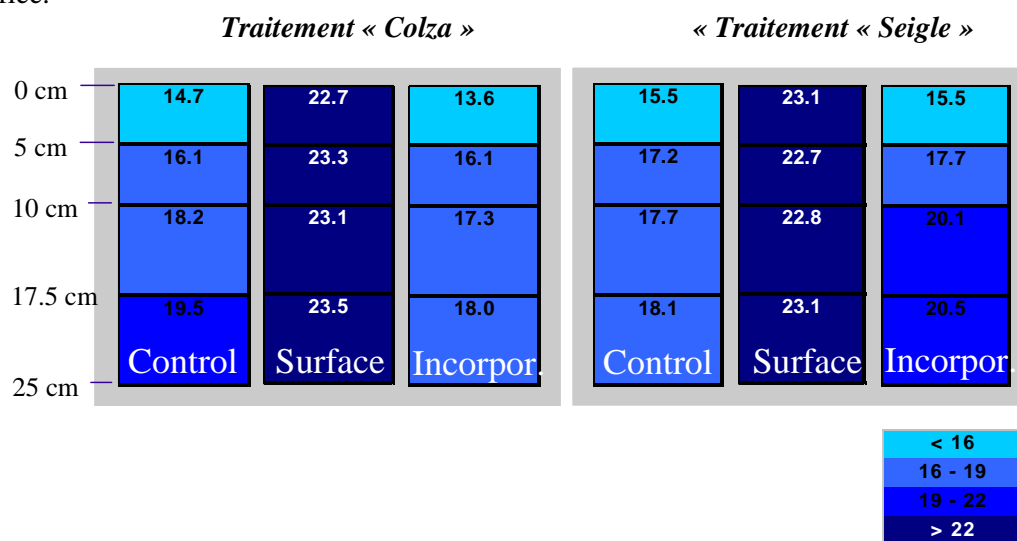


Figure 43-1 : Teneur en eau (%) des différentes couches de sol pour les colonnes sans résidus (control) avec mulch de résidus (surface) et résidus incorporés (incorpor.) pour le colza et le seigle.

432. Décomposition des résidus

Pour le colza, d'une manière générale les flux de CO₂ ont été beaucoup plus importants quand les résidus sont incorporés dans le sol que laissés en mulch à la surface. L'apport d'eau par les pluies simulées créé temporairement des conditions favorables pour la décomposition du mulch de résidus. Cependant ce mulch devient rapidement sec ce qui se traduit par un ralentissement très fort de la minéralisation du CO₂ (données non montrées).

On constate qu'à chaque pluie la minéralisation de ce mulch est réactivée. Les vitesses de minéralisation décroissent rapidement et ceci correspond à l'épuisement du substrat (résidu) au cours de la décomposition. Au bout de 9 semaines l'écart de minéralisation pour les résidus de colza selon qu'ils étaient initialement enfouis ou laissés en mulch est très important. Cette minéralisation représente respectivement 54.7 % (incorporé) et 18.7 % (mulch) du carbone apporté.

Dans le cas du résidu de seigle, ces cinétiques de minéralisation sont très différentes. On constate une minéralisation très rapide du résidu que celui-ci soit incorporé ou laissé à la surface. Si la minéralisation est plus rapide pour les résidus enfouis initialement, les résidus en mulch poursuivent leur décomposition tout au long des 9 semaines. L'effet de la pluie est perceptible avec une réactivation de la minéralisation. Cependant au bout de 9 semaines (63 jours) la minéralisation cumulée provenant du traitement mulch pour le seigle est équivalente à celle provenant des résidus de

seigle incorporés. Elle est bien supérieure à celle provenant du mulch de résidus de colza. (Figure 43-2)

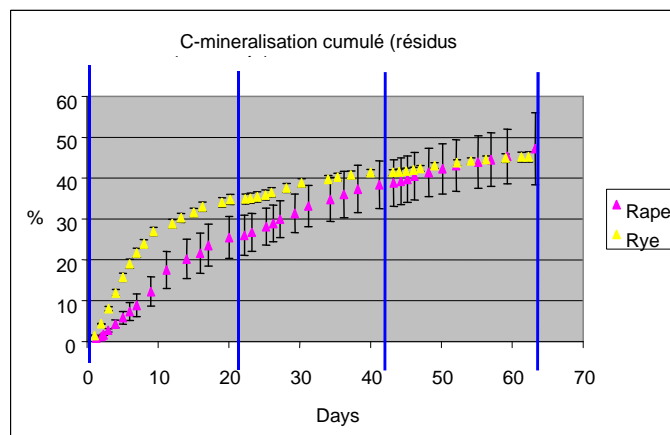


Figure 43-2 a : Minéralisation cumulée du C des résidus incorporés au cours des 3 séquences d'humectation-dessiccation. Pour les résidus de seigle (jaune) et de colza (mauve)

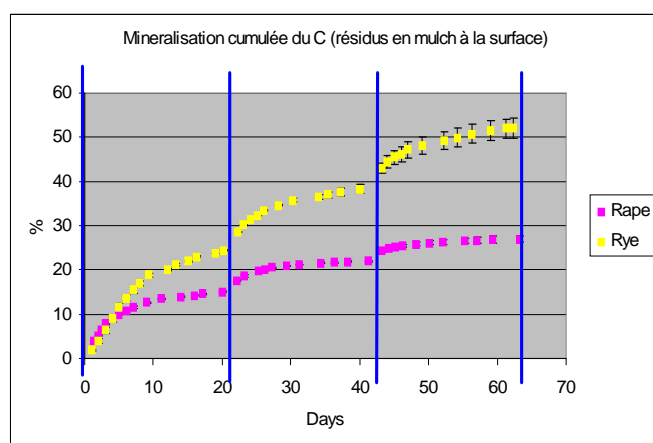


Figure 43-2 b : Minéralisation cumulée du C des résidus en mulch (surface) au cours des 3 séquences d'humectation-dessiccation. Pour les résidus de seigle (jaune) et de colza (mauve)

433. Devenir du C apporté dans le sol

A la fin de chaque cycle humectation-dessiccation, le carbone provenant des résidus marqués a été calculé à partir du carbone total et de l'excès isotopique ^{13}C . Le tableau 6 résumé la distribution du C-résidu dans le sol pour le colza. Après 9 semaines, 73.5 % du C se trouve encore dans le compartiment « mulch » tandis que 7.8 % se trouve transféré dans le sol sous le mulch (fraction < 2mm) dans 0-10 cm. Pour le traitement « incorporation » 20.7 % se trouve encore sous forme particulaire (> 2 mm), 24.6 % est passé dans la fraction sol (taille <2mm). Le transfert de C des particules de résidu vers le sol s'est essentiellement passé au cours des 3 premières semaines.

Tableau 43-1.. Distribution du ^{13}C des résidus de Colza à la fin de chaque cycle d'humectation-dessiccation, pour les traitements « mulch » et « incorporé ». Moyenne de 3 répétitions.

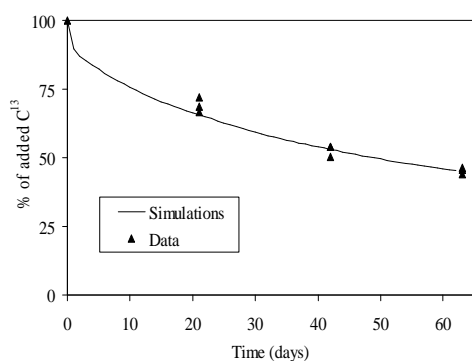
% C apporté	Mulch			Incorporé		
	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3
C fraction > 2 mm (résidu)	84.2	79.2	73.5	45.7	25.0	20.7
C fraction < 2 mm (sol)	6.7	7.7	7.8	23.3	27.7	24.6
C minéralisé	9.1	13.1	18.7	31.0	47.3	54.7

434. Simulation de la dynamique du Carbone par le modèle PASTIS

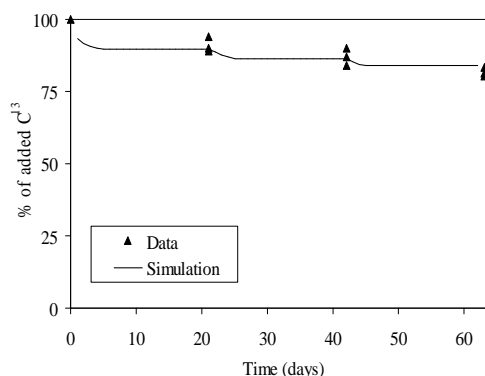
4341. Décomposition des résidus

Mesuré à partir du ^{13}C restant dans le sol, 82 % (SURF) et 45 % (INC) du C-résidu pour le COLZA et 66 % (SURF) et 32 % (INC) pour le C-résidu du SEIGLE étaient présent dans le sol après 9 semaines d'incubation (Figure 43-3). Pour INC, le C du résidu de Colza a diminué progressivement à chaque date de prélèvement, tandis que pour le résidu de Seigle le maximum a déjà été atteint à 3 semaines, indiquant une minéralisation beaucoup plus rapide. Dans le cas des traitements SURF, plus de C a été minéralisé avec le seigle pendant les trois premières semaines qu'avec le colza en 9 semaines, ces différences étant principalement expliquées par les différences de composition biochimique. The rapport C/N plus faible, une plus grande proportion de fraction soluble et une moindre proportion de lignine dans le seigle, ont contribué à une décomposition plus rapide et donc plus avancée que pour le colza, en 9 semaines.

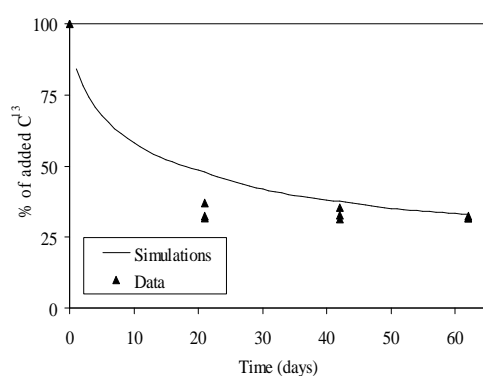
COLZA- INC



COLZA- SURF



SEIGLE- INC



SEIGLE- SURF

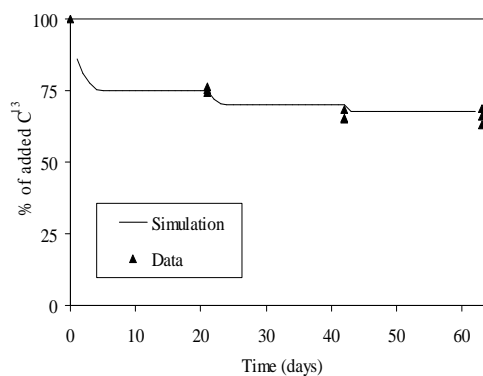


Figure 43-3 : Evolution de ^{13}C dans les colonnes de sol, avec apport de résidus de colza ou de seigle, laissés à la surface (SURF) ou incorporés (INC). Les points sont les valeurs mesurées et les lignes les simulations faites avec le modèle PASTIS.

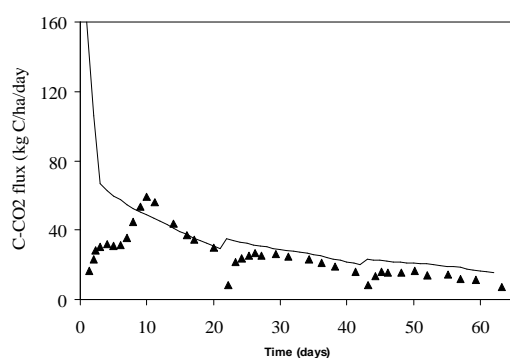
Le modèle PASTIS_{mulch} simule bien le ^{13}C résiduel pour le traitement INC-Colza. Pour le seigle, bien que les valeurs finales à 9 semaines soient bien simulées, le modèle n'est pas capable de reproduire la décomposition initiale très rapide. D'autres facteurs que la qualité biochimique, par exemple un effet

de la morphologie des résidus, ne sont pas pris en compte par le modèle. Pour les traitements SURF, la quantité de ^{13}C résiduel est bien estimée à la fois pour le colza et pour le seigle.

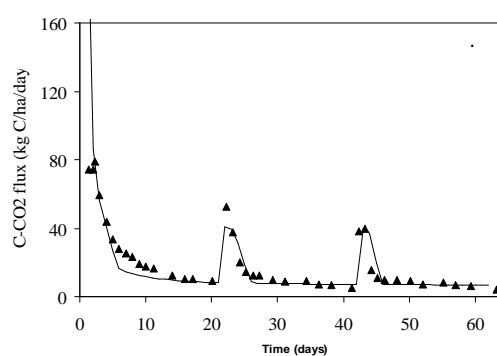
4342. Flux de C-CO₂

Les tendances générales dans l'évolution des flux de CO₂ au cours du temps sont correctement simulées pour les deux modalités d'apport des résidus de Colza et de Seigle (Figure 43-4). Cependant on constate une grande différence entre les valeurs simulées et les valeurs observées pendant les premiers jours qui suivent le début de l'incubation. Cette différence est principalement attribuée à la présence de l'eau dans le sol près de la surface, qui conduit à une diffusion accrue du CO₂ dans l'eau, ce qui réduit et retarde l'émission de CO₂ du sol vers l'atmosphère. Cette même décroissance est observée après chaque pluie, malgré une stimulation de l'activité microbienne par la réhumectation. Pour les traitements SURF, cet effet est moins important, parce que la majeure partie du CO₂ produit provient du mulch et n'inter-agit pas avec le sol. A part cette phase initiale de la décomposition, l'efficacité du modèle est bonne (Tableau 6), sauf pour le traitement seigle-SURF. Pour ce traitement les flux de CO₂ beaucoup plus importants que ceux simulés par le modèle suggèrent un possible priming effect, étant donné que les simulations sont par ailleurs en accord avec les valeurs déduites du ^{13}C résiduel dans le sol. La stimulation de l'activité microbienne liée au lessivage de composés solubles du mulch pourrait expliquer ce priming effect par une minéralisation accrue de la matière organique du sol. Cet effet n'a pas été observé pour le colza. Le priming effect n'est pas pris en compte par le modèle, ce qui signifie que le CO₂ simulé venant du [sol + résidus] peut être sous-estimé.

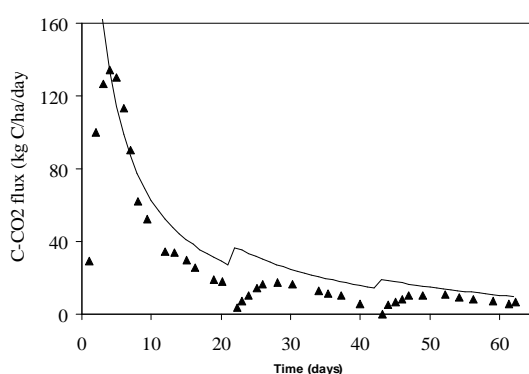
COLZA INC



COLZA SURF



SEIGLE INC



SEIGLE SURF

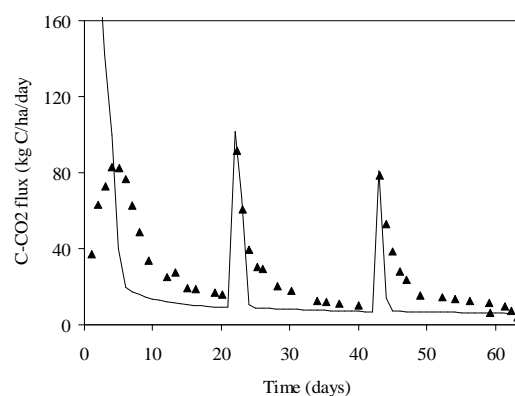


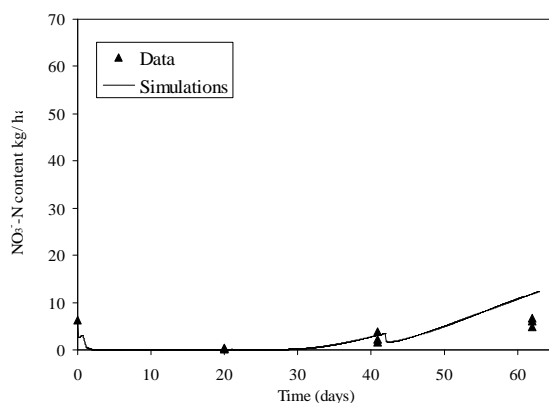
Figure 43-4 : Flux de C-CO₂ émis par les colonnes de sol, avec apport de résidus de colza ou de seigle, laissés à la surface (SURF) ou incorporés (INC). Les points sont les valeurs mesurées et les lignes les simulations faites avec le modèle PASTIS.

4343. Dynamique de l'azote

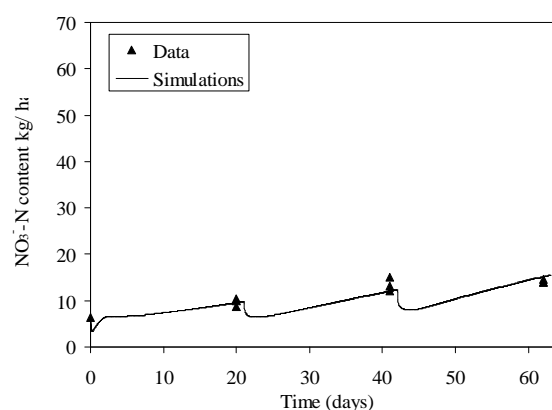
Les mesures de contenu en nitrate dans chaque couche de sol (0-5 cm, 5-10 cm, 10-17.5 cm et 17.5-25 cm) nous renseignent sur l'accumulation nette d'azote minéral au cours de chaque séquence d'humectation-évaporation. (données non montrées). Les quantités de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ étaient négligeables. Pour le colza une forte diminution du $\text{NO}_3^-\text{-N}$ a été observée dans la couche 0-5 cm pour les traitements INC comparé à SURF, et cette différence a persisté pendant les 9 semaines d'incubation. Pendant cette période SURF a présenté les quantités de nitrate les plus importantes dans toutes les couches de sol. Pour le seigle, contrairement au colza, des quantités supérieures de nitrate ont été trouvées dans la couche 0-5 cm de INC comparé à SURF.

Les simulations de l'accumulation de nitrate dans les différentes couches sont illustrées pour la couche 0-5 cm (Figure 43-5). La dynamique de l'azote est moins bien simulée que celle du ^{13}C présentée auparavant (Tableau 43-2). L'efficacité du modèle est meilleure pour les traitements SURF que pour les traitements INC, parce que dans le cas des traitements SURF une optimisation spécifique a été faite sur les données observées pour obtenir des paramètres spécifiques pour le module MULCH du modèle PASTIS_{mulch} (Findeling *et al.*, soumis).

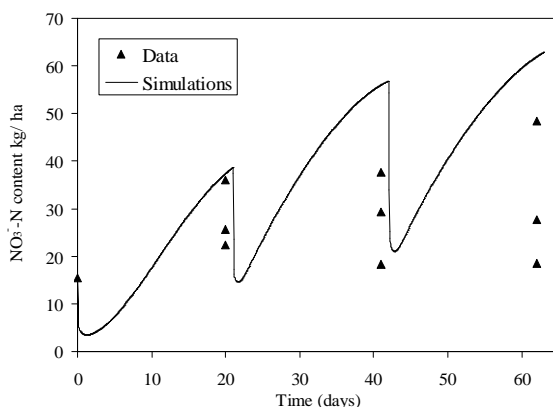
COLZA INC



COLZA SURF



SEIGLE INC



SEIGLE SURF

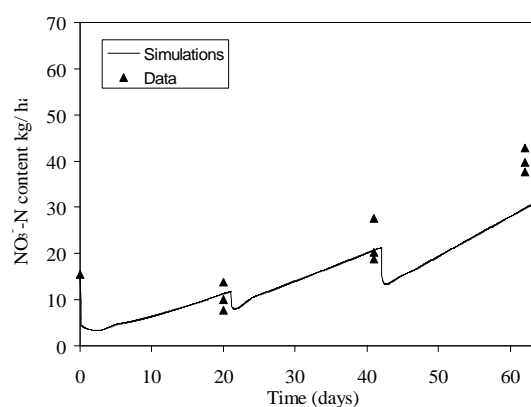


Figure 43-5 : Contenu en N-NO_3^- de la couche 0-5 cm des colonnes avec apport de résidus de colza ou de seigle, laissés à la surface (SURF) ou incorporés (INC). Les points sont les valeurs mesurées et les lignes les simulations faites avec le modèle PASTIS.

Table 43-2 Coefficients d'efficacité du modèle (E_f) pour son évaluation

	Potentiel matriciel du sol	^{13}C total sol	Flux CO_2 ^a	CO_2 flux ^b	NO_3^- -N (0-5 cm)
COLZA INC	0.876	0.978	-4.935	0.567	-0.813
COLZA SURF	0.963	0.813	-0.121	0.904	0.795
SEIGLE INC	0.897	0.974	-4.729	0.856	-5.351
SEIGLE SURF	0.915	0.924	-9.132	0.225	0.725

^a toutes observations incluses; ^b sans tenir compte de la phase initiale de décomposition

435. Conclusion partielle

La localisation des résidus a un effet majeur sur la dynamique de l'eau dans le sol : elle modifie la quantité et la distribution de l'eau dans les couches superficielles, en modifiant l'infiltration et l'évaporation. Ceci a un effet majeur sur

- (i) les conditions d'humidité dans lesquelles se trouvent les résidus en décomposition. Les résidus en mulch sont soumis à des alternances fortes d'humectation et de dessiccation en cas de pluie. Leur décomposition est en partie conditionnée par l'occurrence de pluies, et ce mulch se dessèche rapidement conduisant à une limitation de sa décomposition.
- (ii) l'humidité du sol : en présence d'un mulch les fortes humidités sous dans le sol sous le mulch conduisent à modifier la minéralisation de la matière organique humifiée, et à augmenter les transferts

L'effet de la localisation des résidus laissés à la surface du sol ou incorporés dépend de la qualité initiale des résidus végétaux. Pour les résidus de colza obtenus à maturité de la plante, moins décomposable car plus riches en fractions hémicellulosiques et lignines et moins riche en azote, l'effet de la localisation sur la vitesse de décomposition et sur la localisation du C restant est très fort. Pour les résidus tels que ceux de seigle utilisés ici, et simulant des résidus de plants « jeunes » (ex. cultures intermédiaires) assez fermentescibles (forte teneur en C soluble, quasi-absence de lignine, forte teneur en azote), la localisation initiale n'a qu'un effet transitoire sur la vitesse de décomposition et à moyen terme (ici seulement 9 semaines à 20°C) il n'y a pas d'effet sur le C minéralisé.

La localisation des résidus a un effet majeur sur la dynamique de l'azote minéral. D'une part les résidus végétaux laissés à la surface du sol en mulch, sont potentiellement lessivés par les pluies, ce qui conduit au transfert vers le sol d'une quantité importante de l'azote lessivable (soluble et/ou sous forme minérale). Ceci accroît l'éloignement « spatial » entre le carbone à décomposer et l'azote, source indispensable de nutriment pour les décomposeurs. Il en résulte que la limitation par la disponibilité de l'azote peut-être plus importante que celle prédite par la composition initiale chimique du résidu considéré. Par ailleurs l'humidité accrue sous le mulch et l'absence de résidus en décomposition, d'une part accroît la minéralisation de l'humus et d'autre part diminue l'organisation d'azote associée à la décomposition des résidus. Il en résulte une augmentation significative de la quantité d'azote minéral dans le sol en présence de mulch, qui si elle est associée à une humidité plus importante, peut significativement augmenter le risque de lessivage du nitrate.

44. CARACTERISATION DES LITIERES VEGETALES ET DES SOLS ET BIODEGRADATION POTENTIELLE

441. Caractérisation des sols et des litières :

Les trois sols utilisés se distinguent très fortement par leur texture (limoneux, limon argileux, et sablo-limoneux, leur teneur en N, et C total et leur C : N et leur pH.

		AGRI	PAST	FOR
Argile	/ g kg ⁻¹	134	163	222
Limon fin	/ g kg ⁻¹	320	233	353
Limon grossier	/ g kg ⁻¹	496	124	345
Sable fin	/ g kg ⁻¹	38	148	59
Sable grossier	/ g kg ⁻¹	12	332	21
C organique	/ g kg ⁻¹	6.7	16.0	24.0
N organique	/ g kg ⁻¹	0.9	1.7	1.6
C:N		7.3	9.4	14.9
Carbonates total	/ g kg ⁻¹	7.0	n.d.	n.d.
pH (H ₂ O)		8.2	6.6	4.9
CEC	/ cmol _c kg ⁻¹	8.1	15.9	9.8

Tableau 44-1 Propriétés principales des sols prélevés à Mons-en-Chaussée (AGRI), Theix (PAST) et Hesse (FOR).

Les résidus incubés dont les origines (parties de plantes) sont diverses ont des teneurs en azote très diverses (de 2.7% pour le seigle jeune à 0.7% pour les feuilles de hêtre) conduisant à des rapports C:N variant de 16 à 70 (tableau 44-2). En ce qui concerne leur composition biochimique, définie par les compartiments de l'analyse proximale Van Soest, leur composition est très variable aussi avec notamment une teneur en composés solubles maximales obtenues pour les parties aériennes de colza et de seigle, et minimale pour les racines des deux espèces, tandis que pour la teneur en fraction «lignine », la teneur est maximale pour les feuilles de hêtre et presque nulle pour le seigle jeune.

		Colza	Seigle	Hêtre feuilles	Dactylis racines	Lolium racines
C	/ %	42.4	43.4	51.3	44.4	43.8
N	/ %	1.2	2.7	0.7	1.2	1.3
C:N	/ -	36.8	16.1	70.0	37.0	32.7
¹³ C	/ a.e.% ¹	2.89	2.90	1.54	-	-
¹⁵ N	/ a.e.% ¹	9.49	9.50	1.56	-	-
Fractions biochimiques						
Soluble	/ %	45.6	52.5	28.1	16.2	16.0
Hémicellulose	/ %	14.4	24.9	11.1	35.7	38.7
Cellulose	/ %	33.2	21.2	32.3	33.9	35.5
modèle	/ %	6.7	1.4	28.5	14.3	9.8

¹ atom % excess

Tableau 44-2: Caractéristiques chimiques et biochimiques des litières végétales utilisées

Colza = mélange de feuilles, tiges et siliques récoltées à maturité physiologie; seigle= plantes entières, jeunes car récoltés en phase végétative; hêtre= feuilles récoltées à la sénescence; dactylis= racines; ray-grass= racines. Les résidus de colza, seigle et hêtre ont été enrichies en ¹³C et ¹⁵N par culture en chambre de marquage isotopique; les racines de dactylis et ray-grass ne sont pas marquées.

La caractérisation de la composition biochimique des résidus, par la distribution relative des compartiments soluble (% SOL), hémicellulosique (% HEMCEL) cellulosique (% CEL) et équivalent-lignine (% LIGNINE) caractérisée par l'analyse Van Soest (1963).

Nous considérons donc avoir à notre disposition une variation importante des caractéristiques des sols et de celles des résidus pour pouvoir analyser et discuter des effets respectifs « type de sol » et « qualité des résidus » sur la décomposition et la dynamique de l'azote.

442. Résultats

442.1. Caractérisation de l'effet « type de sol ».

Une grande différence dans la minéralisation du carbone de la matière organique des sols est observée entre le sol agricole (AGRI), de prairie (PAST) et forestier (FOR) (Figure 44-1). La minéralisation de C pour FOR est 4 à 7 fois plus importante que pour AGRI et PAST. Une forte corrélation a été trouvée entre le C minéralisé après 142 jours d'incubation (y) et la quantité initiale de C-biomasse (x): $y = 2.0 x + 43.3$; $R^2 = 0.994$ (Figure 44-2). Les cinétiques pour la minéralisation de l'azote sont aussi très différentes entre les trois sols. (Figure 2.3). Dans le sol AGRI, il n'y a pas d'accumulation de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ pendant les 4 premières semaines d'incubation et une immobilisation nette est observée. Dans PAST, la quantité de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ augmente dès le début de l'incubation, alors que pour FOR la nitrification est initialement inhibée en raison du pH faible. Dans ce dernier cas, l'augmentation de la quantité d'azote minéral pendant les 5 premières semaines d'incubation est due à l'accumulation de $\text{NH}_4^+\text{-N}$. La minéralisation nette de la matière organique native du sol après 142 jours est 4 à 5 fois plus grande pour FOR (+ 99.3 $\text{mg N}_{\text{min}} \text{kg}^{-1}$) que pour AGRI (+ 19.5 $\text{mg N}_{\text{min}} \text{kg}^{-1}$) et PAST (+ 27.5 $\text{mg N}_{\text{min}} \text{kg}^{-1}$).

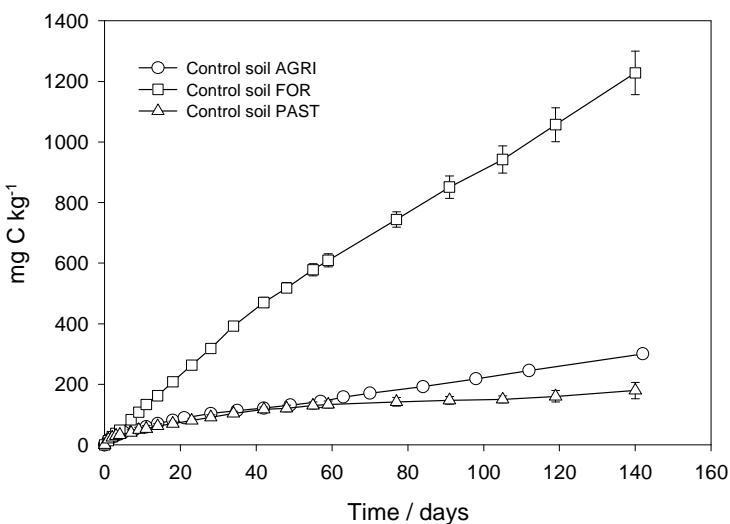


Figure 44-1 Minéralisation cumulée du carbone en sol cultivé de grandes cultures (AGRI), prairie (PAST) et forêt (FOR), sans addition de litières végétales (sols « témoins »). Les barres d'erreurs donnent l'écart type (n = 3).

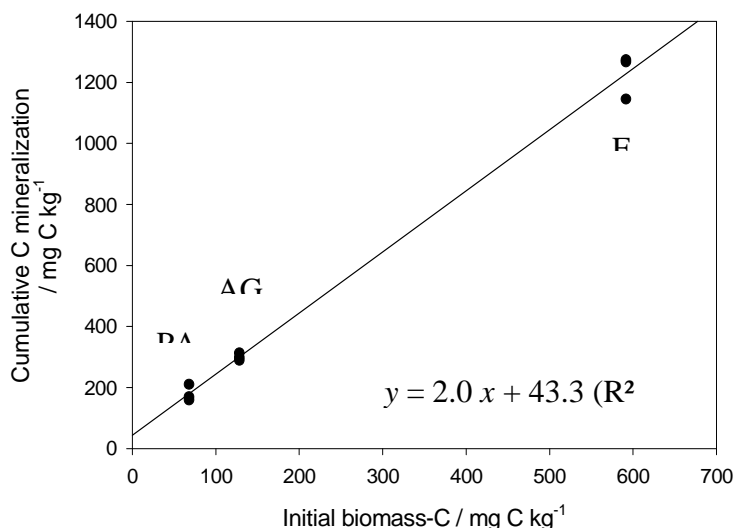


Figure 44-2 Relation entre le C minéralisé au cours de la période 0-142 jours et la quantité initiale de C-biomasse dans les sols témoins de AGRI, PAST et FOR.

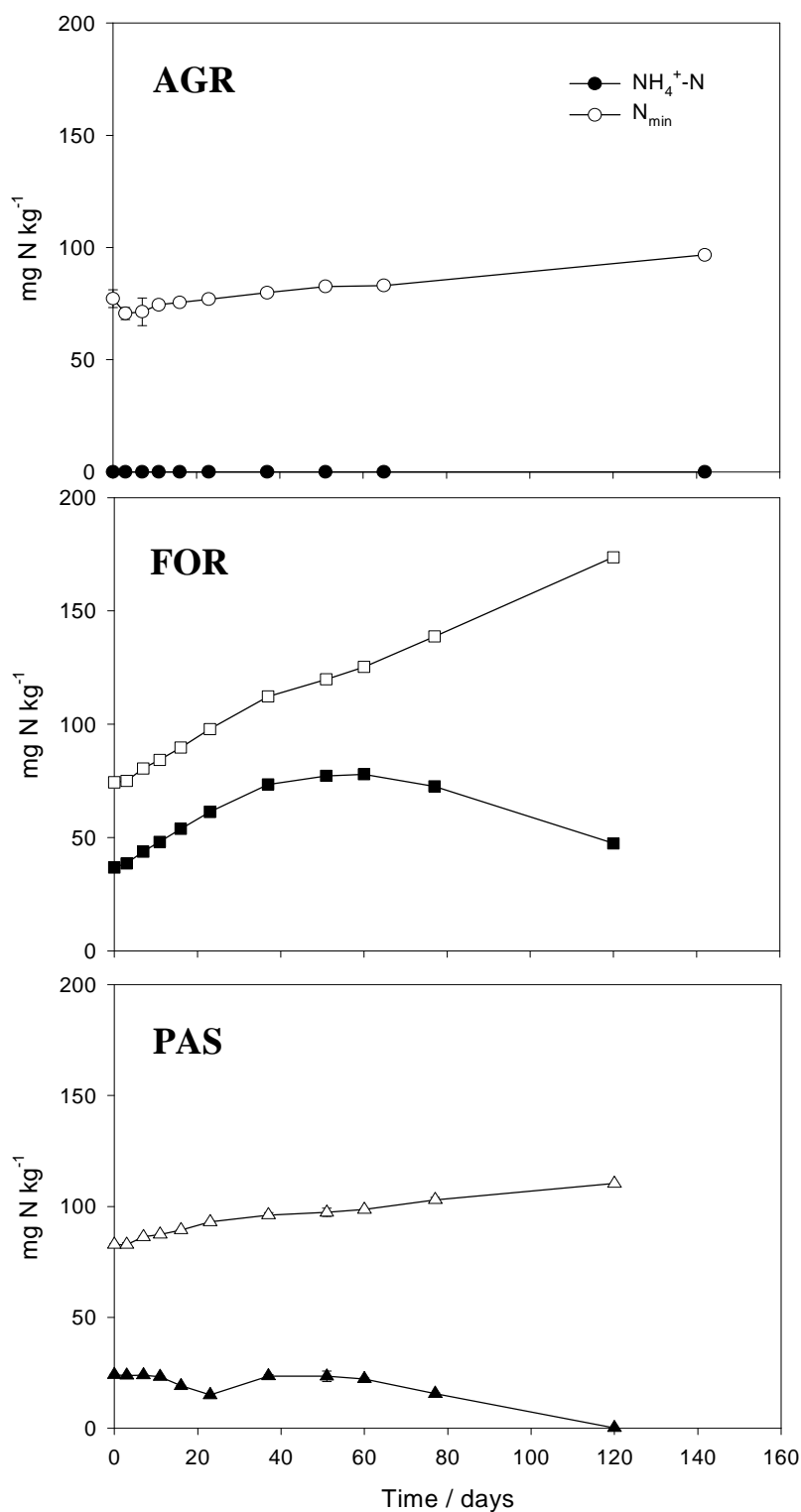


Figure 44.3 Variation dans le contenu en NH₄⁺-N et azote minéral total (NH₄⁺-N + NO₃⁻-N) dans les sols “témoins” de AGRI, PAST et FOR au cours du temps. Chaque point est la moyenne de trois répétitions, les barres correspondent aux écarts types (n = 3).

4422. Caractérisation de l'effet « qualité des résidus ».

Les cinétiques de minéralisation du carbone (exprimée en % du C apporté) incubées dans le sol AGRI pour tous les résidus (Figure 44-4a) montrent des courbes d'évolution classiques pour les résidus de grande culture, avec une vitesse de minéralisation très rapide pour le seigle et le colza (seigle > colza) et beaucoup plus lente pour les racines des deux espèces et les feuilles de hêtre. Ces vitesses lentes initiales pour ces trois résidus sont confirmées ultérieurement, ce qui conduit à un taux de minéralisation cumulé au bout de 140 jours très significativement inférieur pour ces trois résidus (32-40%) par rapport au colza (57 %) et au seigle (68 %).

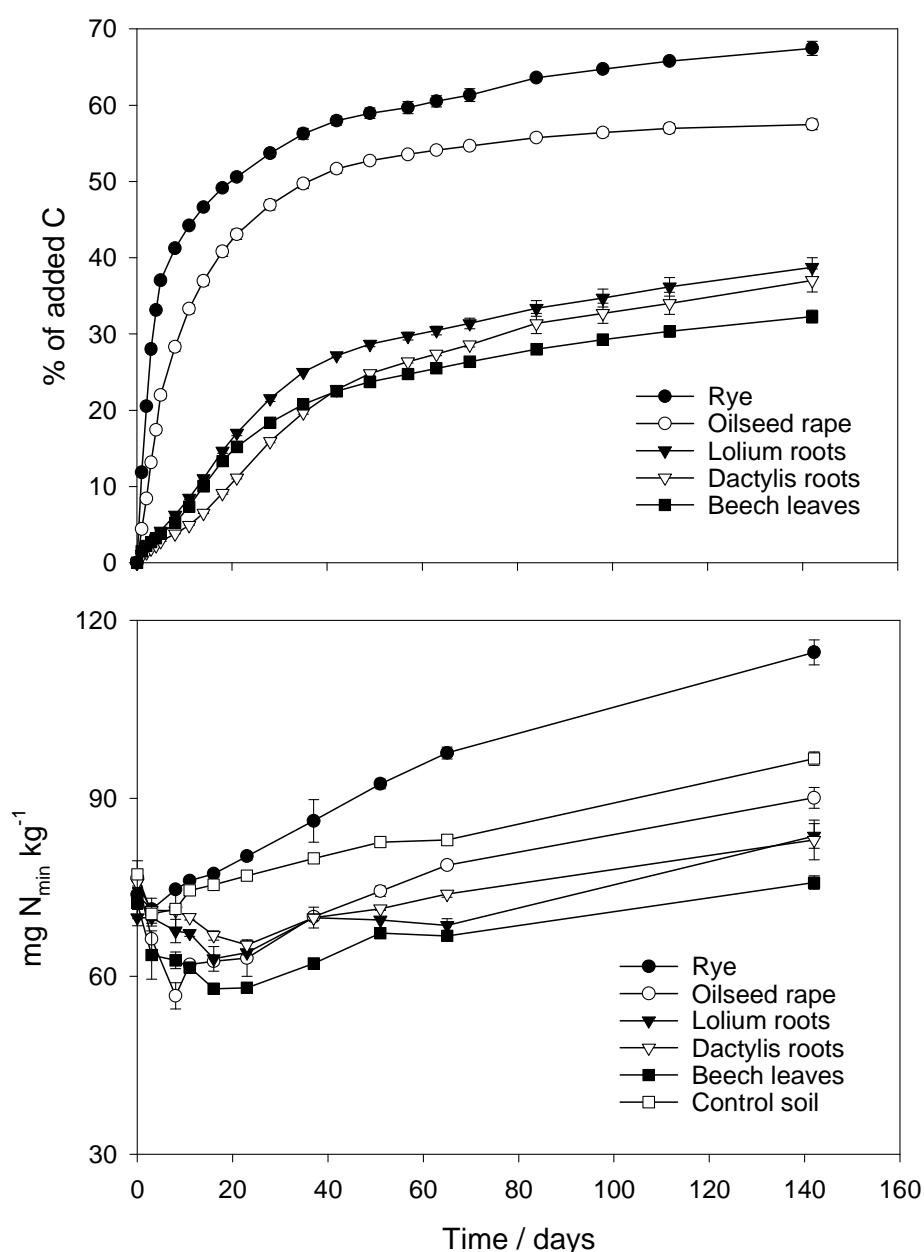


Figure 44.4 Minéralisation cumulée du carbone (a) et de l'azote (b) des différents résidus incubés dans le sol de grande culture (AGRI). Cette différence est exprimée par différence avec le sol témoin et en fonction de la quantité de carbone apporté (C) et par différence avec le témoin et la quantité initiale d'azote minérale dans le sol (N). Chaque point est la moyenne de trois répétitions, les barres correspondent aux écarts types (n = 3).

On observe une relation linéaire entre le taux cumulé de minéralisation à 142 jours (% du C apporté) et la teneur en lignine des résidus, et cette relation est valide pour les 5 résidus indépendamment de leur origine (Figure 44-5). La minéralisation initiale (après 3 jours) est bien corrélée à la teneur en composés solubles, ce qui est un résultat classique (données non montrées). La faible minéralisation des racines et des feuilles de hêtre à long terme est bien expliquée par leur teneur en fraction « équivalent-lignine ». En ce qui concerne l'azote, la quantité d'azote minéralisé pendant l'incubation est fortement corrélée la teneur initiale en azote des résidus ($R^2 = 0.97$) (Figure 44-6.c).

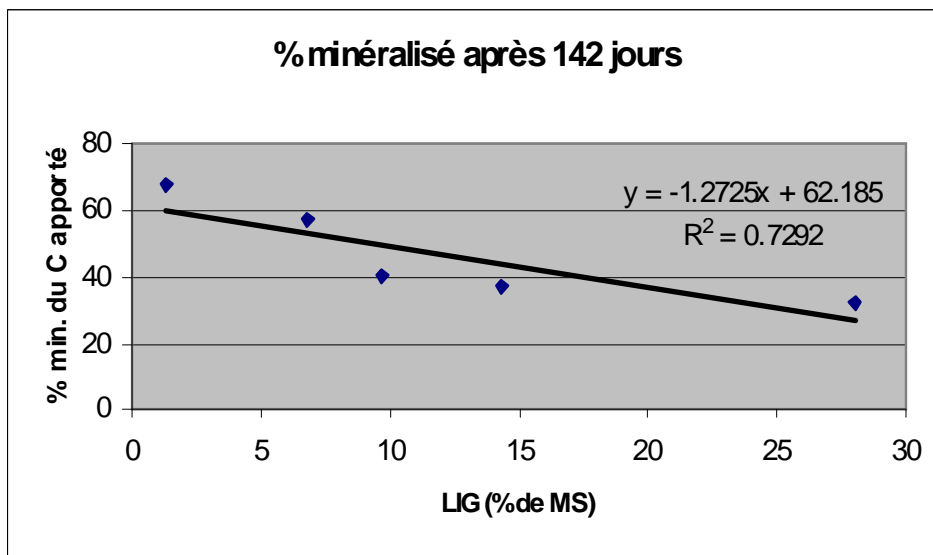


Figure 44-5 Relation entre le Carbone mineralise au cours de la période 0-142 jours et la taille de la fraction “équivalent –lignine” initialement présenté dans les divers résidus (exprimé en % de la matière sèche totale).

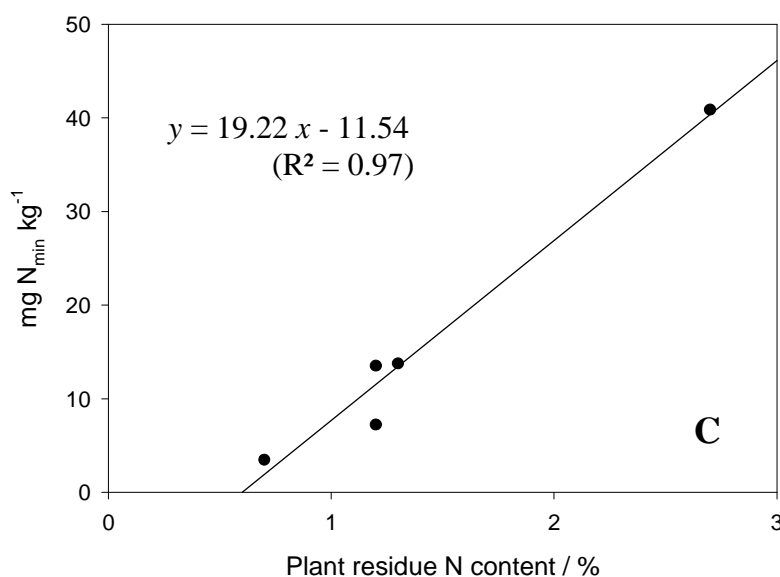


Figure 44-6 Relation entre l'azote mineralisé au cours de la période 0-142 jours et la taille de la teneur en azote initiale des divers résidus (exprimé en % de la matière sèche totale).

4423. Influence du type de sol sur la décomposition des résidus

En ce qui concerne les résidus, la minéralisation du seigle, des feuilles et des racines de ray-grass n'est quasi pas affectée par le sol dans lequel le résidu est mis à décomposer. Ceci est tout à fait vrai en début d'incubation (20 jours environ) où les cinétiques de minéralisation sont superposables, et ce pour les trois résidus. Par contre dans les trois expériences, les cinétiques de minéralisation divergent un peu au cours du temps (quelques % au maximum) avec une minéralisation légèrement supérieure pour les résidus incubés en sol de Mons. Ceci suggère que dans la phase initiale de décomposition, le principal facteur qui détermine la cinétique de décomposition est la nature du carbone apporté (qui détermine fortement la nature et l'activité des microorganismes décomposeurs) alors que dans les phases ultérieures de la décomposition, le type de sol, en particulier sa texture (teneur en argile) va jouer un rôle sur la stabilisation ou non de la biomasse microbienne néoformée et ses métabolites et donc sur la minéralisation du carbone.

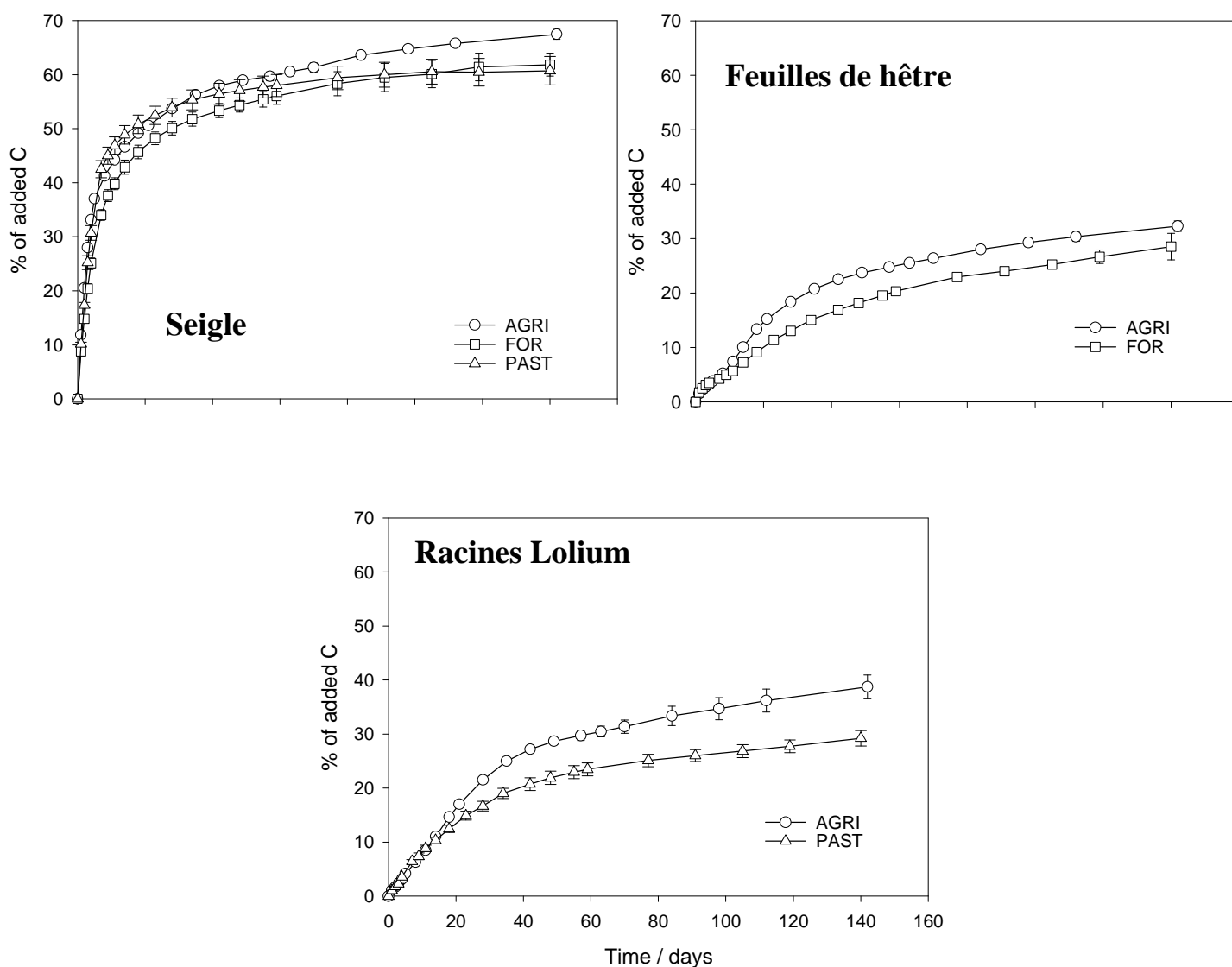


Figure 44-7: Comparaison de la minéralisation cumulée du C pour le résidu de seigle en sols de AGRI, PAST et FOR (fig 7a), des feuilles de hêtre en sols AGRI t FOR (fig 7 b) et des racines de ray grass en sol AGRI et PAST (fig 7c).

On peut donc constater qu'il n'y a pas d'« avantage » particulier pour un résidu à se décomposer dans le sol qui reçoit régulièrement le même type de résidu, avec des cinétiques de minéralisation relativement proche initialement quel que soit le sol, et même un certain désavantage du sol d'origine. De fait la minéralisation est un peu plus rapide en sol de limon de Mons. Ceci suggère qu'il n'y a pas d'adaptation de la microflore des décomposeurs au type de substrat qu'il reçoit, au moins en ce qui concerne la décomposition du carbone. Par contre le type de sol modifie sensiblement la cinétique dans les phases où la reminéralisation du C et N de la biomasse microbienne devient importante, et ceci est sans doute à relier à la capacité du sol à protéger (stabiliser) les microorganismes néoformés et leurs métabolites.

45 – MODELISATION DE LA DECOMPOSITION DES LITIÈRES DANS LE CADRE DU MODELE ROTH-C

45-1. Traitement des données

Le carbone minéralisé a été mesuré par deux méthodes indépendantes : d'une part mesure du CO₂ respiré comparée à celle d'un témoin sans litières; d'autre part mesure du ¹³C résiduel des litières marquées ¹³C. La mesure ¹³C présente une dispersion plus importante, en particulier aux stades initiaux, associée à l'hétérogénéité des échantillons. Les deux mesures sont cependant en bonne correspondance (Figure 45.1).

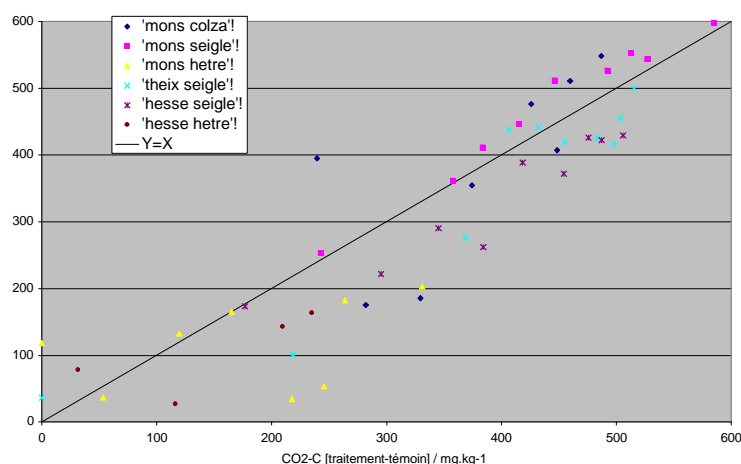


Figure 45.1 Correspondance générale entre l'estimation de la minéralisation du C des litières par mesures de respiration d'une part et du ¹³C résiduel d'autre part.

Une conclusion est qu'il n'y a pas d'effet de « priming » majeur, c'est à dire de minéralisation des matières organiques du sol qui serait induite ou réprimée par la décomposition de la litière marquée. Ceci est compréhensible au regard du rapport élevé entre quantité de litière apportée et quantité de substrats dégradables des MO du sol. Dans le détail, le cas de la litière de hêtre à Hesse pourrait avoir présenté un priming positif maximal correspondant à 15% du C minéralisé.

Les données qui seront utilisées pour la modélisation seront les données de respiration cumulée du traitement, déduites de la respiration cumulée du témoin à la même date. De même les données de biomasse microbienne seront les données de biomasse totale du traitement, déduites de la biomasse du témoin à la même date.

452. Simulation de la biodégradation des litières par le modèle Roth-C

452.1. Méthode

Le modèle Roth-C 26.3 (voir annexe) a été utilisé comme modèle de régression des cinétiques de minéralisation de la manière suivante. Tous les paramètres sont les paramètres par défaut du modèle, à l'exception du rapport DPM/(DPM+RPM) caractéristique des litières, utilisé ici comme seul régresseur. Les constantes de vitesse nominales des compartiments sont multipliées par un coefficient climatique 2.83 correspondant aux conditions d'incubation (température = 20°C ; humidité du sol = optimale). Ces constantes sont finalement : $k_{DPM} = 28,3 \text{ a}^{-1}$; $k_{RPM} = 0,85 \text{ a}^{-1}$; $k_{BIO} = 1,87 \text{ a}^{-1}$; $k_{HUM} = 0,057 \text{ a}^{-1}$. La teneur en argile des sols (134, 163 et 222 mg/kg à Mons, Theix et Hesse, module la proportion de compartiments BIO et HUM formés, avec un effet ici mineur en raison de la faible proportion de ces compartiments dans le C résiduel.

Le modèle a été itéré au pas de temps de 10 jours avec une approximation numérique optimisée (proche de la solution analogique continue du système d'équations différentielles du modèle). L'ajustement du paramètre DPM/(DPM+RPM) a été fait par réduction des carrés des écarts entre les cinétiques de minéralisations observées et simulées aux points 20 jours à 140 jours avec un échantillonnage tous les 10 jours.

452.2. Résultats des ajustements

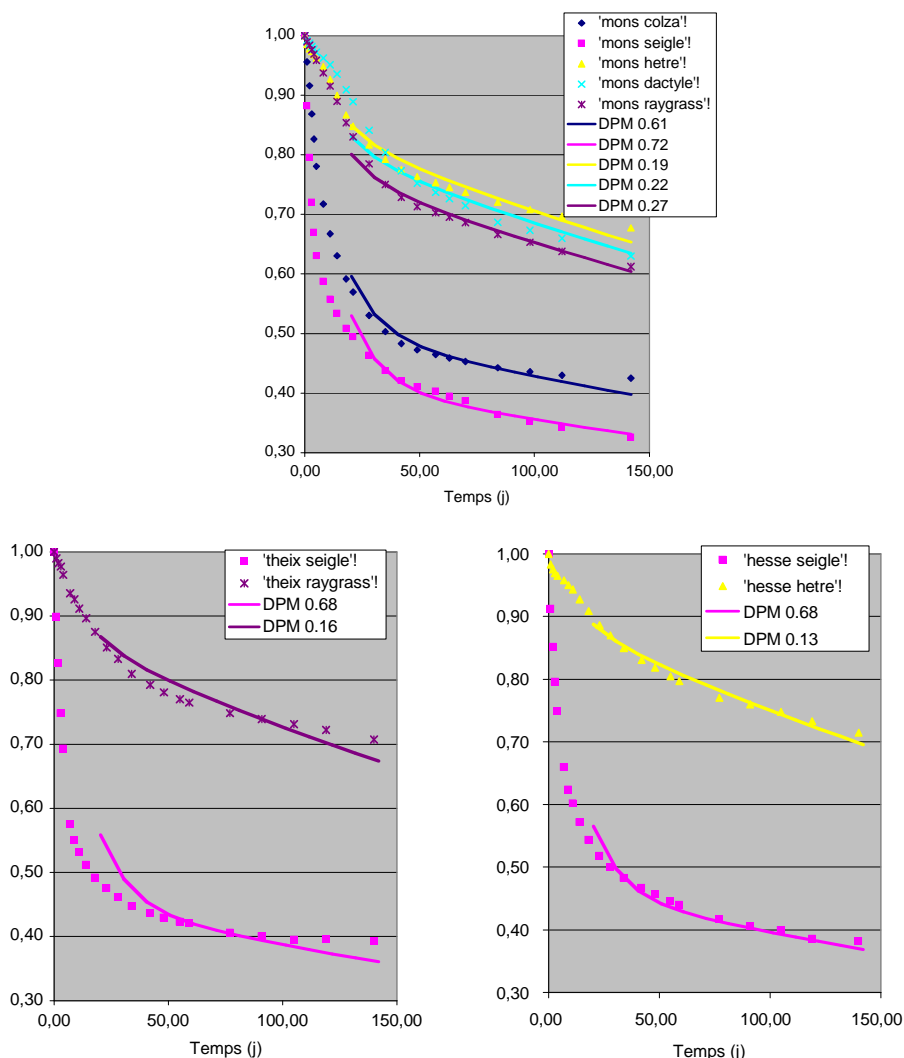


Figure 45.2. Simulation de la minéralisation du carbone des litières par le modèle Roth-C. Le paramètre DPM/(DPM+RPM) est ajusté.

L'ajustement peut être considéré comme parfait à Mons et à Hesse. Les constantes de vitesse de biodégradation des compartiments dans le modèle ROTH-C sont donc valides. Sur le site de Theix, le modèle décrit cependant une vitesse de minéralisation du compartiment RPM trop élevée, ou une stabilisation du carbone dans les autres compartiments trop faible.

Les valeurs du paramètre $DPM/(RPM+DPM)$ sont les suivants :

	Colza Mons	seigle Mons	Hêtre Mons	dactyle Mons	raygr. Mons	seigle Theix	raygr. Theix	seigle Hesse	hêtre Hesse
soluble	45,6	52,5	28,1	16,2	16,0	52,5	16,0	52,5	28,1
lignine	6,7	1,4	28,5	14,3	9,8	1,4	9,8	1,4	28,5
Ajustement de ROTH-C									
DPM	0,61	0,72	0,19	0,22	0,27	0,68	0,16	0,68	0,13
RPM	0,39	0,28	0,81	0,78	0,73	0,32	0,84	0,32	0,87

Tableau 45-1 Proposition de paramétrage de la qualité des litières dans le modèle Roth-C.

L'analyse biochimique classique normalisée (Van Soest) peut servir d'estimateur du paramètre DPM caractéristique des litières. Dans la limite de la non normalité de l'échantillonnage des qualités de litières, le paramètre $(0,18 + \text{soluble} - \text{lignine})$ est un excellent estimateur de DPM (Figure 45-3).

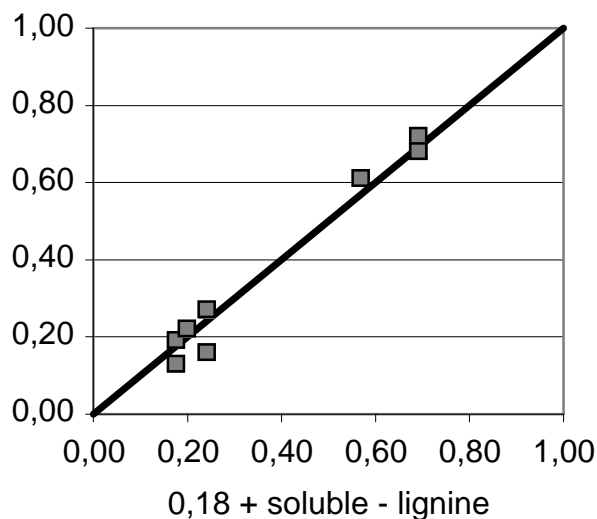


Figure 453. Une estimation du paramètre $DPM/(DPM+RPM)$ par l'analyse van Soest des litières (toutes incubations confondues)

4524. Simulation de la biomasse microbienne

Roth-C décrit la biomasse microbienne par un compartiment unique à durée de vie assez longue. Le modèle sous-estime assez naturellement la biomasse à vie brève observée en temps courts, inférieurs à 8 jours. La mesure de biomasse par fumigation-extraction n'est d'ailleurs peut-être pas adaptée dans le cas de présence d'une quantité importante de C soluble des litières. En revanche, les niveaux de biomasse en fin d'incubation sont correctement simulés, et respectent l'ordre des différents traitements.

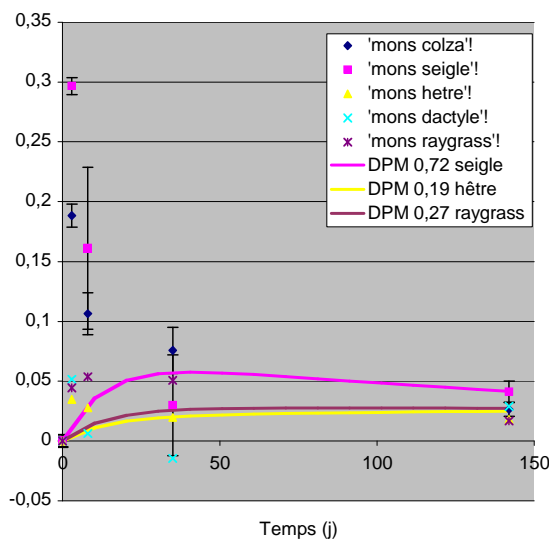


Figure 454. Biomasse microbienne observée, et simulée par Roth-C à Mons

4525. Représentation possible de la stabilisation du carbone dans le sol de Theix dans le cadre de Roth-C

Dans le modèle Roth-C, le rendement de production de composés HUM, plus stables, peut varier dans le modèle Roth-C de 8% (argile=0) à 13% (argile= 1000g/kg). Le rendement en BIO varia également de 7 à 11%. Augmenter ces rendements améliore la simulation à Theix, mais le rendement maximal est encore insuffisant. Un rendement en composés HUM de l'ordre de 20% serait nécessaire à reproduire la stabilisation observée.

45.3. Synthèse et conclusion

Roth-C donne une bonne représentation de la qualité des litières en deux compartiments, Décomposable (DPM) et Résistant (RPM). Les vitesses de biodégradation de ces compartiments sont ici validées. Une bonne estimation du rapport DPM/(DPM+RPM) est donnée par l'analyse normalisée van Soest ; DPM peut être estimé par $0.18 + \text{soluble} - \text{lignineADL}$. Le carbone résiduel ou respiré est

ainsi bien décrit (Figure 45-5), sans autre ajustement, en acceptant les paramètres par défaut du modèle.

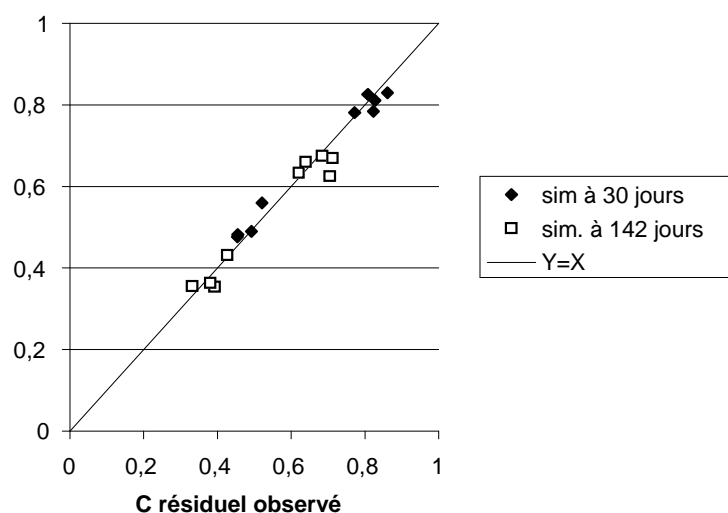


Figure 455. Estimation par le modèle Roth-C du carbone résiduel dans les incubations (trois sites et cinq litières confondues), avec pour données d'entrée la teneur en argile, la température et la teneur en composés soluble et lignine ADL des litières. La fonction $DPM/(DPM+RPM)$ des litières égal à $(0.18 + \text{soluble-lignine})$ a été retenue ici.

La projection du modèle sur des temps plus long, de quelques années est envisageable (Figure 45-6), mais reste cependant hasardeuse. Ainsi, sur le site de Theix, le modèle semble sous-estimer la stabilisation, qui nécessiterait un paramétrage particulier du rendement en composés stables. Il est à noter que le modèle RothC, par construction, décrit que la quantité de carbone résiduelle à très long terme (10 ans et plus), est indépendante de la qualité des litières initiales

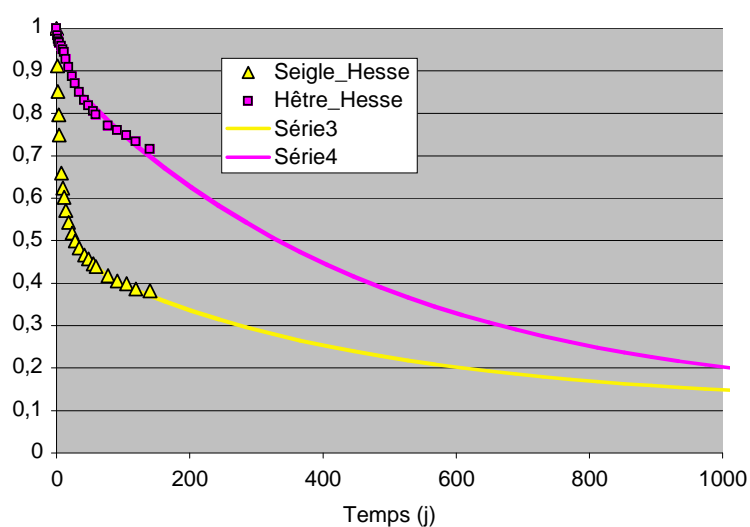


Figure 45-6 : Exemple de simulation du devenir à long terme du carbone des litières de seigle et de Hêtre à Hesse .

5 . Conclusion et perspectives à développer

Les travaux menés au cours de ce projet ont permis

- de développer les méthodologies nécessaires à la conduite des expérimentations. Il s'agit notamment de la production de litières de feuilles de hêtre marquées de manière homogène pour le carbone (^{13}C), de la mise au point de colonnes expérimentales permettant de simuler les alternances humectation-dessiccation et maîtriser la localisation des résidus végétaux, enfin l'étude à partir de monolithes de sol non remaniés permettant de combiner des litières racinaires vivantes et mortes et d'apprécier leurs effets combinés sur la décomposition des racines d'espèces prairiales. Ces trois avancées correspondaient à des points-clés de l'étude du turnover des matières organiques spécifiques des trois agro-écosystèmes étudiés.
- de mettre en route et poursuivre des expérimentations portant sur les effets de la qualité des résidus végétaux, leur localisation dans le sol, les modalités de travail du sol, notamment afin d'acquérir les connaissances et les jeux de données permettant de mieux modéliser à terme les effets des changements de pratiques culturales sur le stockage du carbone dans les sols.

Du point de vue des connaissances les conclusions sont les suivantes :

- L'expérimentation commune a permis de caractériser la biodégradabilité intrinsèque des différents résidus « modèles » des trois agro-écosystèmes :

Pour les résidus de grande culture (simulant résidus à la récolte de cultures matures, et résidus de cultures intermédiaires), leur comportement confirme des connaissances assez nombreuses déjà acquises sur ce type de résidu. Pour les litières racinaires prairiales, la faible minéralisation en conditions optimales (de mélange, broyage, disponibilité de l'azote minéral) de décomposition vient confirmer les observations acquises *in situ*, et leur faible dégradabilité est bien expliquée par les composantes chimiques intrinsèques, notamment la teneur élevée en fraction récalcitrante (fraction « Van Soest » équivalent-lignine). Ces données viennent confirmer d'autres données acquises récemment sur la biodégradabilité de racines de diverses espèces [‡]. La faible décomposabilité des feuilles de Hêtre est aussi bien expliquée par ses caractéristiques chimiques intrinsèques. On peut donc prédire que la contribution potentielle relative des racines d'espèces prairiales et des feuilles de hêtre au stockage du carbone est supérieure à celle de résidus de parties aériennes de grande culture (colza et seigle), indépendamment des conditions de leur décomposition. Leur comportement s'explique de manière satisfaisante par des critères relativement simples et globaux du point de vue biochimique, à savoir leur teneur en composés solubles, et en fraction « lignine ». Par ailleurs leurs conditions spécifiques de décomposition (à la surface du sol pour les litières de feuilles, en conditions fortement limitantes en azote dans un continuum de litières racinaires plus ou moins anciennes pour les prairies) vont accentuer les conditions "défavorables " à leur décomposition, en comparaison avec des résidus de grande culture.

La comparaison des cinétiques de minéralisation d'un même résidu dans les trois sols qui diffèrent par l'ensemble de leurs caractéristiques physico-chimiques et leur historique de cultures, a démontré le rôle mineur du « type de sol » dans la décomposition des matières organiques fraîches. Quoique déjà démontré dans quelques publications, ce résultat est très important, parce que l'adaptation et le rôle des microflore indigènes du sol dans la décomposition des matières organiques exogènes sont sujets à controverse. Nous montrons ici que c'est la qualité des substrats apportés qui est le déterminant majeur de la cinétique de décomposition toutes conditions égales par ailleurs. Les caractéristiques des sols, probablement à travers leur capacité à stabiliser le C soluble et/ou C d'origine microbienne, influencent à moyen terme la minéralisation du C, ce qui détermine la proportion de carbone stabilisé ou minéralisé.

- Les expériences menées soit en monolithes de sol (prairies) soit en colonnes de sol reconstituées (grande culture) ont permis de fournir des données pour la modélisation des modes d'occupation des sols sur l'évolution des MOS. Ces deux groupes d'expériences mettent en évidence :

[‡] Abiven et al. (2005)

- l'interaction entre qualité chimique et morphologie des litières racinaires se décomposant *in situ* (espèces prairiales). On voit notamment que les différences de composition chimique déterminées en laboratoire peuvent être contrebalancées par des différences de morphologie (ici diamètre des racines). L'étude souligne toute la difficulté à prévoir les processus à partir de systèmes remaniés « modèles ». L'étude propose aussi une approche alternative de description d'un continuum organique, permettant de prendre en compte la présence simultanée de débris organiques d'âge différents résultant du mode de fonctionnement prairial. L'analyse complémentaire des résultats permetta d'affiner le rôle de la rhizosphère dans la dégradation des litières racinaires plus anciennes;
- l'interaction entre localisation des résidus et qualité de ces résidus. La localisation initiale ne paraît pas avoir d'importance sur la décomposition quand les résidus ont une forte dégradabilité intrinsèque associée à leur forte teneur en composés solubles et faible teneur en composés récalcitrants (lignine) alors que la localisation a un fort impact quand il s'agit de résidus à faible dégradabilité intrinsèque. Ces résultats ont permis de mieux paramétrer un module MULCH d'un modèle qui couple transferts et biotransformations du carbone et de l'azote dans les sols (PASTIS). La formalisation des processus physiques et biologiques qui affectent un mulch de résidus à la surface du sol et encore très rare, et seuls quelques modèles mécanistes permettent de le faire (notamment le modèle APSIM et le modèle PASTIS). C'est donc une avancée tout à fait importante, étant donné les enjeux liés à la simplification du travail du sol et l'augmentation des surfaces agricoles concernées par la décomposition de résidus laissés en surface ;
- l'obtention des litières de feuilles de hêtre marquées, leur caractérisation biochimique et la caractérisation de leur biodégradabilité potentielle, dans le sol forestier et dans un sol de référence étaient les étapes indispensables à la réalisation de ce programme. Au cours de ces dernières années, nous avons accumulé une somme considérable de données sur le passage de l'azote des litières dans les différents compartiments de l'écosystème. Grâce à la disponibilité d'une litière doublement marquée $^{13}\text{C}^{15}\text{N}$, il est possible maintenant d'acquérir des données sur les différents compartiments fonctionnels de la matière organique, la formalisation et modélisation de la biodégradation des litières des forêts avec des outils génériques (Cantis, Morgane) utilisés pour les résidus de grande culture et de prairie. La suite du programme consiste donc à établir les protocoles de suivi de la dégradation de cette litière et incorporation du C dans les sols à moyen terme, ainsi que le rôle et la diversité des communautés microbiennes impliquées.

➤ La modélisation initialement prévue avec le modèle MORGANE n'a pu être menée à bien dans la durée du projet, le module décomposition de ce modèle n'ayant pas permis de simuler de manière satisfaisante sans ajustement significatif, les cinq résidus étudiés en commun dans ce projet. C'est pourquoi il a été choisi d'utiliser le modèle Roth-C.

Roth-C donne une bonne représentation de la qualité des litières en deux compartiments, Décomposable (DPM) et Résistant (RPM). Les vitesses de biodégradation de ces compartiments sont ici validées. Une bonne estimation du rapport DPM/(DPM+RPM) est donnée par l'analyse normalisée van Soest ; DPM peut être estimé par $0.18 + \text{soluble} - \text{lignineADL}$. Le carbone résiduel ou respiré est ainsi bien décrit sans autre ajustement, en acceptant les paramètres par défaut du modèle. La relation étroite entre compartiments biochimiques et décomposition (expérimentations) et les simulations des différents résidus avec les paramètres par défaut indiquent qu'il est possible d'adopter une représentation générique de la qualité des résidus végétaux et de leur décomposition indépendamment de leur origine (agro-écosystème) et des caractéristiques des sols dans lesquels ils se décomposent. Ceci est important pour permettre de simuler avec un même modèle les différents usages et changements d'usage des sols.

La projection du modèle sur des temps plus long, de quelques années est envisageable mais reste cependant hasardeuse. Ainsi, le modèle semble sous-estimer la stabilisation, qui nécessiterait un paramétrage particulier du rendement en composés stables. Il est à noter que le modèle Roth-C, par construction, décrit que la quantité de carbone résiduelle à très long terme (10 ans et plus), est indépendante de la qualité des litières initiales.

6. Rapports, publications, thèses

61. Thèses et formation par la recherche

- E. Personeni (2004) Dynamique du Carbone et de l'Azote lors de la décomposition in situ de litières racinaires de graminées prairiales. Doctorat de l'Université de Paris VI, soutenue le 9 avril 2004.
- F. Coppens (soutenance 30 Mai 2005) Interaction entre localisation et qualité des résidus végétaux : impact sur les flux d'eau, de carbone et d'azote dans les sols. Doctorat en co-tutelle Institut National Paris Grignon / Université Catholique de Leuven (Belgique)

62.. Articles à comité de lecture (publiés ou en cours de soumission)

- Coppens F., Garnier P., Merckx R., Recous S. (2005) Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation versus surface application of labelled residues in soil columns. *European Journal of Soil Science* (revisions mineures)
- Coppens F., Merckx R., Recous S. () Impact of crop residue location on carbon and nitrogen distribution in soil and in water-stable aggregates. Soumis à *European Journal of Soil Science*
- Coppens F. Recous S., Balesdent J., Zeller B., Loiseau P. () Evaluation of plant residue quality and soil type interactions on carbon and nitrogen mineralization in soil. *En preparation*
- Findeling A., Garnier P., Coppens F., Lafolie F., Recous S. () Modeling the physical and biological effects of a decomposing mulch on water, carbon and nitrogen dynamics in soil columns. Soumis à *Soil Science Society America Journal*
- Personeni E. & Loiseau P. (2004) How does the nature of living and dead roots affect the residence time of carbon in the root litter continuum ? *Plant and Soil*, 267, 129-141.
- Personeni E. & Loiseau P. (2005) Species strategy and N fluxes in grassland soil: a question of root litter quality or rhizosphere activity ? *European Journal of Agronomy* , 2005, 217-229.
- Personeni E., Luscher A. & Loiseau P. (2005) Rhizosphere activity, grass species and N availability effects on the soil C and N cycles. *Soil Biology. Biochemistry*, 37, 819-827.
- Zeller B., Grehan E., Recous S. A simple method to produce large amounts of ¹³C and ¹⁵N labelled beech litter. En préparation pour *Annals of Forest Science*
- Zeller B., Recous S., Kunze M., Colin Belgrand M., Bineaimé S. Ranger J. Dambrine E. Influence of forest species on gross N transformation in soils. *Ann Sci For* (soumis)

63. Communications dans des congrès

- Coppens F., Merckx R., Garnier P., Recous S. (2003) Effect of initial crop residue localisation on water fluxes and the fate of carbon and nitrogen in soil. Proceedings of the 16th ISTRO Conference "Soil management for Sustainability", Brisbane July 13-18, 2003. Communication orale. Prix Demolon 2003 (AFES).
- Coppens F., Recous S., Merckx R., Garnier P. (2003) Nitrogen dynamics in soil with mulch and incorporated crop residues. 12th Nitrogen workshop, Exeter (UK) 22-24 septembre 2003 (poster)
- Coppens F., Garnier P., Findeling A., Recous S., Merckx R., (2004) Modelling water, nitrogen and carbon fluxes during decomposition of crop residues, incorporated or left at the soil surface. Conference EUROSIL, Freiburg , 6-12 September 2004. Communication orale.

Personeni E., Loiseau P. (2004) Importance of root litter and rhizosphere for the nitrogen cycle in grassland. Comm. accepted at Eur. Grassland Congress General Meeting, "Land use systems in grassland dominated regions", Luzern (Schwitzerland) 21-24 June 2004, Volume series ' Grassland Science in Europe', 3 p.

Recous S., Coppens P., Garnier P., Merckx R. (2004) Compared C- and N-dynamics in soil receiving ¹³C¹⁵N-labelled Rape and Rye residues left as a mulch or incorporated into the soil. Conference EUROSOIL, Freiburg , 6-12 September 2004. Poster

64. Documents à vocation de transfert –site internet

Collectif (2003) Double marquage isotopique des arbres. In «Orientations 2001-2004 », INRA Rapport d'activité 2002. pp 32-34. <http://www.inra.fr/actualites/RA2002.pdf>

Recous S, Zeller B. (2004). Le carbone des arbres suivi à la trace. *INRA Nouvelles brèves, Presse / Info* Juillet-Août 2004

Recous S, Zeller B. (2004). Le carbone dans la balance. *Environnement Magazine*. Novembre 2004

7. Disponibilité des données

Les données issues des expérimentations en colonnes et en microcosmes sont en cours d'organisation afin de pouvoir être utilisées pour la simulation par différents modèles et différents utilisateurs (PASTIS, STICS, MORGANE). Cette organisation pourra déboucher sur la constitution de banque de données accessibles sur demande

Références citées dans le texte

- Abiven S., Recous S., Reyes V., Oliver R. (2005)
- Balesdent, J., Chenu, C. & Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53, 215-230.
- Baronnier Y (2003) Etude isotopique de la nutrition azotée de plantes de hêtraies. Rapport BTS (40p.)
- Caner L., Zeller B., Dambrine E., Ponge J-F. (2003) Decomposition of ^{15}N -labelled litter and use of the N by the soil fauna. *Soil Biology and Biochemistry* (accepté).
- Coleman, K. & Jenkinson, D.S. 1996. A model for the turnover of carbon in soil, In: Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets (eds D. S. Powlson et al.), pp. 237-246. Springer, Berlin.
- Dambrine E, Zeller B. Baronnier Y, Dupouey JL, Nguyen Ch. 2005. The $\delta^{15}\text{N}$ of understory plants. *J. Ecol* (soumis)
- El Hani S., Lema B.F., Zeller B., Brechet C. Guehl JM, Dupouey JL (2003) Interannual mobility of N between tree rings: a labelling experiment. *Ann Sci For* 60, 503-508.
- Eviner V.T., Chapin F.S. (2003) Functional matrix : a conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Ann. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 34, 455-485.
- Kunze M. 2002; Effets des essences sur le cycle interne de l'azote dans les sols forestiers. Flux nets et flux bruts. Relations carbone azote. DEA Science du sol.
- Le Tacon F. Brechet C. Zeller B., Maurice JP, 2005. Functional diversity of ectomycorrhizal and saprophytic fungi in a mixed forest stand of beech, oak and birch, using ^{13}C and ^{15}N natural abundance. *Mycological progress* (in press)
- Monsérié MF 2004. Décomposition et devenir d'une litière de Hêtre. DEA Science du sol. 20p.
- Nicolas M. 2005. Déterminisme écologique des flux d'azote dans 6 hêtraies du réseau Renecofor; DEA Science du sol. 20p.
- Van Soest, P.J. 1963. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of the Association of Official Agricultural Chemists*, 46, 829-835.
- Vuillaume J.M. (2003) Etude isotopique des lombrics des hêtraies. Rapport BTS (30p.)
- Watanabe A., Nobuhisa M., Kasushi T., Shigeru K., Makoto L., 2004. Flow of photosynthesized carbon rice plants into the paddy soil ecosystem at different stages of rice growth. *Plant and Soil*, 258, 151-160.
- Zeller B., Colin Belgrand M., Dambrine E., Martin F. (2001) Fate of nitrogen released from ^{15}N -labelled litter in European beech forests. *Tree Physiol.* 21, 153-162.
- Zeller B., Colin Belgrand M., Dambrine E., Martin F., Bottner P. (2000) Decomposition of ^{15}N -labelled litter and fate of nitrogen derived from litter in a beech forest. *Oecologia* 123, 550-559.
- Zeller et al. A simple method to produce large amounts of ^{13}C and ^{15}N labelled beech litter (en préparation)