

CENTRE INTERNATIONAL D'ETUDES SUPERIEURES
EN SCIENCES AGRONOMIQUES
(Montpellier SupAgro)

ECOLE DOCTORALE
Systèmes Intégrés en Biologie, Agronomie, Géosciences, Hydrosiences et Environnement
(SIBAGHE)

DOCTORAT
Spécialité : Ecosystèmes et Sciences Agronomiques

Kenji FUJISAKI

**Devenir des stocks de carbone organique des sols après déforestation et
mise en culture : une analyse diachronique en contexte amazonien**

Soutenance le 27 novembre 2014

Membres du jury :

| | | |
|--------------------|--------------------------------------|------------------------|
| Sabine HOUOT | Directrice de recherche, INRA | Rapporteur |
| Christian WALTER | Professeur, Agrocampus Ouest | Rapporteur |
| Jérôme BALESSENT | Directeur de recherche, INRA | Examineur |
| Jean-Luc CHOTTE | Directeur de recherche, IRD | Examineur |
| Bruno FERRY | Maître de conférences, AgroParisTech | Examineur |
| Michel BROSSARD | Directeur de recherche, IRD | Directeur de thèse |
| Anne-Sophie PERRIN | Ingénieur de recherche, CETIOM | Co-encadrante de thèse |

REMERCIEMENTS

L'écriture de ces remerciements vient clore ces trois années de thèse, parfois parsemées de doutes mais surtout particulièrement intenses scientifiquement et humainement. Il me paraît impossible de remercier tous ceux qui ont contribué à ce travail, fruit de nombreuses collaborations, je m'excuse donc pour les oublis éventuels.

Je tiens tout d'abord à remercier les membres du jury pour avoir accepté d'évaluer mon travail. Merci donc aux rapporteurs, Sabine Houot et Christian Walter, ainsi qu'aux examinateurs, Jérôme Balesdent, Jean-Luc Chotte et Bruno Ferry, pour leurs commentaires constructifs.

Je remercie très chaleureusement Michel Brossard et Anne-Sophie Perrin pour leur encadrement sans faille durant ces trois années, leur aide sur le terrain, leur réactivité exceptionnelle durant la période de rédaction, et pour leur gentillesse. Michel, merci pour ton enthousiasme, ta disponibilité à toute épreuve, et les discussions toujours passionnantes sur les sols. Anne-Sophie, merci de m'avoir fait découvrir la Guyane, merci pour tes encouragements et ta patience à répondre à mes nombreuses questions.

Je remercie le CETIOM et son directeur André Pouzet, ainsi que l'ANRT pour avoir financé cette thèse CIFRE.

Un grand merci à l'équipe du CETIOM en Guyane, Bernard Garric, Jean-Claude Horth, Pierre-Richard Augustin et Jérémy Lecaille, pour leur immense aide sur le terrain, à l'épreuve de la pluie, du soleil, des moustiques, des tarières brisées... Merci à Bernard pour les échanges toujours passionnants sur l'agronomie, qu'elle soit tropicale ou tempérée. Merci à Caroline Petitjean pour son aide sur les données de gaz à effet de serre.

Une grande partie de cette thèse a été effectuée au laboratoire LAMA de l'IRD Cayenne, où je remercie très chaleureusement Max Sarrazin pour son aide et sa disponibilité. Sans lui et l'existence du LAMA, le travail de thèse présenté ici aurait pris une toute autre tournure. Merci également à Ginette Poitevin qui a analysé bon nombre de mes échantillons. Je remercie Chloé et Issam, que j'ai eu plaisir à encadrer durant leur stage.

Merci aux membres d'Eco&Sols à Montpellier pour leur accueil, et en particulier aux membres du thème 3 pour leurs commentaires avisés sur mes travaux. Merci à Martial Bernoux et à Thierry Desjardins pour m'avoir ouvert leurs armoires, et aidé à m'y retrouver dans la littérature brésilienne.

Merci à Jérôme Balesdent pour sa participation aux comités de thèse, ainsi que pour son aide sur la modélisation et l'analyse des données isotopiques. Merci à Patrick Signoret pour son aide sur les analyses isotopiques.

Merci à Sébastien Gogo, Mohammed Boussafir et Jean-Robert Disnar pour leur collaboration sur la pyrolyse Rock-Eval. Merci à Rachel Boscardin pour son aide sur l'appareil.

Merci à Sébastien Salvador-Blanes pour m'avoir fait découvrir la science du sol à la fac !

Enfin je tiens à remercier mes amis et tous ceux qui m'ont accompagné durant ces trois années entre la Guyane et Montpellier.

Merci aux compagnons de thèse pour leur soutien et leurs bienfaits au moral : Ludo (compagnon de route et de bateau au Brésil), Youven, Sandra, Florian, Jeanne, Meriam, Mourad, Adoum. Sandra et Ludo, merci pour vos relectures avisées !

Merci aux amis de Guyane pour ces presque deux années inoubliables, en particulier les colocataires de la route de Montabo ainsi que la famille Priou, pour les parties de palets acharnées, les baignades au petit matin sur la plage, les escapades en tout genre, les caïpirinhas...

Les nombreux aller-retour entre Cayenne et Montpellier ont été l'occasion d'alourdir mon bilan carbone mais ont également entraîné une situation résidentielle parfois incertaine. Je remercie donc les nombreuses personnes qui m'ont fait bénéficier de leur hospitalité, en particulier Kessy, Laura et Fred.

Enfin un mot pour ma famille, toujours présente durant ces trois années malgré la distance, et dont le soutien a été sans faille, même si je ne prenais pas toujours le temps de leur expliquer ce que je faisais pendant cette thèse !

RESUME

Le carbone organique des sols (COS) joue un rôle majeur dans le maintien des propriétés des sols, et constitue un important réservoir de carbone sensible aux perturbations anthropiques dont les changements d'usage ou de gestion des terres. En Amazonie, la déforestation libère des gaz à effet de serre (GES) par le brûlis de la végétation mais les stocks de COS sont également susceptibles d'évoluer et de contribuer aux émissions de GES. Nous montrons que ces variations de stocks sont cependant mal comprises à l'échelle du biome, en raison de l'approche par chronoséquence qui induit de nombreuses incertitudes, et du manque de données sur la gestion des agrosystèmes implantés après déforestation. L'étude a été conduite sur un site agronomique diachronique en Guyane, déboisé sans brûlis et avec des restitutions de biomasse forestière au sol, sur lequel ont été implantés 3 systèmes de culture : une prairie et deux systèmes maïs/soja avec ou sans travail du sol. L'objectif a été de déterminer le devenir du carbone forestier et du COS des agrosystèmes. Les fluctuations des stocks ont été mesurées jusqu'à 5 ans après déforestation dans la couche 0-30 cm, un bilan est proposé pour la couche 0-100 cm à 5 ans. La décomposition des débris de bois, apportés au sol suite à la déforestation, a été étudiée via leur perte de masse et leur caractérisation par pyrolyse Rock-Eval. La répartition granulométrique du COS a été mesurée 4 ans après déforestation. L'isotopie $\delta^{13}\text{C}$ a été utilisée dans le sol sous prairie pour distinguer le carbone d'origine prairiale. L'apport de carbone issu de la déforestation a entraîné une augmentation des stocks de COS, mais de courte durée car les débris de bois se sont rapidement décomposés et n'ont pas induit de stockage durable de COS. Cinq ans après déforestation les stocks de COS sous prairie sont similaires à ceux observés sous forêt, grâce à des apports de carbone importants par les racines, alors que sous cultures les stocks diminuent d'environ 19 %, sans que nous ayons distingué un effet du travail du sol. La décroissance du carbone forestier, qui concerne l'ensemble des fractions granulométriques du sol, a donc été compensée par les apports de carbone sous prairie, ce qui n'est pas le cas sous cultures annuelles. Le modèle RothC a pu être validé dans notre situation même s'il a surestimé légèrement les stocks sous cultures. Nos résultats, replacés dans le contexte amazonien montrent que les diminutions de COS observées ici sont moins importantes que pour l'ensemble des tropiques humides, probablement en raison de la gestion optimale du site et de la courte durée du temps d'observation.

Mots clés : matière organique des sols, changement d'usage des terres, Guyane, prairie, cultures annuelles, modélisation, $\delta^{13}\text{C}$, pyrolyse Rock-Eval

ABSTRACT

Fate of soil organic carbon stocks after deforestation and cultivation: a diachronic approach in amazonian context

Soil organic carbon is a key component of soil quality, and represents a large part of the terrestrial carbon stock, sensitive to human perturbations including land-use change. In Amazonia, deforestation induces greenhouse gases (GHG) emissions due to vegetation burning, but SOC stocks also change, which can induce GHG emissions. We show that these changes are misunderstood at the biome scale, because of the chronosequence approach that induces uncertainties, and because of the lack of management data of the agrosystems established after deforestation. We studied here an agronomic trial with a diachronic approach in French Guiana, deforested with a fire-free method that returned large amount of forest organic matter. Three agrosystems were set up: a grassland and two annual crop systems (maize/soybean) with and without soil tillage. We aimed to measure the fate of forest carbon and of SOC in the agrosystems. SOC stocks fluctuations were assessed up to 5 years after deforestation in the layer 0-30 cm, and a comparison forest-agroecosystems in the layer 0-100 cm was done at 5 years. Decomposition of woody debris buried in the soil after deforestation was assessed by mass loss approach and Rock-Eval pyrolysis. SOC distribution in granulometric fractions was measured 4 years after deforestation. $\delta^{13}\text{C}$ methods were used in the grassland soil to distinguish the carbon derived from forest or grassland. We found that carbon inputs from deforestation increased SOC stocks, but only at short-term because woody debris decomposition was fast and did not induce a mid-term SOC storage. Five years after deforestation SOC stocks in grassland are similar to the forest, thanks to carbon inputs from root activity. In the annual crops SOC stocks decrease of about 19 %, and no difference is found according to the soil tillage. The decay of forest soil carbon, which affected the whole granulometric fractions of SOC, is thus offset in grassland but not in annual crops. RothC model could be validated in our study, but slightly overestimated SOC stocks in annual crops. Replaced in the Amazonian context, our results showed that the SOC decrease here was lower than other studies across humid tropics. This can probably be explained by the optimal management of the agrosystems, and the short time lapse studied.

Keywords: soil organic matter, land-use change, French Guiana, grassland, annual crops, modelling, $\delta^{13}\text{C}$, Rock-Eval pyrolysis

RESUMO

Evolução dos estoques de carbono orgânico dos solos após desmatamento e cultivo: uma análise diacrônica em contexto amazônico.

O carbono orgânico dos solos (COS) tem um papel essencial na regulação das propriedades dos solos, e, constitui um importante reservatório de carbono sensível às modificações antrópicas entre as quais as mudanças de uso e manejo de terras. Na Amazônia, o desmatamento libera gases causadores do efeito estufa (GEE) pela queima da vegetação, mas os estoques de COS são suscetíveis de evolução e podem contribuir às emissões de GEE. Mostramos que as variações de estoques são mal entendidas na escala do bioma, dado a abordagem por cronosequências que induz numerosas incertezas e a falta de dados sobre a gestão dos agrossistemas implantados depois desmatamento. O estudo foi conduzido num sítio agrônomico diacrônico na Guiana Francesa, desmatado sem queima e com restituições florestais no solo, no qual foram implantados 3 sistemas de cultivos: pastagem e dois sistemas milho/soja com o sem preparo do solo. O objetivo foi a determinação da evolução do carbono oriundo da floresta no solo, tanto como a avaliação do COS sob os agrossistemas. A cinética de evolução dos estoques foi mensurada até 5 anos depois desmatamento na camada 0-30 cm, um balanço é proposto para a camada 0-100 cm em cinco anos. A decomposição dos fragmentos de madeira introduzidos no solo depois desmatamento foi avaliada pela perda de massa e sua caracterização pela pirólise Rock-Eval. A distribuição granulométrica do COS foi mensurada 4 anos depois desmatamento. As análises isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ foram utilizadas para medir a contribuição do carbono de origem da pastagem. A contribuição do carbono da floresta aumenta os estoques de COS, mas de curto prazo, pois os fragmentos de madeira se descompõem rapidamente e não provocam uma reserva sustentável do COS. Cinco anos depois o desmatamento, os estoques de COS sob pastagem foram similares àqueles mensurados sob a floresta, dado as importantes restituições pelas raízes. No entanto sob cultivos os estoques diminuíram de 19 %, sem que possamos distinguir um efeito do trabalho do solo. O decréscimo do carbono oriundo da floresta, ocorre em todas as frações granulométricas do solo, compensado sob pastagem mas não sob cultivos. Foi possível validar a modelagem pelo modelo RothC neste sítio, este super-estima levemente os estoques sob cultivos. No contexto amazônico, nossos resultados mostraram que os decréscimos de COS observados foram inferiores aqueles mensurados no conjunto dos trópicos úmidos, provavelmente dado a gestão otimizada do experimento e a curta duração da cinética de observação.

Palavras chaves: matéria orgânica dos solos, mudança de uso de terras, Guiana francesa, pastagem, cultivos anuais, modelagem, $\delta^{13}\text{C}$, pirólise Rock-Eval.

TABLE DES MATIERES

| | |
|---|-----------|
| REMERCIEMENTS..... | 5 |
| RESUME | 7 |
| ABSTRACT | 8 |
| RESUMO | 9 |
| TABLE DES MATIERES | 11 |
| INTRODUCTION GENERALE | 15 |
| CHAPITRE 1. ANALYSE DE L'EVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE DU SOL APRES DEFORESTATION EN AMAZONIE ET DEMARCHE DE LA THESE..... | 17 |
| 1. Etat des connaissances et des incertitudes sur la dynamique du carbone du sol en Amazonie après déforestation et mise en culture | 18 |
| 1.1. Contexte général et problématique..... | 18 |
| 1.2. Méthodologie..... | 25 |
| 1.3. Résultats et discussion..... | 30 |
| 1.4. Discussion générale et perspectives | 43 |
| 2. Démarche de la thèse..... | 49 |
| 2.1. Système étudié, questions de recherche | 49 |
| 2.2. Une approche compartimentale de la dynamique du COS..... | 50 |
| CHAPITRE 2. MATERIELS ET METHODES | 55 |
| 1. Contexte de l'étude..... | 56 |
| 1.1. Contexte socio-agricole..... | 56 |
| 1.2. Caractéristiques du milieu naturel guyanais..... | 57 |
| 1.3. Aptitude des sols à l'implantation de cultures annuelles..... | 60 |
| 1.4. Travaux sur la matière organique des sols en Guyane | 62 |
| 2. Site expérimental de Combi | 65 |
| 2.1. Choix du site, caractéristiques bioclimatiques | 65 |
| 2.2. Caractérisation des sols sous forêt..... | 67 |
| 3. Implantation du site expérimental et des systèmes de cultures | 76 |
| 3.1. Déboisement du site | 76 |
| 3.2. Mise en place des systèmes de cultures..... | 78 |
| 4. Suivi agro-environnemental des systèmes cultivés..... | 81 |
| 4.1. Suivi environnemental..... | 81 |
| 4.2. Restitutions aériennes des systèmes de cultures..... | 82 |
| 5. Détermination des stocks de COS | 84 |
| 5.1. Couche 0-30 cm des systèmes cultivés | 84 |
| 5.2. Couche 0-100 cm..... | 87 |
| 6. Fractionnement granulométrique du COS..... | 89 |
| 7. Analyses isotopiques | 91 |
| 7.1. Echantillons analysés | 91 |

| | |
|---|----|
| 7.2. Calcul des proportions de carbone forestier et prairial..... | 92 |
| 8. Récapitulatif..... | 93 |

CHAPITRE 3. DECOMPOSITION DANS LE SOL D'UN COMPARTIMENT DU CARBONE FORESTIER : LE CAS DES DEBRIS DE BOIS APPORTES LORS DE LA DEFORESTATION 95

| | |
|---|-----|
| Avant-propos | 95 |
| 1. Introduction | 96 |
| 2. Matériels et méthodes..... | 98 |
| 2.1. Stocks des débris de bois..... | 98 |
| 2.2. Analyses chimiques..... | 98 |
| 2.3. Pyrolyse Rock-Eval..... | 99 |
| 2.4. Analyses statistiques..... | 100 |
| 3. Résultats | 103 |
| 3.1. Perte de masse | 103 |
| 3.2. Teneurs en C, N et MO des débris de bois | 103 |
| 3.3. Composition de la MO des débris de bois..... | 104 |
| 4. Discussion | 107 |
| 4.1. Cinétique de perte de masse | 107 |
| 4.2. Transformations de la matière organique durant la décomposition des débris | 109 |
| 4.3. La pyrolyse Rock-Eval : un outil d'étude de la décomposition des MOS..... | 110 |
| 5. Conclusion et perspectives | 113 |

CHAPITRE 4. APPROCHE COMPARTIMENTALE ET ISOTOPIQUE DES VARIATIONS DE STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL APRES DEFORESTATION ET MISE EN CULTURE 115

| | |
|---|-----|
| Avant-propos | 115 |
| 1. Stock de COS 0-30 cm jusqu'à 5 ans après déforestation et mise en culture | 116 |
| 1.1. Densité apparente et teneur en COS de la terre fine..... | 116 |
| 1.2. Stocks de COS 0-30 cm..... | 119 |
| 2. Stocks de COS 0-100 cm jusqu'à 5 ans après déforestation et mise en culture..... | 125 |
| 2.1. Stocks de COS 0-100 cm..... | 125 |
| 2.2. Carbone racinaire | 127 |
| 2.3. Carbone forestier et prairial dans le sol sous prairie | 129 |
| 3. Distribution granulométrique du COS dans la terre fine 4 ans après déforestation ... | 134 |
| 3.1. Bilans de masse des fractions du sol | 134 |
| 3.2. C associé aux fractions du sol | 135 |
| 3.3. Données isotopiques du sol sous prairie..... | 139 |
| 4. Discussion générale sur l'évolution des stocks de COS | 142 |
| 4.1. Incertitudes et implications méthodologiques | 142 |
| 4.2. Effet global de la déforestation, devenir du carbone forestier | 146 |
| 4.3. Cas de la prairie..... | 151 |
| 4.4. Cas des cultures annuelles | 155 |

CHAPITRE 5. APPROCHE PAR MODELISATION DE L'EVOLUTION DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE DU SOL 159

| | |
|-------------------------------|-----|
| Avant-propos | 159 |
| 1. Introduction | 160 |
| 2. Matériels et méthodes..... | 162 |
| 2.1. Modèle RothC | 162 |

| | |
|--|------------|
| 2.2. Statistiques..... | 169 |
| 3. Résultats | 171 |
| 3.1. Simulation de l'état d'équilibre..... | 171 |
| 3.2. Estimation des apports de carbone par la graminée | 171 |
| 3.3. Simulation des stocks de COS jusqu'à 5 ans après déforestation | 173 |
| 3.4. Simulation des stocks de COS à long terme..... | 178 |
| 4. Discussion | 183 |
| 4.1. Comparaison entre prédictions et observations..... | 183 |
| 4.2. Prévisions à long terme | 187 |
| 4.3. Discussion méthodologique..... | 188 |
| 5. Conclusions et perspectives | 191 |
| CHAPITRE 6. DISCUSSION GENERALE ET PERSPECTIVES..... | 193 |
| 1. Dynamique du carbone du sol à Combi | 194 |
| 1.1. Quel est le devenir du carbone forestier ? | 194 |
| 1.2. Les systèmes de cultures peuvent-ils maintenir le stock de COS ?..... | 196 |
| 2. Un premier bilan du carbone du sol, des eaux et des gaz à effet de serre 5 ans après déforestation | 199 |
| 2.1. Flux de carbone exportés par l'eau..... | 199 |
| 2.2. Flux de GES : CH ₄ , N ₂ O | 200 |
| 2.3. Stocks de carbone et flux de GES : comparaison forêt – systèmes de culture âgés de 5 ans 201 | |
| 3. Implications en terme de gestion des agrosystèmes..... | 203 |
| 3.1. Evaluation de la méthode de déforestation sans brûlis..... | 203 |
| 3.2. Faut-il travailler le sol dans les cultures annuelles ? | 204 |
| 3.3. Les pistes possibles pour réduire le déstockage de COS dans les agrosystèmes après déforestation..... | 204 |
| 4. Notre étude dans le contexte tropical humide | 206 |
| 4.1. Conception du site de Combi : apports majeurs, limites | 206 |
| 4.2. Perspectives de recherches | 206 |
| CONCLUSION GENERALE | 209 |
| REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES..... | 213 |
| LISTE DES FIGURES..... | 224 |
| LISTE DES TABLEAUX..... | 227 |
| ANNEXES | 229 |

Introduction générale

Les sols, constitués d'un mélange intime de matière minérale et organique, sont issus de l'altération des roches sous-jacentes sous l'action du climat et des organismes vivants. En tant que support de la végétation et donc de la production agricole, les sols sont directement liés aux changements globaux, et en particulier aux enjeux de sécurité alimentaire et du changement climatique. Dans les régions tempérées le développement de l'agriculture s'est fait au détriment des surfaces forestières, modifiant profondément les cycles biogéochimiques globaux. Depuis les années 1950 la déforestation concerne désormais surtout la zone intertropicale, contribuant à de larges émissions de gaz à effet de serre tels que le CO₂, émis par la destruction de la biomasse aérienne particulièrement abondante en milieu tropical (Robert & Saugier, 2003; Grace *et al.*, 2014). Mais les sols contiennent d'importantes quantités de carbone organique, originaire des végétations qui lui restituent des feuilles, branches, racines, composés solubles, etc. Ces matières organiques fraîches sont minéralisées mais aussi transformées par humification dans ce bioréacteur que constitue le sol.

Le devenir du carbone du sol suite à la déforestation est bien plus incertain que celui du carbone contenu dans la végétation. D'une part la déforestation et la mise en culture bouleverse totalement un milieu précédemment à l'équilibre depuis plusieurs millénaires avec la végétation, l'atmosphère, l'eau, les organismes vivants, créant de nouvelles conditions environnementales susceptibles d'accélérer la minéralisation de la matière organique. D'autre part la matière organique des sols est naturellement hétérogène, associée à divers compartiments du sol, et présente une sensibilité face à la décomposition qui varie principalement selon ses interactions avec les minéraux et son accessibilité aux décomposeurs (Christensen, 2001; Schmidt *et al.*, 2011).

Dans un objectif de maintien des stocks de COS après déforestation, permettant un usage durable des sols pour l'agriculture et évitant des émissions supplémentaires de gaz à effet de serre, plusieurs questions de recherche émergent. A quelle vitesse se décompose le carbone forestier, sachant que les sols des milieux tropicaux humides sont caractérisés par un recyclage très rapide des éléments chimiques et de la matière organique ? Certains systèmes

de culture peuvent-ils engendrer un nouvel équilibre du carbone du sol qui se maintiendrait à des niveaux satisfaisants ?

Dans le contexte amazonien, nous montrons dans un premier temps que les réponses à ces questions ne sont pas évidentes au vu de la littérature existante, en partie en raison de l'approche par chronoséquence utilisée dans la plupart des études disponibles. Une étude par chronoséquence consiste à mesurer à un instant t les quantités de carbone du sol sur plusieurs surfaces ayant connu un même état de végétation initial. Toutefois par cette approche on introduit une incertitude associée à la variabilité de la couverture pédologique. A l'inverse, l'approche diachronique, considérée plus robuste, consiste à suivre dans le temps le carbone du sol sur une même surface qui subit un changement du mode d'usage ou de gestion.

Cette approche diachronique a été employée ici sur un site expérimental déforesté en Guyane. Dans cette thèse nous nous sommes surtout attaché à analyser les variations de taille de différents compartiments du carbone du sol, plutôt que d'analyser les processus déterminant la stabilisation ou non du carbone du sol. Cette analyse compartimentale, associée à la connaissance des restitutions de carbone par les agrosystèmes, nous permet d'expliquer la trajectoire des stocks de COS jusqu'à 5 ans après déforestation et nous amène à extrapoler à plus long terme les résultats obtenus à l'aide d'outils de modélisation.

Chapitre 1. Analyse de l'évolution des stocks de carbone du sol après déforestation en Amazonie et démarche de la thèse

1. Etat des connaissances et des incertitudes sur la dynamique du carbone du sol en Amazonie après déforestation et mise en culture ¹

1.1. Contexte général et problématique

1.1.a. Carbone organique du sol et changements d'usage des terres

D'après les estimations du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) le secteur de l'agriculture, de la foresterie et les autres usages des terres (AFOLU pour *Agriculture, Forestry and Other Land-Use*) est responsable d'un peu moins d'un quart des émissions anthropogéniques de gaz à effet de serre (IPCC, 2014). Les émissions dues aux changements d'usage des terres (LUC pour *Land-Use Change*) représentent environ la moitié des émissions du secteur AFOLU ($\sim 4,3 - 5,5 \text{ Gt eqCO}_2 \text{ an}^{-1}$) (IPCC, 2014).

Les changements d'usage des terres de type forêt – agroécosystème (écosystème modifié par l'activité agricole, Chesworth, 2008), qui concernent environ $130\,000 \text{ km}^2 \text{ an}^{-1}$ dans les régions tropicales (FAO, 2006) provoquent une émission immédiate vers l'atmosphère du carbone d'une grande partie de la biomasse végétale aérienne des forêts, cette biomasse étant le plus souvent brûlée lors de la déforestation. Cependant l'observation des cycles globaux terrestres montre que les sols sont un réservoir de carbone plus important que la biomasse vivante. Ce réservoir est estimé à 1500 Gt de carbone dans le premier mètre des sols à l'échelle terrestre (Jobbágy & Jackson, 2000; Guo & Gifford, 2002) contre 470 Gt dans la biomasse végétale (Watson *et al.*, 2000). Les échanges de carbone entre les sols et l'atmosphère revêtent donc une importance majeure, les sols pouvant être selon leurs usages des sources ou des puits de carbone. La rupture du cycle du carbone engendrée lors de la déforestation est susceptible d'entraîner une diminution des stocks de carbone organique du sol (COS), en raison de la réduction des apports de carbone au sol (Lal *et al.*, 1997; Smith, 2008) et des vitesses de minéralisation accrues suite à la mise en culture (Balesdent *et al.*, 1998).

Outre l'importance cruciale de la dynamique du COS dans les émissions anthropogéniques de gaz à effet de serre, la matière organique des sols tropicaux joue un rôle majeur dans le maintien des propriétés des sols, et en particulier des sols ferrallitiques (Boyer, 1982). Une diminution drastique des teneurs en matière organique peut accélérer l'érosion (Grimaldi *et*

¹ Cette première partie du chapitre 1 a fait l'objet d'un article soumis à la revue *Global Change Biology* le 20/09/2014 : « From forest to cropland and pasture systems: a critical review of soil organic carbon stocks changes in Amazonia » (Auteurs Fujisaki K., Perrin A-S., Desjardins T., Bernoux M., Balbino LC., Brossard M.)

al., 2003; Rodríguez Rodríguez *et al.*, 2005), la lixiviation des cations du complexe d'échange et dégrader la structure des sols, avec des répercussions néfastes sur la productivité agricole (Stocking, 2003). La déforestation peut augmenter les taux d'érosion hydrique via la dégradation de la structure du sol (Grimaldi *et al.*, 2003), exportant du COS hors des parcelles et appauvrissant le sol (Don *et al.*, 2011).

Dans ce contexte d'enjeux globaux (changement climatique, changements d'usages des terres, sécurité alimentaire) et locaux (conservation des sols à l'échelle de la parcelle et des bassins versants) il est donc crucial de connaître la dynamique des stocks de COS associés à la déforestation et à la mise en culture. Ce type de changement d'usage des terres a aujourd'hui notamment lieu en milieu tropical, dont le bassin amazonien (Figure 1.1 et Figure 1.2).

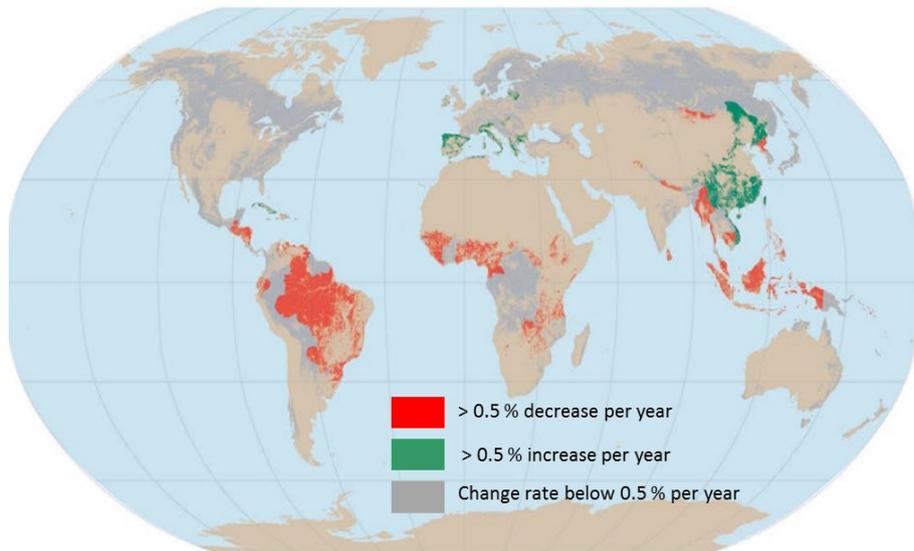


Figure 1.1 : Dynamique des surfaces forestières dans le monde ; classement par pays (FAO, 2006, modifié).

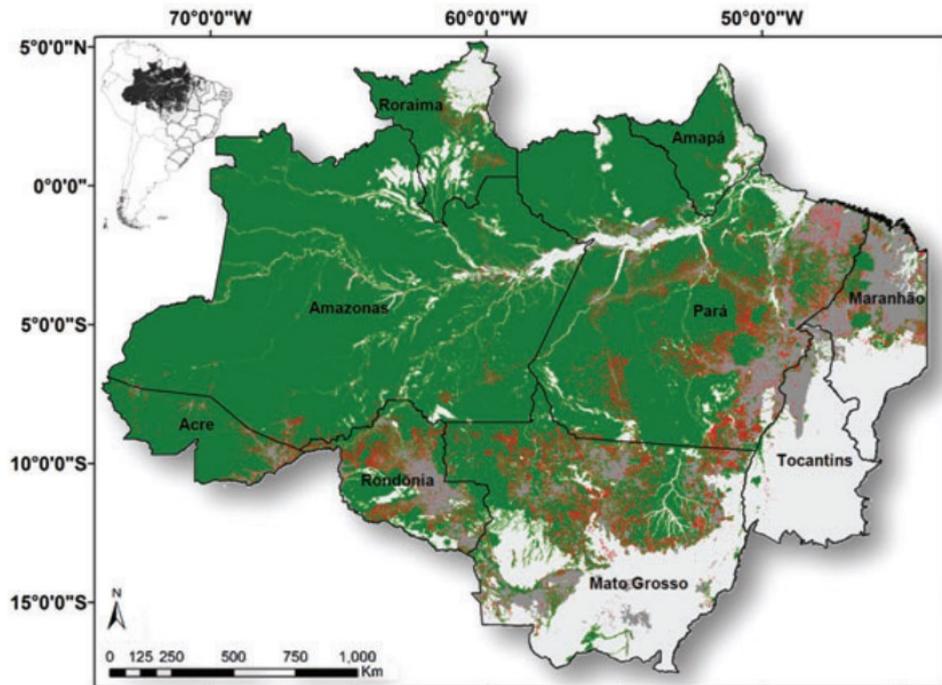


Figure 1.2 : Déforestation en Amazonie brésilienne. Source : INPE/PRODES, présenté dans Aragão *et al.* (2014). En vert est représentée la forêt non perturbée, en rouge les zones déforestées entre 2000 et 2010, en gris foncé les surfaces déforestées avant 2000, en gris clair les zones initialement sans couvert forestier.

Au Brésil, et dans une moindre mesure en Colombie et au Vénézuéla, depuis plusieurs décennies l'Amazonie (Encadré 1) a vu une importante partie de sa surface déforestée au profit de l'élevage bovin extensif à partir des années 60, et plus récemment au profit de cultures annuelles, notamment le soja (Morton *et al.*, 2006). En Amazonie brésilienne, entre 1996 et 2005, Nepstad *et al.* (2009) estiment que le taux de déforestation était de $19\,500\text{ km}^2\text{ an}^{-1}$, représentant entre 0,7 et 1,4 Gt eqCO₂ an⁻¹ émis vers l'atmosphère. Les taux de déforestation ont cependant diminué depuis 2004, atteignant environ $5\,000\text{ km}^2\text{ an}^{-1}$ en 2013 (Nepstad *et al.*, 2014), notamment en raison de politiques visant à réduire la déforestation en Amazonie brésilienne (Figure 1.3).

Encadré 1 : Le biome amazonien

L'Amazonie est un biome constitué de forêt primaire humide non perturbée couvrant 5,3 millions de km², soit environ 40 % des forêts tropicales dans le monde (Eva *et al.*, 2005). Ce biome est stable depuis plusieurs millénaires, mais a néanmoins connu des périodes de sécheresse marquées durant l'Holocène, menant à des transformations de la forêt en savanes aux frontières du biome (Soubiès, 1979; Desjardins *et al.*, 1996; Freitas *et al.*, 2001). L'Amazonie brésilienne, qui représente 75 % du biome amazonien, est considérée comme un puits de carbone, avec un stockage de $+0,30\text{ Gt C an}^{-1}$ entre 1980 et 2004 (Aragão *et al.*, 2014).

Au-delà des impacts sur le cycle du carbone et les sols, la déforestation en Amazonie induit d'importantes perturbations : perte de biodiversité (Dale *et al.*, 1994), fragmentation des habitats (Skole & Tucker, 1993), émissions de particules atmosphériques sulfurées par les brûlis (Fabian *et al.*, 2005), perturbations du cycle naturel du mercure (Carmouze *et al.*, 2001), modification du transport solide des rivières (Farella *et al.*, 2001). A l'échelle globale la déforestation amazonienne induit une modification du climat, avec une diminution des précipitations, une augmentation de l'insolation et une modification du cycle hydrologique par la réduction de la transpiration des arbres (Malhi *et al.*, 2008).

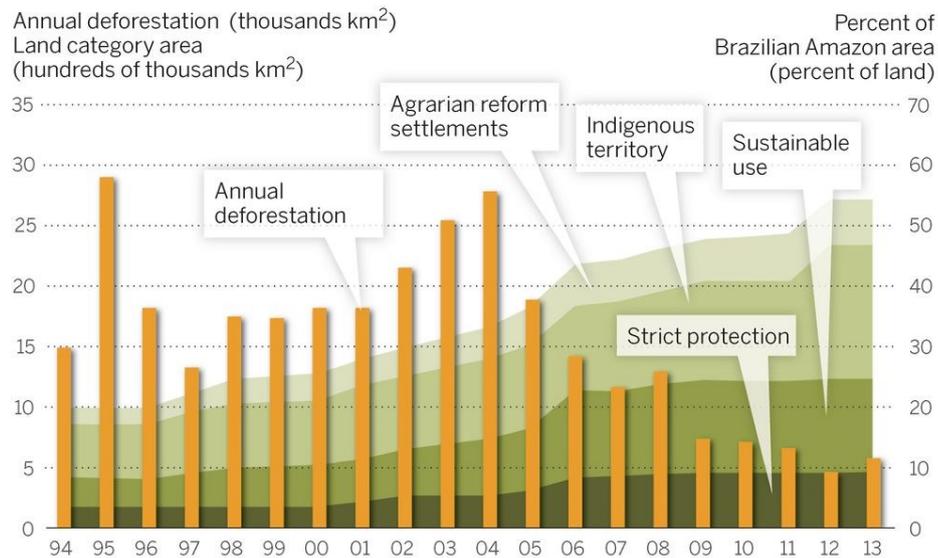


Figure 1.3 : Evolution temporelle des taux de déforestation et des surfaces concernées par des politiques de gestion des zones forestières en Amazonie brésilienne (Nepstad *et al.*, 2014).

1.1.b. Synthèse des méta-analyses existantes

Suite aux changements d'usage des terres, la détermination des pertes ou des gains du carbone du sol se fait généralement en mesurant un bilan de masse du carbone entre plusieurs dates, plutôt qu'en mesurant directement les flux de carbone échangés entre le sol et l'atmosphère (Bellamy *et al.*, 2005; Schulze & Freibauer, 2005). Plusieurs méta-analyses portant sur les stocks de COS après des changements d'usages des terres ont déjà été menées, à l'échelle mondiale, continentale et du biome amazonien (Tableau 1.1). Un survol rapide des résultats de ces méta-analyses met en évidence certaines tendances : les changements de type forêt - cultures mènent généralement à une diminution des stocks de COS, tandis que le bilan est contrasté pour les changements de type forêt - prairies, qui peuvent aboutir selon les méta-analyses à une diminution des stocks de COS (Don *et al.*, 2011), à une augmentation (Guo &

Gifford, 2002), ou à une absence de changement significatif (Murty *et al.*, 2002). Les facteurs expliquant la dynamique des stocks de COS varient également selon les méta-analyses. Pour les prairies pâturées amazoniennes Fearnside & Barbosa (1998) expliquent les tendances observées par la gestion des prairies : les prairies soumises à un « *ideal management* » (non surpâturées, fertilisées) voient leur stock de COS augmenter, tandis que les prairies soumises à un « *typical management* » (sans fertilisation) voient leur stock de COS diminuer par rapport aux valeurs de stock initial ou de la forêt de référence. Qualifier la gestion d'une prairie pâturée n'est cependant pas aisé, ce point sera abordé plus en détail par la suite. Neill & Davidson (2000), toujours à propos des prairies amazoniennes, montrent que plus le stock de COS initial sous forêt est élevé, plus le stock de COS sous prairie diminue. Ils montrent que le type de graminée, choisi en fonction du contexte climatique local, peut influencer la dynamique du COS : les prairies à *Brachiaria brizantha* voient leur stock de COS augmenter par rapport à la forêt, tandis que les prairies à *Brachiaria humidicola* voient leur stock diminuer (Figure 1.4).

Tableau 1.1 : Méta-analyses sur les stocks de carbone organique des sols (COS) après déforestation.

| Auteurs | Echelle | n ^a | Δ Stock COS / % | Prof / cm | Facteurs des Δ Stock COS |
|------------------------------|-----------|---------------------|--|------------------|--------------------------------------|
| Fearnside & Barbosa, 1998 | Amazonie | 10 (Pa) | -17,8 ^c +15 ^d | 20 | Gestion |
| Neill & Davidson, 2000 | Amazonie | 14 (Pa) | +7,3 | 10-20-30 | Espèces graminées Stock COS forêt |
| Guo & Gifford, 2002 | Monde | 170 (Pa) 37 (Cr) | +8 -42 | | PAM ^b |
| Murty <i>et al.</i> , 2002 | Monde | 33 (Pa) 31 (Cr) | +6,4 ± 7,0 -22,1 ± 4,1 | | |
| Don <i>et al.</i> , 2011 | Tropiques | 93 (Pa) 56 (Cr) | -12,1 ± 2,3 -25,2 ± 3,3 | 36 ± 3 36 ± 4 | T°, PAM |
| Eclesia <i>et al.</i> , 2012 | Am. Sud | 27 (Pa) | +0,7 % an ⁻¹ | 20 | Age, PAM |

^a Nombre de comparaisons Forêt – agroécosystème ; (Pa) prairies, (Cr) cultures

^b Précipitations annuelles moyennes (mm)

^c Pâturages avec une gestion « typique »

^d Pâturages avec une gestion « idéale »

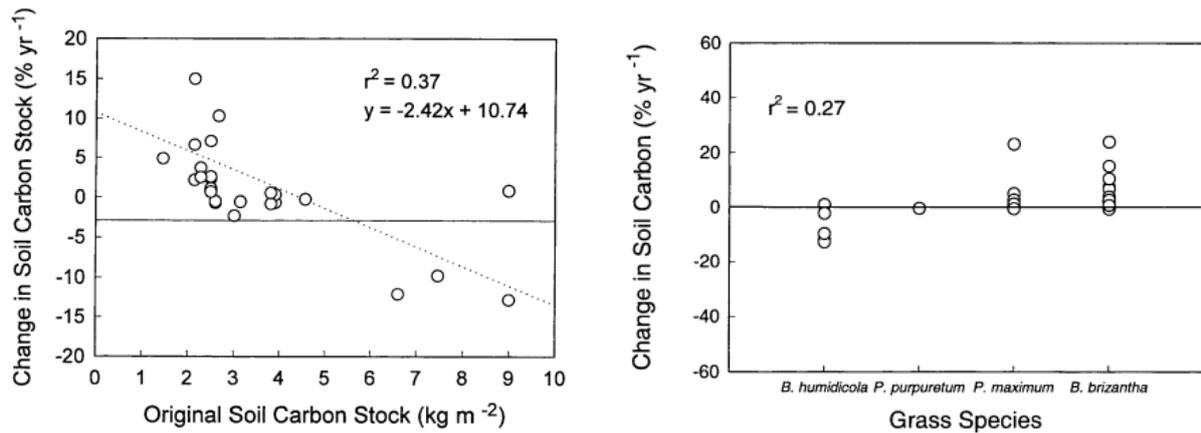
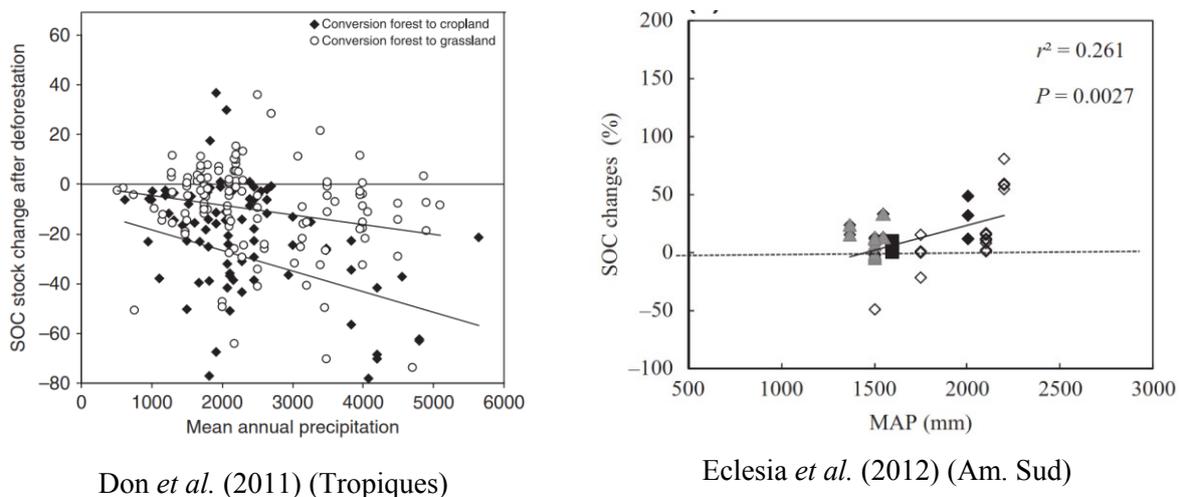


Figure 1.4 : Facteurs de l'évolution des stocks de COS après installation de pâturages en Amazonie (Neill & Davidson, 2000).

A des échelles plus petites, où les contrastes climatiques sont plus importants, les précipitations influencent la dynamique du COS après déforestation, mais cette influence varie selon les méta-analyses. Ecclesia *et al.* (2012) montrent qu'en Amérique du Sud, plus les précipitations annuelles moyennes (PAM) sont élevées (jusqu'à 2250 mm environ), plus les pâturages stockeront du COS après déforestation (Figure 1.5). D'après Guo & Gifford (2002), à l'échelle mondiale, cette relation ne reste valable que jusqu'à 3000 mm de PAM ; au-delà, les stocks de COS auraient plutôt tendance à diminuer par rapport à la forêt. A l'inverse, Don *et al.*, (2011) montrent dans les régions tropicales que plus les PAM et températures sont élevées, plus les stocks de COS seront bas dans les agroécosystèmes (Figure 1.5), en raison de l'augmentation des vitesses de minéralisation de la matière organique pour des climats plus chauds et humides.



Don *et al.* (2011) (Tropiques)

Ecclesia *et al.* (2012) (Am. Sud)

Figure 1.5 : Effet des précipitations sur la dynamique des stocks de COS après déforestation.

Les travaux qui ont étudié l'influence de la teneur en argile du sol sur la dynamique du COS après déforestation s'accordent en revanche sur l'absence d'effet de ce paramètre (Neill & Davidson, 2000 ; Don *et al.* 2011), mettant plutôt en avant les facteurs climatiques et de gestion pour expliquer le devenir des stocks de COS après déforestation.

Don *et al.* (2011) soulignent que dans les zones équatoriales, les études sur la dynamique du COS sont bien plus rares en Asie du sud-est et en Afrique qu'en Amazonie.

Il nous a semblé ici pertinent de mettre à jour l'état des connaissances sur le devenir des stocks de COS à l'échelle de l'Amazonie, pour plusieurs raisons :

- les tendances observées et leurs facteurs varient selon l'échelle considérée (biome, continent, zones tropicales, monde entier). Un focus sur le biome amazonien est de ce point de vue pertinent pour deux raisons : (i) les principaux sols étudiés dans notre review sont des acrisols et ferralsols à minéralogie 1/1, ce qui donne une relative unicité pédologique, alors que dans l'ensemble des tropiques humides les types de sols peuvent être bien plus variables (Don *et al.*, 2011) ; (ii) c'est une région avec des contrastes pluviométriques alors que les variations de températures sont plus réduites à l'échelle spatio-temporelle (Nobre *et al.*, 2009) : on peut ainsi isoler un facteur « pluies » dans l'évolution des stocks après déforestation ;
- comme nous le verrons par la suite, depuis la fin des années 2000 un nombre non négligeable de comparaisons forêt - agroécosystème ont été publiées, qui concernent notamment des systèmes à cultures annuelles. Ces systèmes étaient absents des méta-analyses publiés par Fearnside & Barbosa (1998) et Neill & Davidson (2000) car peu implantés en Amazonie à cette époque ;
- à notre connaissance aucune étude récente n'a synthétisé les données $\delta^{13}\text{C}$ mesurées dans de nombreuses prairies amazoniennes, qui constituent un outil pertinent de l'analyse des dynamiques du COS d'origine forestier et prairial.

Nous avons analysé ainsi l'ensemble de ces travaux afin de :

- déterminer si d'éventuels facteurs pédoclimatiques et/ou de gestions des agroécosystèmes sont responsables de l'évolution des stocks de COS ;
- mettre en évidence les incertitudes associées à la dynamique du COS après déforestation ;
- établir les implications méthodologiques sur les besoins des recherches futures.

1.2. Méthodologie

1.2.a. Délimitation du biome amazonien

L'Amazonie peut-être définie de différentes manières, sur la base de critères écologiques (nature de la végétation), climatiques, topographiques, ou hydrographiques. Pour définir les limites de la zone dans laquelle nous avons sélectionné les travaux de la littérature, nous nous sommes basé sur les travaux de Eva *et al.* (2005) qui ont délimité plusieurs sous-unités de l'Amazonie. Le biome amazonien considéré dans notre méta-analyse regroupe ainsi la forêt primaire de basse altitude des bassins de l'Amazone et du Tocantins (« *Lowland Amazon Basin rainforest* »), le plateau des Guyanes, et le Gurupì. L'ensemble de cette zone est appelée « *Entire Amazon lowland rainforest biome* » par Eva *et al.* (2005). Sont exclues de cette zone les forêts sempervirentes d'altitude situées sur le versant amazonien des Andes (altitude > 800 m, climat plus frais), ainsi que la partie sud et est de l'Amazonie légale brésilienne², bioclimatiquement différente du biome amazonien (climat plus sec, la végétation naturelle n'est pas constituée de forêt primaire humide).

Dans ce biome le climat est équatorial, avec 3 sous-types selon la classification Köppen-Geiger (Peel *et al.*, 2007) : Af (pas de saison sèche), Aw (avec saison sèche) et Am (mousson). Les sols du biome amazonien sont décrits dans l'[Encadré 2](#).

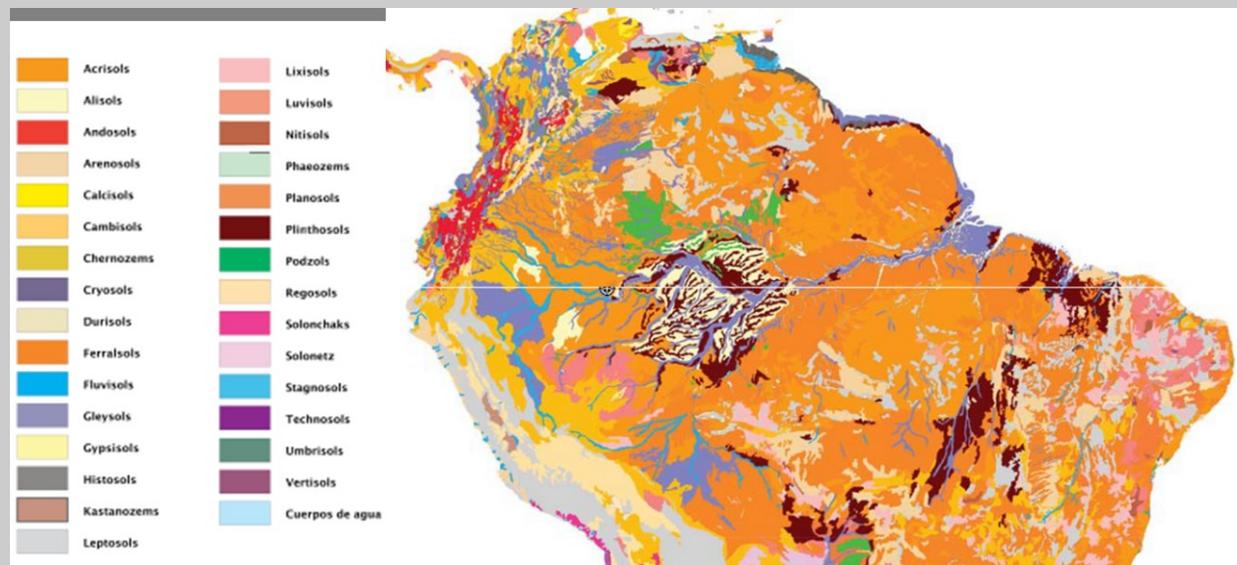
Encadré 2 : Les sols du biome amazonien

A l'échelle du biome, la typologie et les propriétés des sols amazoniens sont principalement liées au climat tropical humide et aux grands ensembles géomorphologiques. Plusieurs ensembles géologiques peuvent être distingués : au nord et au sud de l'Amazonie, les boucliers guyanais et brésiliens constitués de roches plutoniques acides métamorphisées ou non, d'âge précambriens ; au centre (dans la vallée de l'Amazone à l'aval de Manaus) des formations sédimentaires tertiaires liées à l'érosion de ces boucliers, et à l'ouest des formations sédimentaires liées à l'orogénèse andine. L'altération chimique poussée des matériaux rend les sols acides (pH < 5), les carbonates sont absents, et la capacité d'échange cationique dépasse rarement 20 cmol kg⁻¹ (Gardi *et al.*, 2014). L'hydrolyse des minéraux silicatés donne une minéralogie des sols dominée par la kaolinite et les oxy-hydroxydes de fer et d'aluminium. Les sols présentent généralement une texture soit argileuse (> 60 % d'argile), soit intermédiaire (sablo-argileuse, < 40 % d'argile) ou très sableuse, avec dans la plupart des sols très peu de limons dans le squelette, à l'exception des sols de la formation de Solimões. Les types de sols les plus représentés en Amazonie sont les Acrisols et les Ferralsols (IUSS Working Group, 2007), et dans une moindre mesure les Podzols, Plinthosols et Alisols. Les Acrisols (Ultisols dans la classification américaine, Argissolos dans la classification brésilienne) sont principalement distribués dans les boucliers guyanais et brésiliens et sur le piémont andin ; ils se caractérisent par une différenciation texturale avec des teneurs en argile

² L'Amazonie légale brésilienne regroupe les états suivants : Amazonas, Roraima, Rondônia, Acre, Amapa, Pará, Maranhão, Tocantins, et Mato Grosso.

(kaolinite) élevées en profondeur, et une forte désaturation. Les Ferralsols (Oxisols dans la classification américaine, Latossolos dans la classification brésilienne) se trouvent au niveau des boucliers et en Amazonie centrale ; ils sont généralement profonds, très altérés, avec une faible différenciation des horizons. Là encore la minéralogie est dominée par la kaolinite et les oxy-hydroxydes. On trouve des Plinthosols associés à des Alisols sur la formation fluviale de Solimões. On rencontre des Podzols dans le bassin du Rio Negro au nord du bassin amazonien, dont la genèse est liée à la lithologie (dépôts quartzeux non consolidés du Paléozoïque) (Horbe *et al.*, 2004) et au drainage latéral (Do Nascimento *et al.*, 2004) qui induit la transformation progressive et remontante de la podzolisation dans la couverture latéritique (Fritsch *et al.*, 2011). L'appauvrissement des horizons E des podzols en argile, fer et matière organique est lié à la migration de complexes organométalliques qui s'accumulent à la base de cet horizon. A l'échelle de la toposéquence des Ferralsols peuvent être associés aux Podzols selon la position topographique (Ishida *et al.*, 2014). Sur le piémont andin, on rencontre des Cambisols et des Gleysols, aux caractéristiques physicochimiques diverses mais marqués par leur jeune âge pour les Cambisols (rajeunissement par érosion) et par l'hydromorphie permanente pour les Gleysols.

Les teneurs en matière organique des sols sous forêt amazonienne sont globalement corrélées à l'âge et au degré d'altération des sols : plus ceux-ci sont vieux et altérés, plus les teneurs en matière organique sont basses en raison de la diminution des surfaces d'échanges. Dans les régions où dominent les sols très altérés (Ferralsols, Acrisols et Podzols), les eaux de surface sont de couleur noire, caractéristique des matières organiques dissoutes associées aux formes du fer exportées des sols (Allard *et al.*, 2011; Bardy *et al.*, 2011). A l'inverse, dans la partie supérieure du bassin de l'Amazonie dominent les rivières à eaux blanches, liées aux matières en suspension suite à l'érosion du versant andin ; le carbone exporté dans ce cas est en partie associé aux particules mises en suspension (Pérez *et al.*, 2011; Bouchez *et al.*, 2014).



Distribution des sols en Amérique du Sud (Gardi *et al.*, 2014)

1.2.b. Sélection et caractérisation du jeu de données

Nous avons compilé les travaux de la littérature étudiant l'impact de la déforestation/mise en culture sur les stocks de COS. Nous avons retenu les situations où la forêt est remplacée de

manière irréversible par un agroécosystème : cela ne correspond pas toujours à la réalité de la déforestation en Amazonie où de nombreuses surfaces sont concernées par l'agriculture itinérante, avec des cycles cultures-forêts secondaires pluri-décennaux (Nepstad *et al.*, 2009). Ces systèmes traditionnels issus des pratiques amérindiennes de déforestation et mise en culture n'ont pas été analysés ici. Nous avons inclus les travaux présentés dans des rapports techniques (Falesi, 1976), mémoires de master (Melo, 2003) et revues brésiliennes (Salimon *et al.*, 2009). Dans certains cas, les valeurs de stocks de COS n'étaient pas présentées mais pouvaient être calculées à partir des teneurs en COS et des densités apparentes (Janssen *et al.*, 1990). Parfois la totalité des données brutes n'était pas présentée dans l'étude originale, mais les auteurs des études nous les ont fourni (cas des sites Agua Parada et Piquia dans Cerri *et al.*, 2007a, et des sites étudiés dans Desjardins *et al.*, 2004). Nous avons exclu les travaux ayant mesuré les stocks de COS obtenus :

- dans des systèmes agroforestiers (plantations de poivre, palmiers, etc) ;
- à une profondeur inférieure à 20 cm et/ou moins de 3 ans après déforestation ;
- sur des zones en pente, potentiellement affectées par des redistributions latérales de matière (cas d'une partie des pâturages étudiés par Mosquera *et al.* (2012)) ;
- sur des sites doublons (valeurs de stocks pour des comparaisons forêt - agrosystème identiques publiées dans des articles différents) : par exemple les stocks de COS de la fazenda Nova Vida (état du Rondônia, Brésil) ont fait l'objet de diverses publications (Feigl *et al.*, 1995; Cerri *et al.*, 2004; Lisboa *et al.*, 2009) ; pour ce site nous avons utilisé les données présentées dans Neill *et al.* (1997) qui ont mesuré les stocks de COS jusqu'à 30 cm, alors que les études plus récentes sur ces chronoséquences ont analysé les sols jusqu'à 20 cm de profondeur (Cerri *et al.*, 2004; Lisboa *et al.*, 2009).

Les stocks de COS dans les systèmes cultivés sont exprimés à masse constante par rapport au stock présent sous forêt. Suite à la déforestation il est souvent observé que la densité apparente augmente (Grimaldi *et al.*, 1993; Don *et al.*, 2011), nécessitant d'exprimer les stocks de C par rapport à une même masse de sol (Ellert *et al.*, 2007), sans quoi les stocks de COS des agroécosystèmes sont surestimés. Nous avons effectué cette correction des stocks par rapport au changement de densité apparente lorsqu'elle n'avait pas été effectuée dans le travail original. Plusieurs autres variables ont été recueillies : le type de sol, la teneur en argile, l'âge des agroécosystèmes, les précipitations annuelles moyennes, et des informations sur le type et la gestion de l'agroécosystème. La teneur en argile du sol ainsi que les précipitations annuelles n'étaient pas renseignées systématiquement. Pour les sites sans

précipitations renseignées, nous avons utilisé les données compilées par WMO (World Meteorological Organization) présentées dans un fichier SIG³ ; nous avons associé à chaque site sans précipitations renseignées les précipitations annuelles moyennes de la station la plus proche.

1.2.c. Analyse des données

Les données des travaux compilés ont été analysées en prenant pour chaque comparaison forêt - agrosystème le point le plus âgé dans l'agroécosystème, dans le cas où plusieurs âges ont été comparés. Nous avons comparé l'effet de la mise en culture sur les stocks de COS uniquement pour les prairies et pour les cultures annuelles, les autres types d'agroécosystèmes (systèmes mixtes, jachères) étant trop peu représentés. Pour les prairies et les cultures nous avons également tenté d'analyser les facteurs de gestion à partir des données fournies dans les travaux. Pour les cultures, la plupart du temps le seul facteur de gestion renseigné était le travail du sol, bien que non renseigné systématiquement. En revanche, les études portant sur les prairies proposent de nombreuses classifications de leur état de gestion. Nous avons utilisé la classification de Maia *et al.* (2009) : la prairie est considérée comme (i) dégradée en cas de diminution drastique de la productivité fourragère due à l'envahissement par des adventices, ou due à l'érosion des sols ; (ii) nominale si la productivité est modérée tout comme la pression pastorale ($< 1,5$ bovins ha⁻¹), sans qu'il n'y ait d'apport d'intrants ; (iii) « améliorée » si la pression pastorale est modérée, avec apport de fertilisants au sol. Les pâturages des travaux de Cerri *et al.* (2007a), caractérisés comme « *well managed* » sont ici considérés par Maia *et al.* (2009) comme ayant une gestion nominale car non fertilisés. Il est parfois difficile d'établir le niveau de gestion des prairies à partir des informations fournies par les auteurs des études, de plus l'approche par chronoséquence comporte une forte part d'incertitudes sur la connaissance précise de gestion des agroécosystèmes. Nous n'avons pas analysé l'effet des espèces de graminées présentes dans les prairies sur la dynamique du COS comme l'ont fait Neill & Davidson (2000), car cette donnée n'était pas toujours disponible (notamment dans les chronoséquences de Maia *et al.*, 2009). De plus dans certaines chronoséquences les graminées étaient différentes selon l'âge des parcelles échantillonnées (Koutika *et al.*, 1997) ou bien plusieurs espèces cohabitaient au sein d'une même parcelle (Cerri *et al.*, 2007a).

La variation du stock de COS après déforestation a été analysée par des régressions linéaires multiples pour les prairies et pour les cultures en prenant comme variables

³ téléchargé sur <http://www.agteca.com/Projects/Climate/>, consulté le 28/08/2014

indépendantes l'âge de l'agroécosystème, les précipitations annuelles moyennes (PAM) et le stock de COS initial sous forêt. Nous avons également réalisé des matrices de corrélation entre ces variables. Le nombre de mois secs et la teneur en argile n'ont pas été analysés car trop peu renseignés dans notre jeu de données. A l'échelle du biome la température annuelle moyenne varie peu (Nobre *et al.*, 2009), elle n'a donc pas été analysée.

1.2.d. Données isotopiques $\delta^{13}\text{C}$

Les changements d'usage des sols de type forêt – prairies permettent l'utilisation du marquage isotopique naturel par $\delta^{13}\text{C}$, grâce à une transition nette entre une végétation de type C3 (la quasi-totalité des espèces forestières) et une végétation de type C4 (les graminées de la prairie) (Figure 1.6) (Cerri *et al.*, 1985). Il est ainsi possible de mesurer au cours du temps les proportions de carbone d'origine forestier ou prairial présent dans le sol. Pour cela il faut déterminer les rapports isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ de plusieurs types d'échantillons : le sol sous forêt, le sol sous prairie, et les végétations des deux systèmes (Balesdent, 1991).

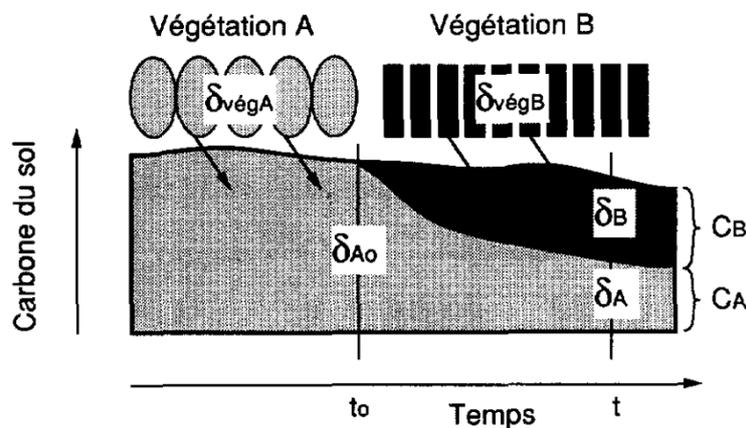


Figure 1.6 : Schéma du remplacement du carbone dans le cas d'un changement de végétation (Balesdent, 1991).

Ces méthodes isotopiques ont été utilisées dans 16 chronoséquences amazoniennes, soit au total 39 points de mesures dans les prairies au total dans les couches 0-20 ou 0-30 cm. Ces données ont été compilées et analysées dans le but d'établir des tendances quant à la décroissance du carbone forestier et son remplacement par le carbone prairial. Nous n'avons pas recalculé pour chaque étude les proportions de carbone forestier et prairial à partir des données brutes car celles-ci n'étaient que rarement disponibles pour faire ces calculs. Nous avons donc extrait des études les quantités de COS forestier et prairial, soit exprimées en %

du stock total ou en t COS ha⁻¹. Pour le COS forestier marqué C3 nous avons exprimé pour chaque date le pourcentage de COS C3 par rapport au stock mesuré au temps t (C3t_x), et le pourcentage de COS C3 par rapport au stock de COS initial sous forêt (C3t₀). Pour le COS prairial marqué C4 nous avons exprimé son accumulation dans le temps en stock de COS « absolu » en t C ha⁻¹.

L'effet des variables âge, PAM, stock de C initial sous forêt, et teneur en argile du sol (disponibles dans toutes ces chronoséquences) a également été testé sur les variables C3t₀ et sur COS-C4 à l'aide de régressions linéaires multiples et de matrices de corrélation, en prenant pour chaque chronoséquence la prairie la plus âgée. Pour le COS marqué C3 nous n'avons pas utilisé le pourcentage de C3t_x car son évolution dans le temps peut-être trompeuse si le stock de COS total sous prairie change par rapport à la forêt. Par exemple, si le stock absolu de COS marqué C3 reste constant suite à la mise en pâturage mais que parallèlement le stock de COS total augmente, le pourcentage de C3t_x diminuera mécaniquement, ce qui ne reflète pas la dynamique réelle du carbone marqué C3.

L'effet de l'état de gestion des prairies sur les dynamiques des pools de carbone forestier et prairial n'a pas pu être analysé, car sur les seize chronoséquences, quatorze comportaient des prairies dites « nominales », et aucune étude n'a été menée sur des prairies dégradées.

1.3. Résultats et discussion

1.3.a. Description du jeu de données

Nous avons ainsi répertorié depuis 1976, 21 études ayant comparé des stocks de COS entre une forêt de référence et un agroécosystème, réparties sur 52 sites en Amazonie (Tableau 1.2). Cela représente 75 comparaisons forêt - agroécosystème, dont 52 comparaisons forêt - prairies et 18 comparaisons forêt - cultures annuelles. La Figure 1.7 montre l'emplacement des 52 sites compilés, dont 49 sont situés en Amazonie brésilienne. Jusqu'au milieu des années 2000 les prairies étaient les systèmes les plus étudiés ; à la fin des années 2000, un nombre non négligeable de comparaisons forêts - cultures ont été publiées, notamment avec les travaux de Maia *et al.* (2010) dans le nord du Mato Grosso. Les prairies étudiées sont quasi-exclusivement pâturées par des bovins. Les cultures annuelles rencontrées sont principalement le maïs, soja, manioc et riz. Parmi les 21 travaux compilés 18 sont des études de chronoséquences (approche dite synchronique) : les stocks de carbone sont mesurés dans un agroécosystème d'âge connu, et comparés à un état de référence (ici la forêt), en supposant

que les conditions initiales (nature et propriétés des sols) sont identiques entre la forêt et l'agroécosystème. Trois études ont utilisé une approche diachronique, où les stocks sont mesurés à différentes dates sur un même site ayant connu différents mode d'usage des terres : Janssen *et al.* (1990) au Surinam, Davidson *et al.* (2008) dans le Pará (Brésil) et Perrin *et al.* (2014) en Guyane française, sur le site qui fait l'objet de ce travail de thèse. Dans la majorité des études compilées la déforestation s'est faite par brûlis, après abattage manuel ou mécanisé de la végétation. Les travaux de Davidson *et al.* (2008) et Perrin *et al.* (2014) ont étudié des agroécosystèmes après déboisement sans brûlis de la végétation.

Les sols des études compilées ici sont pour la plupart des ferralsols (n = 33 sites) et des acrisols (n = 14). Certaines études concernent néanmoins des sols moins représentés en Amazonie : Maia *et al.* (2009) sur deux sites comprenant des sols à argiles 2/1 dans le Mato Grosso, et Melo (2003) sur des lixisols/luvisols dans l'Acre.

Tableau 1.2 : Etudes amazoniennes compilées. Pa = Prairies, Cr = Cultures annuelles, Mix = systèmes mixtes prairies-cultures

| Auteurs | Localisation (Etats brésiliens *) | Usage | Prof. / cm | Nb sites | Nb comp. ^a | Age max | Nb rep. Fo. ^b | Nb rep. Agro. ^c | COS ^d | Δ ^e |
|-----------------------------------|--------------------------------------|-----------|---------------|----------|-----------------------|---------|--------------------------|----------------------------|------------------|----------------|
| (Falesi, 1976) | Pará* | Pa | 20 | 2 | 2 | 11 | | | | |
| (Janssen <i>et al.</i> , 1990) | Surinam | Cr | 20 | 1 | 3 | 12 | 10 | 5 | Rep. | |
| (Cerri <i>et al.</i> , 1991) | Amazonas* | Pa | 20 | 1 | 1 | 8 | 3 | 2 | Rep. | |
| (Desjardins <i>et al.</i> , 1994) | Pará* | Pa | 40 | 1 | 1 | 10 | 1 | 1 | | |
| (Trumbore <i>et al.</i> , 1995) | Pará* | Pa | 100 | 1 | 2 | 23 | 8 | 8 | Comp. | |
| (Koutika <i>et al.</i> , 1997) | Pará* | Pa | 100 | 1 | 1 | 17 | 4 | 4 | Comp. | |
| (Neill <i>et al.</i> , 1997) | Rondônia* | Pa | 30 | 7 | 7 | 81 | 4-5 | 4-5 | Rep. | X |
| (Fujisaka <i>et al.</i> , 1998) | Pará* | Cr Ja | 40 | 1 | 2 | 10 | 10 | 5 | Rep. | X |
| (Bernoux <i>et al.</i> , 1999) | Pará* | Pa | 20 | 1 | 1 | 15 | 3 | 3 | Rep. | X |
| (Melo, 2003) | Acre* | Pa | 100 | 1 | 1 | 20 | 6 | 6 | Rep. | X |
| (Desjardins <i>et al.</i> , 2004) | Pará et Amazonas* | Pa | 20 | 2 | 2 | 15 | 10 | 10 | Comp. | |
| (Cerri <i>et al.</i> , 2007a) | Pará* | Pa | 20 | 4 | 4 | 31 | 4 | 1-4 | Rep. | |
| (Davidson <i>et al.</i> , 2008) | Pará* | Cr Ja | 30 | 1 | 3 | 3 | 2 | 2 | Rep. | X |
| (Salimon <i>et al.</i> , 2009) | Acre* | Pa | 95 | 1 | 1 | 12 | 3 | 3 | Rep. | |
| (Maia <i>et al.</i> , 2009) | Mato Grosso et Rondônia* | Pa | 30 | 13 | 18 | 29 | 5 | 5 | Rep. | |
| (Maia <i>et al.</i> , 2010) | Mato Grosso et Rondônia* | Cr Pa | 30 | 8 | 8 | 26 | 5 | 5 | Rep. | |
| (Carvalho <i>et al.</i> , 2010) | Mato Grosso et Rondônia* | Cr Pa Mix | 30 | 2 | 6 | 15 | 5 | 5 | Rep. | |
| (Mosquera <i>et al.</i> , 2012) | Colombie | Pa | 100 | 1 | 5 | 53 | 16 | 16 | Rep. | X |
| (Souza Braz <i>et al.</i> , 2013) | Pará* | Pa | 20 | 1 | 1 | 15 | 4 | 4 | Comp. | |
| (Frazão <i>et al.</i> , 2013) | Pará* | Pa | 30 | 1 | 1 | 55 | 5 | 5 | Rep. | X |
| (Perrin <i>et al.</i> , 2014) | Guyane française | Cr Pa | 30 | 1 | 3 | 3 | 17 | 24 | Rep. | X |

^a Nombre de comparaisons forêt - agrosystème ; ^{b, c} Nombre d'échantillons prélevés sous forêt et dans l'agroécosystème, ^d Détermination des stocks de COS (analyse des réplicats ou analyse d'un échantillon composite), ^e Présentation de l'incertitude sur les mesures de stocks de COS (X = oui)



Figure 1.7 : Localisation des sites amazoniens compilés dans notre méta-analyse. Fond de carte : GlobCover 2009 (© ESA 2010 and UCLouvain).

1.3.b. Résultats globaux

En moyenne, en considérant l'ensemble des couches du sol, les stocks de COS après déforestation diminuent de $-8,5 \pm 2,9$ % pour les cultures annuelles et augmentent de $6,8 \pm 3,1$ % pour les prairies, ces valeurs étant significativement différentes de 0 (Tableau 1.3). Cela représente une diminution des stocks de COS de $4,5 \text{ t ha}^{-1}$ pour les cultures et une augmentation de $2,2 \text{ t ha}^{-1}$ pour les prairies dans la couche 0-20 ou 0-30 cm. Les prairies ont une réponse plus hétérogène que les cultures (Figure 1.8). L'âge des chronoséquences est plus élevé pour les prairies (17,6 ans contre 8,7 ans pour les cultures), probablement en raison de l'implantation plus tardive des cultures en Amazonie (Aragão *et al.*, 2014)

Tableau 1.3 : Stocks de COS sous forêt, prairies et cultures (couche 0-20 ou 0-30 cm) et variations des stocks de COS après déforestation. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard. Pour les stocks sous forêt $n = 52$, sous cultures $n = 18$ et sous prairies $n = 45$. Pour les variations de stocks de COS après déforestation $n = 18$ sous cultures et $n = 52$ sous prairies.

| | Forêt - Cultures | Forêt - Prairies |
|--|------------------|------------------|
| Stock de COS moyen, couche 0-20/30 cm / t ha ⁻¹ | | |
| Forêt | 47,5 ± 3,4 | 40,5 ± 2,3 |
| Agrosystème | 43,0 ± 3,0 | 42,7 ± 2,4 |
| Variation de stock de COS, toutes couches confondues / % | | |
| Moyenne | -8,5 ± 2,9 | +6,8 ± 3,1 |
| <i>P</i> value <i>t</i> -test < > 0 | 0,006 | 0,016 |
| Minimum | -32,5 | -48,7 |
| Maximum | +15,5 | +54,8 |
| Age (années) | 8,7 ± 1,2 | 17,6 ± 2,8 |

De façon surprenante, la diminution observée par rapport aux valeurs de référence des stocks de COS dans les cultures annuelles amazoniennes est plus faible comparé aux résultats des méta-analyses conduites dans le monde, tous climats confondus (Guo & Gifford, 2000 ; Murty *et al.*, 2002) ou sous les tropiques (Don *et al.*, 2011). L'âge des systèmes considérés pourrait expliquer ces différences : par exemple chez Don *et al.* (2011) l'âge moyen des cultures annuelles étudiées était de 28 ans, pour une diminution des stocks de COS en milieu tropical humide de 32 %. Même si les taux de diminution de COS sont les plus élevés les premières années après déforestation (Davidson & Ackerman, 1993), il est probable que 8 ans après déforestation (l'âge moyen des études compilées ici) le cycle du carbone ne soit pas revenu à l'équilibre, expliquant la diminution relativement faible du COS observée.

Pour les prairies, la tendance amazonienne observée ici (+6,8 ± 3,1 % de stock de COS) est proche de celle observée dans le monde par Guo & Gifford (2002) (+8 %). En revanche nos résultats s'éloignent de ceux de Don *et al.* (2011) qui observaient sous les tropiques une diminution des stocks de COS de 12,1 %, et de ceux de Murty *et al.* (2002) qui ne trouvaient pas de différence significative des stocks de COS après déforestation et installation de prairies.

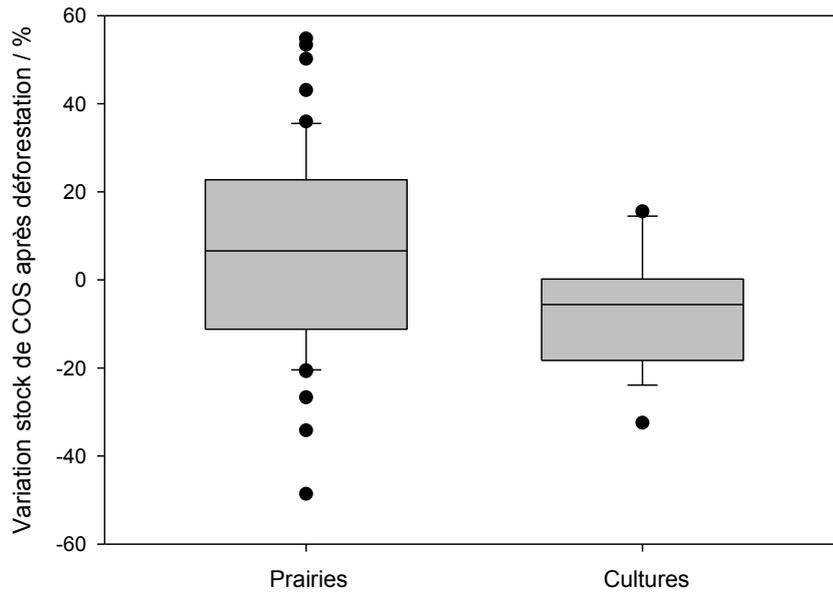


Figure 1.8 : Variabilité des stocks de COS après déforestation (prairies $n = 52$; cultures $n = 18$) toutes profondeurs d'échantillonnage considérées. Les box plots représentent la médiane, les quartiles, les déciles (moustaches) et les outliers.

1.3.c. Effet des variables pédoclimatiques sur la dynamique du COS

L'analyse des variables pédoclimatiques (précipitations, stock de COS sous forêt), testées pour les prairies et les cultures amazoniennes, montre que celles-ci n'influencent pas la dynamique du COS après déforestation. Les régressions linéaires multiples à l'aide des variables pédoclimatiques échouent pour les cultures ; pour les prairies seul l'âge est un facteur significatif de la régression, pour au final un R^2 faible de 0,17 (Tableau 1.4). Les matrices de corrélation effectuées conduisent aux mêmes conclusions (Tableau 1.5).

Tableau 1.4 : Régressions linéaires multiples des variations de stocks de COS dans les prairies ($n = 52$) et cultures ($n = 18$) après déforestation. Les paramètres testés sont le temps après déforestation (Age), les précipitations annuelles moyennes (PAM) et le stock de COS sous forêt (COS_{F_0}).

| Δ stock COS | Paramètre | Valeur | <i>P</i> value |
|--------------------|--------------------------|-------------------|----------------|
| Prairies / % | Y origine | $-20,3 \pm 12,4$ | 0,11 |
| | Age / années | $0,80 \pm 0,23$ | 0,002 |
| | $COS_{F_0} / t\ ha^{-1}$ | $0,12 \pm 0,18$ | 0,49 |
| | PAM / mm | $0,003 \pm 0,007$ | 0,66 |
| | R^2 ajusté | 0,17 | |
| Cultures / % | Y origine | $-5,4 \pm 25,4$ | 0,83 |
| | Age / années | $0,005 \pm 0,01$ | 0,63 |
| | $COS_{F_0} / t\ ha^{-1}$ | $-0,39 \pm 0,55$ | 0,49 |
| | PAM / mm | $-0,22 \pm 0,22$ | 0,34 |
| | R^2 ajusté | 0 | |

Tableau 1.5 : Matrice de corrélation des variables pédoclimatiques dans les prairies et cultures après déforestation.

| | | | |
|--------------------------|--------------------------|----------|-----------------------------|
| Prairies ($n = 52$) | $COS_{F_0} / t\ ha^{-1}$ | PAM / mm | $\Delta COS_{prairie} / \%$ |
| Age / années | -0,130 | 0,039 | 0,424** |
| $COS_{F_0} / t\ ha^{-1}$ | | 0,725*** | 0,136 |
| PAM / mm | | | 0,197 |
| Cultures ($n = 18$) | $COS_{F_0} / t\ ha^{-1}$ | PAM / mm | $\Delta COS_{prairie} / \%$ |
| Age / années | -0,021 | 0,017 | 0,010 |
| $COS_{F_0} / t\ ha^{-1}$ | | -0,137 | -0,203 |
| PAM / mm | | | -0,187 |

Coefficients de corrélation de Pearson *r*

*** $P < 0,0001$, ** $P < 0,01$

Ces résultats contrastent en plusieurs points avec la littérature existante.

En Amazonie, Neill & Davidson (2000) montraient que plus le stock de COS sous forêt était élevé, plus le stock sous prairie risquait de diminuer (Figure 1.4), constat également partagé par Holmes *et al.* (2006). Mais dans les résultats présentés par Neill & Davidson (2000), les résultats de variations de stock étaient exprimés en $t\ COS\ ha^{-1}\ an^{-1}$ et ils incluaient des pâturages très jeunes (< 2 ans) : dans ces systèmes en déséquilibre les variations annuelles

du COS pouvaient donc être très importantes. En actualisant les données amazoniennes et en considérant les pâturages âgés de plus de 3 ans, la corrélation disparaît (Figure 1.9). Cette absence de corrélation entre le stock de COS sous forêt et la variation du stock de COS dans les prairies est finalement en accord avec les travaux qui ont montré l'absence d'effet de l'argile dans la dynamique du COS après déforestation (Davidson & Ackerman, 1993; Don *et al.*, 2011). En effet on peut supposer que les sites ayant des stocks de COS élevés sous forêt présentaient des teneurs en argile importantes, sans que cela n'impacte la dynamique du COS dans les prairies installées, en tout cas aux pas de temps analysés.

Les pertes ou les gains de COS dans les prairies ne sont pas corrélés aux précipitations annuelles moyennes (PAM), malgré un large éventail des PAM sur les sites amazoniens compilés, comprises entre 1500 et 3750 mm (Figure 1.9). Comme nous l'avons vu précédemment, la littérature à ce sujet est contradictoire. *Eclesia et al.* (2012), dont la méta-analyse comprend un éventail de PAM allant de 1400 à 2300 mm environ, avancent l'idée que la productivité primaire dans les prairies augmente avec les précipitations. Guo & Gifford (2002) montrent qu'au-delà de 3000 mm de PAM, les stocks de COS décroissent dans les pâturages et émettent l'hypothèse que cela serait dû à l'érosion hydrique plus marquée qui exporterait du COS hors des parcelles.

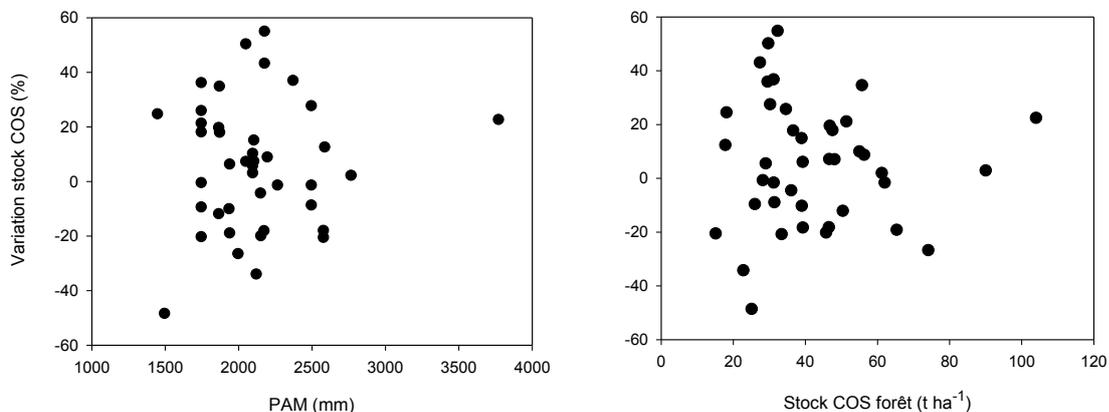


Figure 1.9 : Effet des précipitations annuelles (PAM) et du stock de COS sous forêt sur la variation du stock de COS après déforestation et mise en prairie.

1.3.d. Effet de la gestion des agroécosystèmes sur la dynamique du COS

Nous avons vu que les facteurs pédoclimatiques ne semblaient pas influencer pas la dynamique du COS après déforestation : les facteurs de gestion apparaissent donc essentiels pour expliquer la diminution ou l'augmentation des stocks de COS.

Pour les prairies, la classification du mode de gestion en dégradé / nominal / amélioré conduit aux résultats suivants : en moyenne le stock de COS diminue dans les prairies dégradées de $0,5 \pm 7,3$ % ($n = 15$) et augmente dans les prairies nominales et améliorées respectivement de $10,3 \pm 4,5$ % ($n = 22$) et $11,9 \pm 4,0$ ($n = 12$). Cependant nous n'observons pas de différence significative des moyennes de variation de COS entre les modes de gestion avec le test non-paramétrique de Kruskal-Wallis ($P = 0,254$), et les 3 modes de gestion comprennent des situations où les stocks augmentent et où les stocks diminuent (Figure 1.10).

Les prairies dégradées ont la distribution la plus hétérogène, qui peut s'expliquer par la grande diversité des situations où la productivité de la graminée fourragère diminue. D'un côté, si la prairie est surpâturée et/ou subi une forte érosion hydrique, il est probable que le stock de COS diminue en raison d'apports de COS réduits et/ou en raison de perte de COS par érosion. En revanche, des prairies envahies par des adventices ou des recrûs forestiers peuvent stocker du COS grâce à ces apports aériens et racinaires non exportés par le bétail. Au final la notion de dégradation d'une prairie est établie sur la base de critères agronomiques, ce qui ne s'accorde pas toujours avec une évaluation du cycle du carbone du sol dans ce contexte.

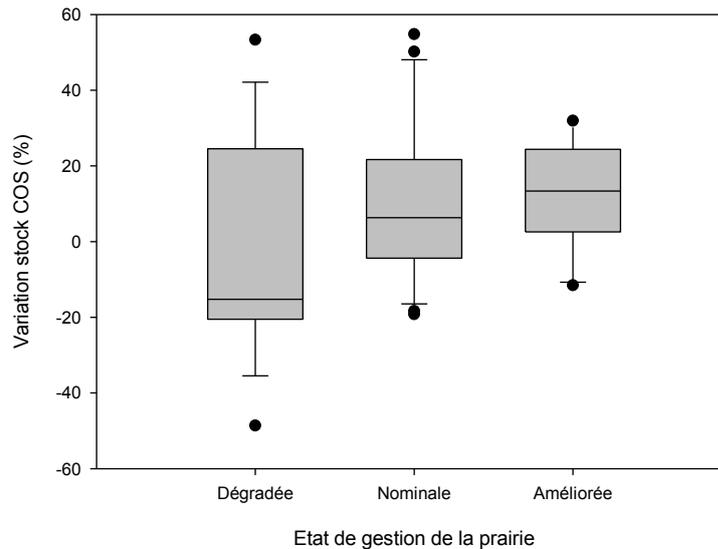


Figure 1.10 : Effet du type de gestion des prairies sur la variation du stock de COS après déforestation. Les box plots représentent la médiane, les quartiles, les déciles (moustaches) et les outliers. $n = 15$ pour les prairies dégradées, $n = 22$ pour les nominales, et $n = 12$ pour les améliorées.

Curieusement, les gains de COS maximaux sont moins élevés dans les prairies améliorées que dans les prairies nominales ou dégradées (Figure 1.10). Il est possible que la fertilisation des prairies augmente la minéralisation du COS et donc fasse diminuer les stocks de COS, cependant sur 4 des prairies améliorées le stock de COS était mesuré jusqu'à 100 cm de profondeur (Mosquera *et al.*, 2012), ce qui peut sous-estimer les gains de COS comparé à un échantillonnage plus superficiel jusqu'à 20 ou 30 cm.

Dans le cas des cultures annuelles l'interprétation des résultats au regard du travail du sol n'est pas aisée. Dans 14 comparaisons sur 19 les stocks de COS diminuent après déforestation, mais on retrouve dans ces comparaisons à la fois des systèmes avec et sans travail du sol (Figure 1.11). Néanmoins nous n'avons jamais rencontré une augmentation des stocks de COS après déforestation dans des systèmes où le sol est travaillé.

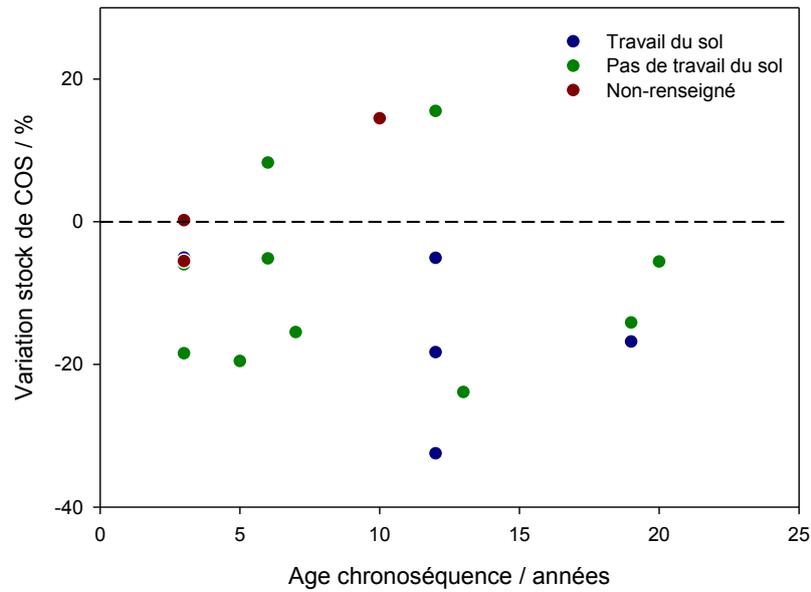


Figure 1.11 : Effet du travail du sol sur la dynamique du COS dans les comparaisons forêt - cultures.

1.3.e. Données isotopiques $\delta^{13}C$

Suite à la déforestation, la dynamique du stock de COS forestier marqué C3, exprimé par rapport au stock total aux dates t, se caractérise sans surprise par une diminution au cours du temps (Figure 1.12), que nous pouvons ajuster à l'aide d'un modèle de décroissance exponentielle d'ordre 1, $y = a \exp^{(-kt)}$, avec un $k = 0,0267$ ($R^2 = 0,29$), soit une demi-vie de 26 ans. Cette tendance devrait néanmoins être confirmée par des données expérimentales au-delà de 25 ans, actuellement rares. Cependant si l'on exprime la dynamique du stock de COS C3 exprimé par rapport au stock initial sous forêt (ce dernier étant supposé constitué à 100 % de carbone originaire de plantes C3), nous observons une très mauvaise organisation des points, avec l'impossibilité d'ajuster une fonction décroissante (Figure 1.13). Dans certaines prairies, le stock de COS C3 est même supérieur au stock initial mesuré sous forêt. On peut expliquer cela par la présence de souches en cours de décomposition, de recrûs forestiers et d'adventices marquées C3 présentes dans les prairies, qui enrichissent le carbone du sol et masquent la dynamique du carbone C3 natif du sol.

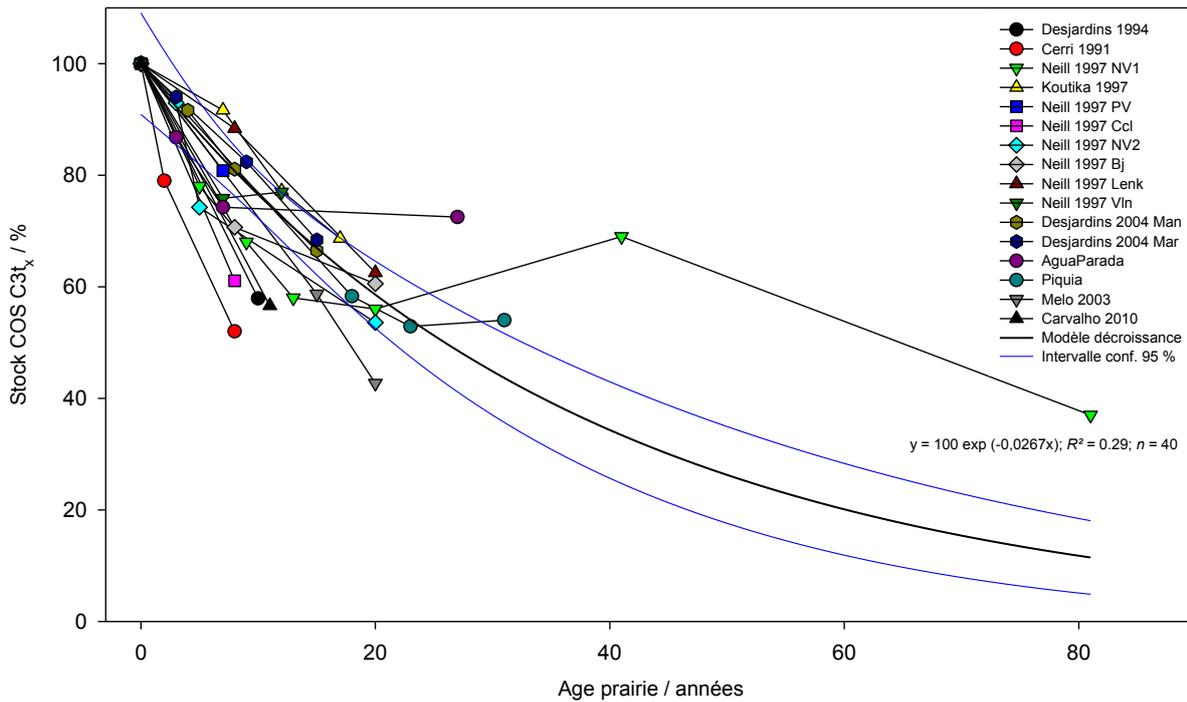


Figure 1.12 : Décroissance du COS forestier $C3t_x$ dans les prairies.

D'un autre côté, l'accumulation du COS prairial marqué C4, exprimée en $t\ ha^{-1}$ est organisée de façon plus cohérente (Figure 1.13). Un modèle d'accumulation avec un maximum a été ajusté, qui donne un plateau de $21,2\ t\ C\ ha^{-1}$ atteint au bout d'une vingtaine d'années ($R^2 = 0,40$). Là encore nous manquons de données au-delà de 20 ans pour pouvoir confirmer cette tendance.

L'influence des variables pédoclimatiques sur la dynamique du carbone marqué C3 et C4 s'avère peu concluante (Tableau 1.6). Le pourcentage de carbone $C3t_0$ ne s'explique par aucun des facteurs testé. De l'autre côté, l'accumulation du carbone C4 sera positivement corrélé à l'âge de la chronoséquence, ce qui n'est pas surprenant compte tenu du jeune âge des prairies échantillonnées, qui n'ont pas encore atteint un état d'équilibre au niveau du carbone du sol. De façon plus surprenante, plus le stock de COS sous forêt est élevé, plus l'accumulation de COS prairial sera importante. Cela pourrait s'expliquer par le fait que les stocks de COS élevés rencontrés sous forêts sont liés à des variables pédoclimatiques qui favorisent la productivité primaire tout en modérant les vitesses de minéralisation du COS. Cette hypothèse n'est pas vérifiable au regard des données disponibles, cependant l'argile et les PAM n'influencent pas l'accumulation du carbone C4, et nous avons vu précédemment que le stock total de COS dans les prairies ne dépendait pas du stock de COS sous forêt.

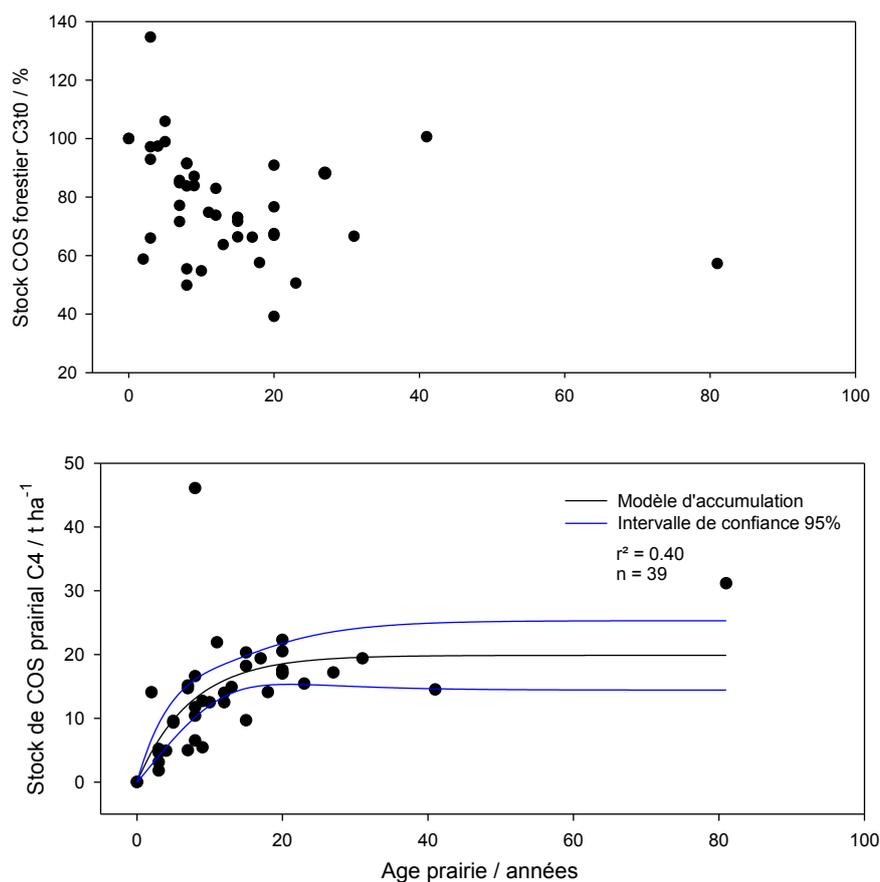


Figure 1.13 : Dynamique du COS marqué C3t0 (carbone forestier) et C4 (carbone prairial) dans les prairies.

Tableau 1.6 : Régressions linéaires multiples du COS C3t0 et C4

| Variation COS | Paramètre | Valeurs | P value |
|--------------------------------|--|--------------|---------|
| COS-C3t0 / % | Y origine | 94,0 ± 45,6 | 0,064 |
| | Argile / % | 0,23 ± 0,22 | 0,33 |
| | PAM / mm | -0,01 ± 0,02 | 0,70 |
| | Age / années | -0,12 ± 0,24 | 0,63 |
| | COS _{F0} / t ha ⁻¹ | -0,36 ± 0,39 | 0,38 |
| | R ² ajusté | 0 | |
| COS-C4 / t ha ⁻¹ | Y origine | 10,0 ± 20,6 | 0,638 |
| | Argile / % | -0,20 ± 0,10 | 0,083 |
| | PAM / mm | -0,01 ± 0,01 | 0,452 |
| | Age / années | 0,27 ± 0,11 | 0,031 |
| | COS _{F0} / t ha ⁻¹ | 0,65 ± 0,18 | 0,004 |
| | R ² ajusté | 0,47 | |

1.4. Discussion générale et perspectives

1.4.a. Dynamique du COS dans les prairies et cultures annuelles

La synthèse des données disponibles sur le devenir des stocks de COS après déforestation et installation de cultures annuelles et de prairies en Amazonie met en avant plusieurs faits. Les stocks de COS ont plutôt tendance à diminuer sous cultures (-8,5 %) et à augmenter sous prairies (+6,8 %). Ces tendances peuvent s'expliquer par les faibles restitutions en carbone des cultures annuelles comparées aux forêts naturelles (Lal *et al.*, 1997) ainsi que par la déprotection du carbone forestier lors de la mise en culture (Mann, 1986). De l'autre côté le stockage de COS dans les prairies est favorisé par l'activité racinaire importante des graminées, qui apporte des quantités importantes de carbone au sol (Fisher *et al.*, 1994; Guo & Gifford, 2002; Guo *et al.*, 2007).

Mais au-delà de ces généralités communément admises, notre synthèse spécifique à l'Amazonie met en avant la difficulté à interpréter la forte hétérogénéité du devenir des stocks de COS après déforestation. Malgré de forts gradients pédoclimatiques au sein du biome concernant les précipitations, la teneur en argile, et les stocks de COS sous forêt, aucun de ces facteurs n'explique la trajectoire des stocks de COS après déforestation. D'autres méta-analyses conduites aux échelles continentale ou planétaire montraient que ces facteurs pédoclimatiques pouvaient influencer la dynamique du COS. Cependant les analyses peuvent être contradictoires si l'on change d'échelle spatiale, et les processus qui expliquent le rôle de ces facteurs pédoclimatiques ne sont pas clairement explicités, particulièrement en milieu tropical.

L'analyse des pratiques de gestion des agroécosystèmes apparaît alors pertinente pour déterminer le devenir du COS. Cependant, dans notre zone d'étude, la majorité des travaux n'ont pas été menés sur des stations expérimentales, ce qui rend difficile la connaissance précise des rotations, des restitutions organiques, des fertilisations, des travaux du sol, etc. Ainsi le seul facteur testé ici est le travail du sol, qui provoque une sur-minéralisation de la matière organique des sols liée à la rupture des agrégats du sol (Balesdent *et al.*, 2000) et qui pourrait donc faire diminuer les stocks de COS comparé à des systèmes sans travail du sol. Malgré cela les différences de stockage de COS dans les systèmes avec ou sans travail du sol, ne peuvent s'expliquer que par les différences de restitutions en carbone dans ces systèmes, généralement plus élevées dans les systèmes sans travail du sol (Virto *et al.*, 2012). Dans notre jeu de données les restitutions en carbone sont inconnues (excepté Perrin *et al.*, 2014 et dans une moindre mesure Davidson *et al.*, 2008), rendant difficile l'interprétation du devenir

des stocks. De plus les systèmes avec travail du sol ont pu subir des pertes de sol par érosion hydrique, obscurcissant d'avantage l'éventuel effet du travail du sol sur l'accélération de la minéralisation du COS.

Il est également difficile d'évaluer l'impact de la gestion des prairies sur le devenir des stocks de carbone. La classification retenue en trois états de gestion (dégradé/nominal/amélioré) ne donne pas de résultats significativement différents. Au mieux on peut affirmer que les prairies surpâturées risquent de perdre du COS, tandis que des prairies fertilisées et avec des chargements en bétail modérés verront leur stock de COS augmenter, ou au pire des cas, diminuer de moins de 10 %. Les données isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ n'apportent pas d'explication supplémentaire sur la dynamique du COS après déforestation : les dynamiques du carbone forestier et prairial présentent des hétérogénéités très fortes à l'échelle du biome amazonien, difficilement interprétables en termes pédoclimatiques ou de gestion (la majorité des études concernait des prairies nominales). Nous notons cependant que l'accumulation du carbone prairial s'organise dans le temps de façon plutôt cohérente (croissance avec un maximum à 20 t COS ha⁻¹) tandis que la décroissance du carbone forestier est chaotique quand on l'exprime par rapport au stock de COS sous forêt, probablement en raison de la pollution du signal par l'apport de carbone C3 issu des souches en cours de décomposition, des adventices et des recrûs forestiers.

1.4.b. Qualité de la donnée, incertitudes

L'hétérogénéité des données sources est inhérente aux méta-analyses, d'autant plus si les recherches considérées se sont étalées sur plusieurs décennies comme c'est le cas ici. Nous avons volontairement sélectionné les travaux avec un filtre assez large, dans le but de maintenir la meilleure représentativité des tendances à l'échelle du biome, mais également car l'hétérogénéité des données sources permet de discuter les pratiques méthodologiques des études de la dynamique du COS suite à des changements d'usage des terres. La plupart des comparaisons forêt - agroécosystème se sont faites sur 20 ou 30 cm de profondeur : cette différence de profondeur selon les études a pu obscurcir les résultats obtenus en augmentant l'incertitude des réponses du COS ; d'autre part le GIEC recommande de comparer les stocks de COS sur 30 cm de profondeur au minimum (Penman *et al.*, 2003). La représentativité de l'échantillonnage peut dans certains cas être discutée : certaines chronoséquences ont été faiblement échantillonnées, et/ou la mesure des stocks de COS a porté sur un échantillon composite (Tableau 1.1). Toutes les études ne fournissent malheureusement pas l'incertitude

sur la mesure des stocks de COS, qui est utile pour juger d'éventuelles différences entre modes d'usage ou de gestion des terres.

Le point crucial concernant la représentativité des mesures dans notre méta-analyse est le fait que la quasi-totalité des comparaisons forêt - agrosystèmes a été effectuée via des chronoséquences. Dans ce genre de situations les propriétés des sols des parcelles sous forêt et sous prairie peuvent parfois être différentes, ce qui augmente l'incertitude associée au devenir des stocks de COS après déforestation. Par exemple dans l'étude de Frazão *et al.* (2014) il y a 8 % d'argile de différence entre le sol sous forêt et sous prairie ; ces auteurs ont corrigé la valeur de stock de COS sous prairie en utilisant une méthode établie par Moraes *et al.* (1996), considérant que les stocks de COS sont corrélés à la teneur en argile à une échelle régionale (Feller *et al.*, 1991). Ce genre de correction est discutable et nous n'en avons pas tenu compte dans le recueil des données, car s'il y a bien une corrélation entre le stock de COS sous forêt et l'argile en Amazonie (Figure 1.14), celle-ci est surtout liée à la présence de deux pôles texturaux avec peu de cas intermédiaires. Une correction de la variation des stocks basée sur la relation COS-argile peut être acceptable si la relation a été établie sur une unité pédologique cohérente, mais dans le cas contraire une telle correction apparaît risquée compte tenu de la forte variabilité à l'échelle régionale de la relation COS-argile au sein d'un pôle textural.

Dans les *Cerrados* (savanes arborées) au Brésil, Costa Junior *et al.* (2013) ont montré que l'approche par chronoséquence surestimait le stockage de COS après un changement d'usage du sol, et se révélait moins précise qu'une approche diachronique. D'après ces auteurs la variabilité des propriétés des sols ainsi que la gestion des sites pendant et à la suite de la déforestation expliquent ces différences entre les deux approches. L'efficacité du brûlis, les quantités de souches restant au sol, la mise en place de cultures annuelles avant l'implantation de la prairie, la fréquence de brûlis des prairies, sont autant de paramètres qui peuvent varier à l'échelle du biome mais également à l'échelle de la chronoséquence, contribuant à la forte incertitude observée sur la dynamique du COS après déforestation.

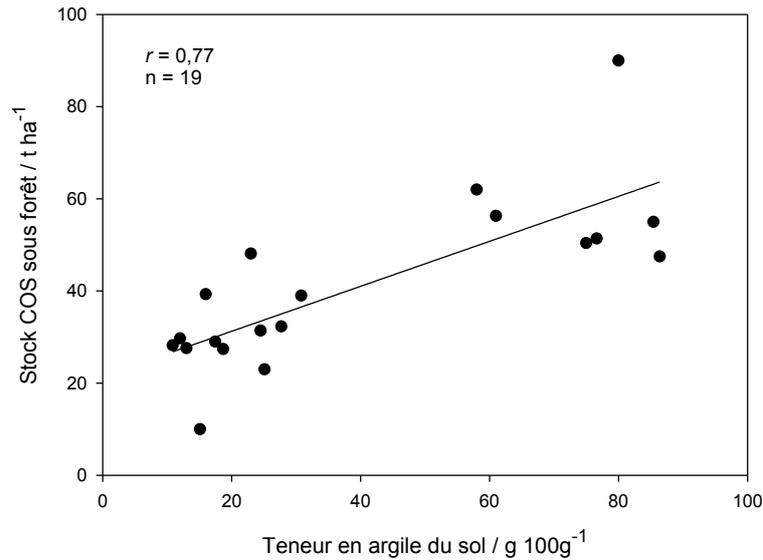


Figure 1.14 : Influence de l'argile sur le stock de COS sous forêt, sur la couche 0-20 ou 0-30 cm. Le r correspond au coefficient de corrélation de Pearson.

Lors de l'utilisation des données isotopiques, aux incertitudes évoquées précédemment s'ajoutent les incertitudes liées au calcul des proportions de carbone d'origine forestier et prairial. Ces proportions sont calculées à l'aide de l'Équation 1.1 et de l'Équation 1.2 adaptées de Bernoux *et al.* (1998) :

$$C_p = C_t \times \frac{\delta t - \delta_{ref}}{\delta P - \delta F} \quad \text{Équation 1.1}$$

$$C_f = C_t - C_p \quad \text{Équation 1.2}$$

avec : C_p la quantité de carbone prairial, C_f la quantité de carbone forestier, C_t la quantité de carbone total, δt la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ du sol sous prairie, δ_{ref} la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ du sol sous forêt à la même profondeur, δP la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ de la végétation prairiale et δF la valeur de $\delta^{13}\text{C}$ de la végétation forestière. Dans les études compilées nous avons relevé que pour l'Équation 1.1, si la valeur de δF varie peu selon les études (entre -28 et -29 ‰), les valeurs de δF sont bien plus variables. En effet les différentes graminées utilisées dans les prairies ont intrinsèquement des $\delta^{13}\text{C}$ variables entre elles, mais plus important, les $\delta^{13}\text{C}$ varient également selon le type d'échantillon considéré avec au final une différence dans les valeurs de $\delta^{13}\text{C}_p$ qui atteint plus de 4 ‰ (Tableau 1.7). L'incertitude sur cette valeur se répercute de façon importante sur la quantification de C_p . Par exemple, une différence de 3 ‰ associée à δP , si $\delta t = -20$ ‰ et $C_t = 40$ t ha⁻¹ donne une différence d'estimation de 4,6 t ha⁻¹ pour la valeur de C_p , soit plus de 10 % du stock total moyen rencontré sous prairie. Au vu de ces variations la

détermination de δP est primordiale, avec un choix important à faire entre litière et végétaux frais ; or dans plusieurs travaux une valeur par défaut de δP a été utilisée (Neill *et al.*, 1997). Cette incertitude sur la détermination de C_p est d'autant plus importante si la chronoséquence comprend des parcelles avec différentes graminées en leur sein.

Tableau 1.7 : $\delta^{13}C$ de la végétation prairiale dans quelques études amazoniennes.

| Graminée | Auteur | Partie | $\delta^{13}C_p$ (‰) |
|------------------------------|-----------------------------------|----------|----------------------|
| <i>Pennisetum purpureum</i> | (Desjardins <i>et al.</i> , 1994) | Feuilles | -11,20 |
| | | Racines | -13,00 |
| <i>Brachiaria brizantha</i> | (Moraes <i>et al.</i> , 1996) | Litière | -14,30 |
| <i>Panicum maximum</i> | (Moraes <i>et al.</i> , 1996) | Litière | -15,49 |
| <i>Brachiaria humidicola</i> | (Desjardins <i>et al.</i> , 2004) | Feuilles | -12,20 |
| | | Racines | -12,40 |

1.4.c. Quels besoins pour les recherches futures ?

Au regard de notre méta-analyse plusieurs implications méthodologiques émergent pour dissiper certaines incertitudes associées à la dynamique du COS après déforestation en Amazonie, et certainement valables pour d'autres régions du globe. Il existe un fort besoin d'études diachroniques, qui éliminent une grande partie des incertitudes liées à la variabilité des sols et à la gestion humaine des agroécosystèmes. Ce type d'approche est cependant plus coûteux qu'une approche synchrone, et demande plus de temps pour obtenir des résultats valorisables.

L'âge des chronoséquences forêt - cultures annuelles est assez faible en Amazonie (environ 8 ans en moyenne), il est probable que le COS dans ce contexte n'ait pas atteint un état d'équilibre : des résultats pour des cultures plus âgées sont nécessaires pour mieux évaluer les pertes de COS associées à la mise en culture. Concernant les prairies, il y a un besoin d'études menées sur une période supérieure à 20 ans associées, à des mesures isotopiques afin de déterminer quelle est la capacité maximale de stockage du COS prairial sur le long terme.

Peu d'études en Amazonie ont déterminé les stocks de COS après déforestation dans les couches profondes du sol (10 comparaisons sur 75). Pourtant les sols en Amazonie sont souvent profonds, et la dynamique du COS peut être affectée par la déforestation au-delà de 20 ou 30 cm. La prise en compte d'une épaisseur échantillonnée de 100 cm plutôt que 30 cm

peut faire changer de façon importante la variation des stocks de COS suite à la déforestation (Salimon *et al.*, 2009). Dans les couches profondes du sol, le bilan des pertes (minéralisation du COS natif profond et décomposition des racines forestières) et des gains (flux de carbone racinaire, supposés importants sous prairie) de COS est dans l'ensemble mal connu en Amazonie.

Enfin il existe un manque cruel de données sur la gestion des agroécosystèmes suite à la déforestation dans les études sur les stocks de COS. Ces données de gestion sont fondamentales pour modéliser les évolutions des stocks de COS dans le temps. Ces données concernent les pratiques à court terme de la gestion du site : méthode de déforestation, efficacité du brûlis, présence de souches sur les parcelles, pertes de sol par érosion hydrique, nombre éventuel de cycles de cultures avant l'installation d'une prairie, qui vont déterminer la dynamique à court terme du COS. Sur des pas de temps plus longs, dans les cas des cultures annuelles, la connaissance de l'intensité des rotations culturales sur les parcelles et des quantités de restitutions organiques par les résidus de culture améliorerait grandement les estimations de pertes de COS auxquelles on peut s'attendre suite à la mise en culture. Une comparaison des systèmes avec ou sans travail du sol nécessite également de prendre en compte ces données de restitution de carbone au sol (Virto *et al.*, 2012). Dans le cas des prairies, des recherches seraient nécessaires pour déterminer quels sont les facteurs de gestion responsables de la forte amplitude des dynamiques du COS observées, ce qui permettrait d'aller au-delà d'une classification actuelle des états de gestion peu pertinente pour expliquer la trajectoire des stocks de COS après déforestation.

2. Démarche de la thèse

2.1. Système étudié, questions de recherche

2.1.a. Originalité du site d'étude dans le contexte amazonien

Nous avons vu dans les sections précédentes qu'en Amazonie, des incertitudes demeuraient sur la dynamique du COS après déforestation, et que la conception des études obscurcissait parfois la clarté de la qualité des résultats. Dans le travail présenté ici nous avons étudié un site en Guyane appelé Combi, dont la conception est unique en Amazonie, et permet de lever certaines incertitudes évoquées précédemment, apportant une meilleure robustesse aux résultats obtenus. En effet, sur ce site dédié géré par le CETIOM, une étude diachronique a été réalisée, où les sols ont été échantillonnés avant déboisement et suite à la mise en culture. De plus, grâce au suivi agronomique du site les restitutions aériennes de matière sèche apportées au sol sont connues. Trois systèmes de cultures ont été implantés un an après déforestation : une prairie permanente de fauche et deux systèmes à rotation maïs/soja avec ou sans travail du sol. Une des particularités de ce site expérimental est que le déboisement a été mené sans brûlis, avec restitution au sol d'importantes quantités de végétation forestière broyée dans le but d'améliorer les propriétés physico-chimiques des sols. Nous disposons d'échantillons de sol prélevés régulièrement au cours du temps, et au plus tard 5 années après déforestation. Dans le contexte amazonien, ce site nous paraît particulièrement pertinent pour étudier la dynamique du COS après déforestation car :

- l'homogénéité du site et l'approche diachronique permettent de lever une grande partie des problèmes d'hétérogénéité des sols rencontrés dans les chronoséquences ;
- la connaissance des apports de carbone (tout du moins aériens) au sol permet de comparer des systèmes de cultures au regard des restitutions en carbone ;
- les données concernant les itinéraires techniques du déboisement et des cultures, couplées à des mesures de stocks les premières années après déforestation permettent d'explicitier la dynamique à court terme du COS ;
- au final la connaissance de la gestion du site permet l'utilisation d'outils de modélisation (modèle RothC) pour simuler la dynamique des stocks de carbone.

La conception de ce site d'étude ne permet pas néanmoins de répondre à certaines questions. D'une part, l'impact du mode de déboisement sur la dynamique du COS ne peut être spécifiquement étudié, car nous ne disposons pas d'une comparaison sur le même site de parcelles déboisées avec plusieurs méthodes, dont la déforestation avec brûlis qui est la plus

couramment pratiquée en Amazonie. Sur cet aspect, seule une discussion à l'aide de la littérature pourra être effectuée. D'autre part nous ne pouvons pas pour l'instant fournir de données expérimentales à long terme sur ce site, malgré un besoin d'études longues en Amazonie, particulièrement pour les cultures annuelles ; sur ce point nous misons sur la modélisation des stocks de COS pour prédire des tendances pluri-décennales.

Parallèlement à nos travaux sur le COS, des études sur les émissions de gaz à effet de serre (CO_2 , N_2O , CH_4) ont eu lieu sur ce site (Petitjean, 2013; Perrin *et al.*, en préparation), impliquant l'instrumentation du site pour le suivi de l'humidité et de la température du sol. D'autre part le carbone exporté par les eaux de percolation du sol est également mesuré sur le site (CETIOM, 2011). Ces données n'ont pas été exploitées au cours de la thèse, mais seront néanmoins discutées dans le dernier chapitre du manuscrit.

2.1.b. Questions de recherche

Au vu des bouleversements du cycle du carbone induits par la déforestation, le présent travail tente de répondre à deux questions majeures quant à la dynamique du carbone organique du sol (COS) suite à la mise en culture de sols forestiers :

- 1) Quel est le devenir du carbone forestier, (i) présent dans le sol à l'état d'équilibre avant la déforestation, et (ii) de celui apporté lors de la déforestation sous forme de débris ligneux broyés ?
- 2) Les systèmes de cultures implantés, de par leurs restitutions en carbone, permettent-ils de maintenir les stocks de COS ?

Pour répondre à ces questions, nous avons adopté une approche compartimentale de la dynamique du COS après la déforestation et la mise en culture.

2.2. Une approche compartimentale de la dynamique du COS

Suite à la mise en culture de nombreux compartiments du COS sont susceptibles d'évoluer. Concernant le carbone forestier on peut ici distinguer la litière du sol, le COS de la terre fine < 2 mm, les racines forestières et les débris de bois apportés au sol lors de la déforestation. Nous considérons que le carbone de ces compartiments est à un état maximum au temps 0 (au moment de la déforestation). On s'attend donc à ce que la taille de ces compartiments décroisse au cours du temps, n'étant pas alimentés par de la matière organique forestière suite

à la mise en culture. A l'inverse, les systèmes de cultures restituent du carbone de manière cyclique, lors des récoltes et des fauches. Le carbone racinaire des cultures et surtout de la prairie a néanmoins une dynamique d'apport différente, puisqu'il est restitué en continu au cours de la croissance des plantes. En se décomposant la matière organique des restitutions aériennes et racinaires émet du CO₂ par la respiration hétérotrophe mais également alimente deux compartiments du COS, la terre fine et les fragments végétaux (> 2 mm) lors de leur fragmentation, décomposition, puis de leur humification.

Les différents compartiments du COS étudiés dans ce travail sont présentés en [Figure 1.15](#). Les débris de bois apportés lors de la déforestation, de par leur contribution significative aux apports de carbone durant la première année de l'expérimentation, ont été suivis dans le temps pour déterminer leur cinétique de décomposition. Nous avons également mesuré la perte de masse des litières du sol dans le système cultivé sans travail du sol.

Le stock de COS présent dans la terre fine < 2 mm est la donnée classiquement mesurée pour évaluer l'impact des changements d'usage des terres sur la dynamique du COS (voir section précédente). Sur le site de Combi, ce stock a été mesuré avant déforestation et à 6 dates de prélèvements jusqu'à 30 cm de profondeur durant les 5 ans suivant la déforestation. Etant donné les quantités importantes de biomasse apportées au sol lors de la déforestation, nous avons également déterminé le stock de carbone contenu dans les fragments végétaux > 2 mm du sol. Afin de tenir compte d'éventuelles variations de stocks de COS pour les couches profondes du sol, les stocks de COS ainsi que le C contenu dans les racines ont également été mesurés jusqu'à 100 cm de profondeur, sous forêt et 5 ans après déforestation.

Le COS de la terre fine peut lui-même être séparé physiquement en compartiments de tailles différentes, renseignant l'ampleur et la nature des associations entre la matière organique et les particules minérales du sol (Feller, 1979, 1995). Ces compartiments mesurés, appelés ici « fractions du COS de la terre fine » ont été mesurés dans le sol sous forêt et 4 ans après déforestation

Comme nous l'avons vu précédemment, les transformations de type forêt - prairie permettent l'utilisation du traçage naturel par $\delta^{13}\text{C}$. Nous avons donc analysé le signal $\delta^{13}\text{C}$ sur plusieurs types d'échantillons dans le système forêt et le système prairie : terre fine, fractions de sol, racines, agrégats de sol et fractions d'agrégats de sol. Cela nous permet ainsi de discuter du remplacement du carbone forestier par le carbone prairial au cours du temps.

Enfin, la simulation au cours du temps de la dynamique du COS par les modèles compartimentaux du carbone fait intervenir différents compartiments conceptuels du COS, affectés par des dynamiques de décomposition et de transfert. Dans le cas des cultures, nous

pouvons comparer les simulations du modèle aux stocks mesurés sur le terrain, en considérant que les restitutions de carbone sont bien connues (et en se basant sur des rapports aérien/racinaire renseignés par la littérature pour déterminer les restitutions de carbone racinaires au sol). En revanche pour la prairie, une grande partie des restitutions en carbone se fait via l'activité racinaire, souvent dépendante de la gestion du site et des caractéristiques du sol. Il est donc risqué d'utiliser les rapports aérien/racinaire présents dans la littérature. Nous avons donc utilisé les données isotopiques pour simuler avec l'outil de modélisation RothC la quantité de carbone prairial nécessaire pour obtenir le stock de COS prairial observé. Nous avons ensuite utilisé cet « input » de C pour simuler l'évolution du stock total de COS suite à la déforestation.

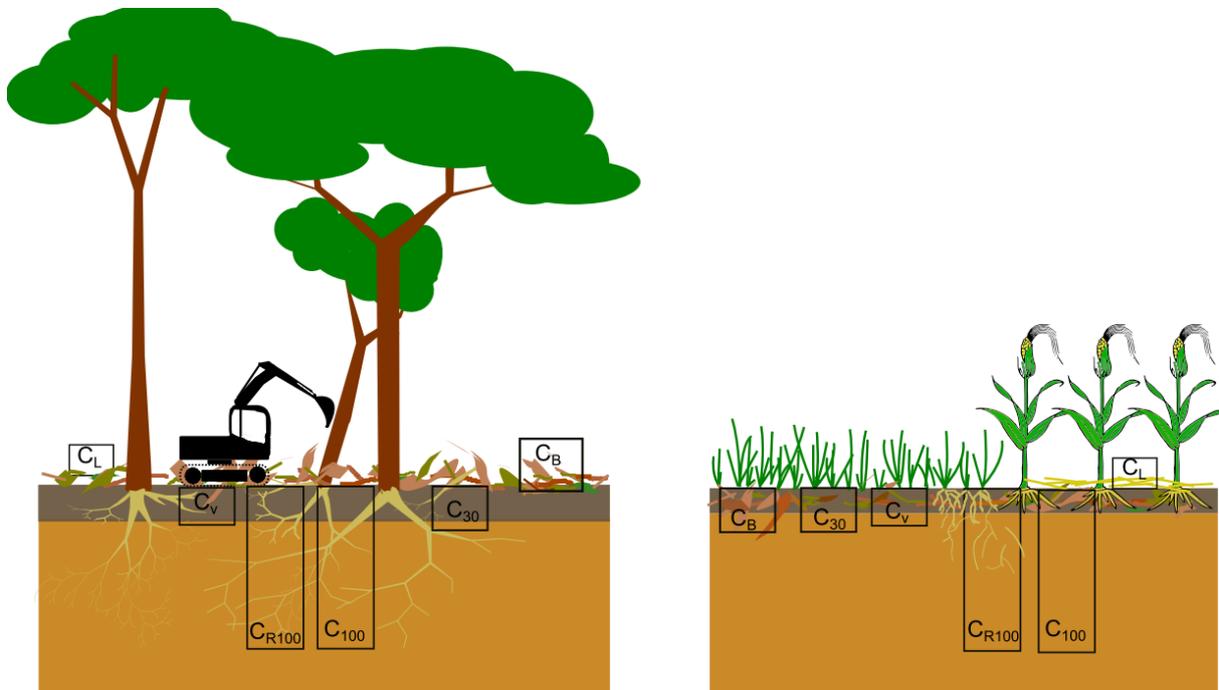


Figure 1.15 : Compartiments du carbone étudiés sous forêt et dans les agroécosystèmes après déforestation. C_v : stock de COS des refus végétaux > 2 mm sur la couche 0-30 cm ; C₃₀ : stock de COS de la terre fine < 2mm sur la couche 0-30 cm ; C_{R100} : stock de C racinaire jusqu'à 100 cm ; C₁₀₀ : stock de COS jusqu'à 100 cm ; C_B : stock de C des débris de bois > 4 mm ; C_L : stock de C des litières.

Le plan de la thèse reflète ainsi la mesure de ces différents compartiments du carbone suite à la déforestation. Le chapitre 2 fait un point rapide sur le contexte socio-économique de cette étude, résume les connaissances actuelles sur les sols et le COS en Guyane, décrit le site expérimental et détaille une grande partie des méthodes employées au cours de la thèse. Le chapitre 3 analyse la décomposition du compartiment des débris de bois apportés lors de la déforestation, avec une approche couplant la détermination de leur perte de masse et des

mesures de géochimie organique par la pyrolyse Rock-Eval. Le chapitre 4 traite des résultats des stocks de COS jusqu'à 30 cm (6 dates de prélèvements dans les agrosystèmes) et 100 cm (1 date de prélèvement), de l'analyse de la répartition des fractions du COS dans le sol et des transferts de carbone entre les différents compartiments déterminés. Dans le chapitre 5 nous avons utilisé le modèle RothC pour simuler les stocks de COS à court terme (validation possible avec les mesures de terrain) et sur le long terme. Enfin le chapitre 6 fournit une discussion générale sur le cycle du COS en milieu amazonien, avec l'apport des données connexes sur le site de Combi.

Chapitre 2. Matériels et méthodes

1. Contexte de l'étude

1.1. Contexte socio-agricole

La Guyane est une région française et un département d'outre-mer situé sur la façade Atlantique de l'Amérique du Sud, légèrement au nord de l'équateur (Figure 2.1). Ce territoire est peu peuplé, avec 250 000 habitants en 2013 pour 84 000 km² (plus de 15 % de la surface de la France métropolitaine), répartis essentiellement sur la bande côtière et le long des deux fleuves formant les frontières avec le Suriname et le Brésil. Plus de 95 % du territoire guyanais est recouvert de forêt équatoriale humide, peu fragmentée écologiquement, les activités humaines y ont peu d'incidences à l'échelle globale amazonienne.



Figure 2.1 : Localisation de la Guyane. Source et crédits : utilisateur THUBS (Wikimedia Commons, 2011), licence GFDL & CC-BY-SA.

Malgré une empreinte humaine encore faible sur ce territoire, la Guyane subit des mutations démographiques importantes : l'INSEE prévoit ainsi qu'en 2040, si la croissance démographique se maintient, la population guyanaise atteindrait plus de 570 000 habitants, soit un doublement en moins de 30 ans. On peut supposer qu'une augmentation de la population engendrerait des pressions sur les terres, de par l'urbanisation et l'augmentation des surfaces agricoles. Ainsi les taux de déforestation et de mise en culture sont passés d'environ 1 500 ha an⁻¹ pour la période 1990-2006 à environ 2 800 ha an⁻¹ pour la période 2006-2008 (IFN, 2009). La majorité des terres converties en cultures en Guyane concerne néanmoins de petites exploitations familiales à vocation principalement vivrière. De ce fait, l'agriculture ne pèse que 4,1 % dans la valeur ajoutée de l'économie guyanaise, ce qui ne

suffit pas à atteindre l'autosuffisance alimentaire. La SAU (surface agricole utile) ne couvre que 0,3 % du territoire, et est dominée par de grandes exploitations d'élevage bovin extensif et par les cultures intensives de fruits et légumes pratiquées principalement par la communauté hmong.

Les produits de la filière élevage en Guyane ne couvrent pas les besoins de la population croissante. De plus, cette filière est dépendante d'importations d'aliments (céréales, tourteaux de soja) venant de la métropole. Dans ce contexte un développement des cultures annuelles à destination de l'élevage (bovin, porcin et avicole) en Guyane permettrait de réduire la dépendance des agriculteurs face aux importations d'aliments et d'augmenter l'offre de produits locaux à destination des consommateurs. Or un développement des cultures annuelles en Guyane ne pourrait se faire qu'aux dépens des surfaces forestières, étant donné la faible surface des terres non-forestières sur le littoral et l'inaptitude de ces terres à l'implantation des grandes cultures (cet aspect sera développé plus loin). Nous avons vu précédemment quels impacts pouvait avoir la conversion de forêt en cultures en milieu amazonien. Le CETIOM (Centre technique interprofessionnel des oléagineux et du chanvre) a conduit un projet de recherche et de développement afin :

- d'étudier la faisabilité et les performances agronomiques de cultures annuelles notamment oléo-protéagineuses en Guyane ;
- d'évaluer l'impact environnemental de la conversion de forêt primaire vers des agrosystèmes. Ces impacts de la mise en culture concernent la dynamique du carbone du sol, qui nous intéresse ici, mais également l'évolution de la fertilité chimique du sol, les émissions de gaz à effet de serre (N_2O , CH_4) et les flux d'azote et de pesticides lixiviés.

Cette étude a été menée sur le site expérimental de Combi, à proximité de Sinnamary. Avant de décrire les caractéristiques du site expérimental nous présentons le contexte naturel et pédologique de la Guyane, avec un accent particulier sur la matière organique des sols.

1.2. Caractéristiques du milieu naturel guyanais

1.2.a. Climat

Le climat guyanais est équatorial humide (Af et Am selon la classification Köppen-Geiger, Peel *et al.*, 2007), avec une température moyenne de 26°C qui varie peu selon les mois de l'année. Il existe un gradient de précipitations en Guyane, plus faibles au nord-ouest (région

de Mana, 1700 mm) et plus élevées au sud-ouest de Cayenne (3500 mm). Les précipitations sont plus faibles à l'intérieur des terres que sur la bande côtière. Les saisons en Guyane sont régulées par les mouvements de la Zone Intertropicale de Convergence (ZIC) qui oscille entre le nord et le sud de l'équateur. On distingue deux saisons sèches, une première assez courte généralement en mars (la ZIC se trouve alors sur l'équateur) appelée « petit été de mars », et une plus longue d'août à novembre (la ZIC se trouve alors à une latitude de 10°N). L'humidité relative de l'air varie en moyenne de 82 % en septembre à 88 % en juin.

1.2.b. Géologie

Le domaine géologique dominant en Guyane est le bouclier guyanais d'âge précambrien, qui couvre également le Venezuela, le Guyana, le Suriname et une partie du nord du Brésil. Ce socle est essentiellement constitué des granites et migmatites mais comprend également des schistes, des roches volcaniques et des gabbros. L'altération et l'érosion de ces roches très anciennes donnent un relief parsemé de collines de taille kilométrique, qualifiées de « demi-orange ». Les formations récentes à proximité du littoral peuvent être divisées en plusieurs groupes où la stratigraphie correspond à l'éloignement de la côte. A proximité du bouclier on rencontre des sédiments datant du Tertiaire riches en sables, appelés Série Détritique de Base (SDB). L'ensemble du socle et de la SDB forme les « terres hautes » (Figure 2.2). Plus on se rapproche de la côte plus les dépôts sont récents, avec la série de Coswine sur la plaine côtière ancienne (sables fins, argiles ; l'ensemble de ces sédiments est appelé « barre pré-littorale ») et la série de Demerara sur la plaine côtière récente (cordons sableux, dépôts marins argileux).

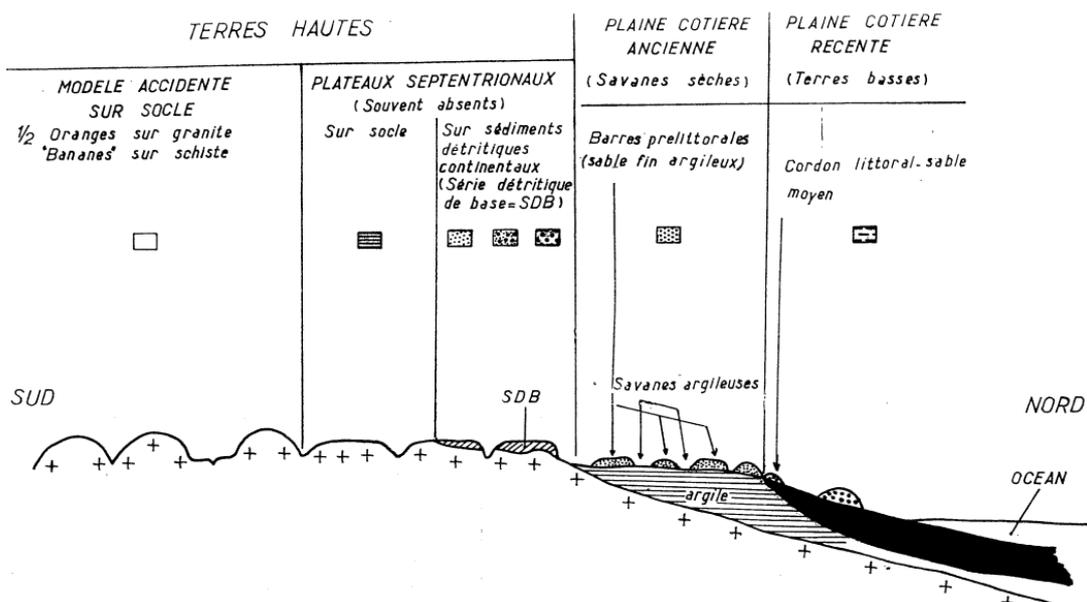


Figure 2.2 : Schéma de l'organisation géomorphologique en Guyane (Boulet, 1985).

1.2.c. Végétation

La végétation en Guyane est globalement liée aux grands ensembles géologiques. La quasi-totalité des terres hautes est recouverte de forêt équatoriale humide sempervirente. Si la forêt guyanaise n'est pas fragmentée, ses caractéristiques sont variables dans l'espace, en fonction de la géologie et du climat. Les estimations de la biomasse aérienne forestière en Guyane varient de 265 t MS ha⁻¹ (Molto, 2012) à 375 t MS ha⁻¹ (station des Nouragues, Chave *et al.*, 2008). La biomasse aérienne de la forêt guyanaise est en moyenne plus élevée que celle rencontrée dans le reste du biome amazonien (Malhi *et al.*, 2006). La biomasse aérienne diminue vers l'intérieur des terres, car les précipitations y sont plus faibles (Molto, 2012) ; néanmoins, les incertitudes associées aux estimations sont plus élevées pour le sud de la Guyane en raison du manque de données de terrain. A l'échelle du modelé et de la toposéquence la biomasse aérienne peut également varier en lien avec l'hydromorphie des sols : Ferry *et al.* (2010) ont montré que la biomasse aérienne était moins élevée dans les bas-fonds par rapport aux plateaux, en raison des chutes d'arbres plus fréquentes dues aux conditions d'engorgement du sol.

Concernant la végétation des formations géologiques récentes, des savanes sèches plus ou moins arbustives sont localisées sur la plaine côtière ancienne, et les mangroves occupent la plaine côtière récente (Granville, 1992).

1.2.d. Sols

Comme pour la distribution de la végétation, les types de sols sont étroitement liés à la géologie en Guyane (Blancaneaux *et al.*, 2001). Le type de végétation et les conditions climatiques étant relativement uniformes sur le socle et la SDB, les facteurs de la pédogénèse et de la distribution des sols sur cette partie du territoire seront surtout les caractéristiques du matériau parental, la topographie et l'âge des systèmes. Globalement les sols y sont ferrallitiques (ferralsols) sur les plateaux et aux sommets des collines et hydromorphes dans les bas-fonds. Certains auteurs ont néanmoins observé une podzolisation des ferralsols situés sur les plateaux, liée à une surrection tectonique qui favorise l'existence de nappes perchées à proximité de la surface, permettant l'altération des argiles (Lucas *et al.*, 1982). Cette surrection tectonique a également eu pour effet de faire basculer le drainage, passant de vertical, libre et profond à latéral et superficiel. Ce phénomène s'explique par l'altération de la couverture ferrallitique superficielle lors de la surrection, plus rapide que la ferrallitisation de l'altérite. L'amincissement des horizons perméables supérieurs ne permettant plus une

rétenion de l'eau et un drainage vertical à travers les horizons sous-jacents plus compacts, celui-ci a basculé et est devenu majoritairement latéral (Boulet, 1985). Nous verrons plus tard que ce processus détermine de façon majeure l'aptitude des ferralsols à la mise en culture en Guyane.

Les barres pré littorales (correspondant à la plaine côtière ancienne) comportent également des séquences ferralsols-podzols à l'échelle du paysage. La couverture ferrallitique initiale peut évoluer en podzol en amont de la barre, cette podzolisation progressant vers l'aval en raison du relèvement de la nappe perchée (Turenne, 1975). La différenciation des sols de la plaine côtière récente se réduit à mesure que l'on s'approche de la côte.

Les sols de mangrove sont indifférenciés, vaseux, salés. Vers l'intérieur des terres les sols ne sont pas soumis aux marées mais restent peu différenciés, et peuvent être salés et/ou hydromorphes.

1.3. Aptitude des sols à l'implantation de cultures annuelles

1.3.a. Terres hautes

Sur les terres hautes (socle et SDB) la fertilité chimique des sols est très basse, en raison des conditions climatiques agressives et de l'âge de la pédogénèse aboutissant à la ferrallitisation des altérites : le pH a une valeur faible, la CEC également, les argiles sont des kaolinites. L'implantation de cultures annuelles sur ces sols nécessite un redressement de la fertilité, notamment par l'apport de calcaire ou de dolomie pour augmenter la masse des cations Ca^{2+} et Mg^{2+} sur le complexe d'échange ainsi que le pH. Le facteur prépondérant de l'aptitude de ces sols à être cultivés est la dynamique hydrique (Boulet, 1985). Du fait des précipitations élevées en Guyane, les cultures céréalières et oléo-protéagineuses peuvent souffrir d'asphyxie racinaire si les sols sont mal drainés. Or les sols à drainage vertical libre, les plus propices à la mise en culture, sont rares en Guyane, en raison de l'évolution pédogénétique des sols aboutissant à un drainage latéral et superficiel. Ces sols propices aux cultures annuelles sont des ferralsols, profonds, localisés sur des plateaux et développés sur des matériaux parentaux granitiques ou sédimentaires (SDB) ; en outre ils se trouvent principalement sous forêt. Une cartographie du classement des sols selon leurs aptitudes aux cultures a été effectuée par Borron (2007) à l'aide des travaux des pédologues de l'ORSTOM et de bases de données géographiques (Figure 2.3). Les meilleurs sols pour l'agriculture (classe 4 dans la classification de Borron, 2007) représentent environ 35000 hectares entre

Macouria et l'ouest guyanais. Au sud de Cayenne il existe également une large zone de ferralsols à drainage vertical libre mais cette zone est difficile d'accès et la pluviométrie y est trop importante, réduisant l'intérêt d'y implanter des cultures annuelles (Borron, 2007).

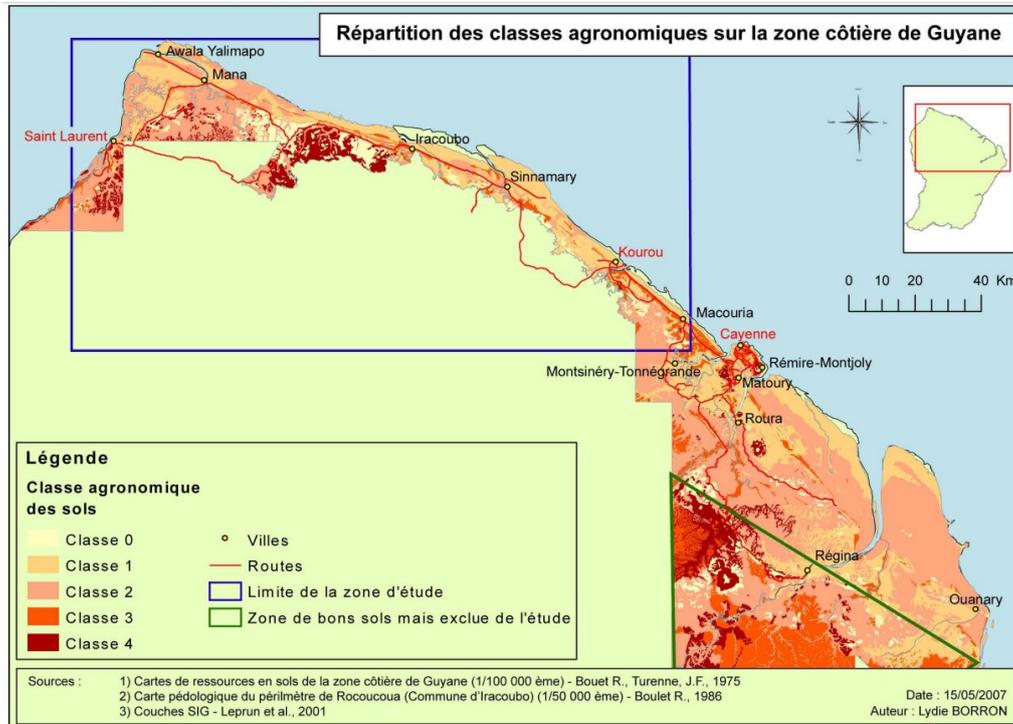


Figure 2.3 : Classes agronomiques des sols sur le littoral guyanais (Borron, 2007). La qualité agronomique des sols est croissante avec le numéro de classe agronomique.

1.3.b. Plaine côtière et terres basses

Les sols de la plaine côtière et des terres basses sont dans l'ensemble défavorables aux grandes cultures, principalement en raison de leur engorgement fréquent (classes 0 à 2 dans la classification de Borron, 2007). On peut rencontrer des ferralsols à drainage libre sur les barres pré-littorales, mais au vu de la faible dimension des barres (d'ordre hectométrique) et de leur forte variabilité pédologique (transition ferralsols – podzols), les zones favorables aux grandes cultures y sont très restreintes (Boulet, 1985).

Les sols des terres basses, lorsqu'ils ne sont pas salés, ont une fertilité chimique élevée en raison du faible âge des sols, mais compte-tenu de leur submersion fréquente une mise en valeur de ces terres nécessiterait des investissements très coûteux afin de les polderiser (Boulet, 1985).

1.4. Travaux sur la matière organique des sols en Guyane

Cette section relate brièvement les travaux antérieurs sur la matière organique des sols en Guyane, que ce soit dans les milieux naturels ou anthropisés. Nous ne synthétisons pas de manière exhaustive tous les travaux existants, mais donnons plutôt un aperçu du type de travaux qui ont été entrepris en Guyane sur la matière organique des sols et les litières, avec quelques exemples de résultats majeurs.

1.4.a. Dynamique de la matière organique des sols en milieu naturel

Les premiers travaux sur la matière organique des sols (MOS) en Guyane, menés par les pédologues de l'ORSTOM à partir des années 1950, ne concernaient pas l'aspect environnemental (émissions de GES par les sols) ou agronomique des MOS, mais plutôt le rôle des MOS dans la pédogénèse et le fonctionnement des sols forestiers.

Lévêque (1967) montre que dans les ferralsols des hautes terres, la décomposition rapide des litières forestières induit une faible accumulation de litière au sol et un horizon A humifère lui aussi mince, d'épaisseur inférieure à 15 cm. La teneur en MOS peut atteindre 12 %, le rapport C/N est compris entre 11,8 et 13,3. L'activité biologique intense dans cet horizon lui confère une structure grumeleuse. Il note également que les horizons humifères sont plus minces sur les pentes, en raison du ruissellement et de l'érosion laminaire.

Turenne (1975) a étudié les modes d'humification des sols ferrallitiques et podzolisés des barres pré littorales, afin de mettre en évidence comment la matière organique, notamment ses formes mobiles, participe à l'évolution pédogénétique. Il observe que dans les podzols sous savanes, les horizons Ao sont absents, et un humus mor non caractérisable morphologiquement (mélange d'algues, de débris végétaux fins et de sables) discontinu à la surface du sol se superpose à l'horizon éluvial. En revanche les podzols sous forêt incluent un humus de type mor ou moder facilement identifiable. Les sols de bas-fonds hydromorphes sont caractérisés par une accumulation des teneurs en MOS en surface, due aux conditions anoxiques favorisant la conservation de la matière organique. J-F. Turenne met également en évidence des dynamiques saisonnières de la MOS : dans les sols ferrallitiques et podzolisés, les phases d'assèchement du sol mènent à une polymérisation de la MOS tandis qu'en phase de ré-humectation du sol, la MOS se minéralise et se dépolymérise. Enfin, il montre que les contrastes pédo-climatiques en Guyane accélèrent le processus de podzolisation par une dépolymérisation accrue de la MOS ; la MOS solubilisée en milieu hydromorphe, produisant des acides fulviques libres, contribue grandement à l'hydrolyse des minéraux primaires et des

argiles. La podzolisation des sols guyanais (et plus généralement des sols tropicaux) n'apparaît pas dépendante du type d'humus (et donc de la végétation), mais plutôt liée aux conditions de circulation de l'eau dans le sol.

Les recherches actuelles sur les MOS forestières en Guyane concernent désormais plutôt l'écologie des litières, et l'interaction entre le fonctionnement des litières et les propriétés des sols. Par exemple Fanin *et al.* (2011) montrent que la diversité des essences forestières induit une variabilité spatiale de la composition et de la quantité des litières, qui se répercute sur la respiration du sol.

1.4.b. Dynamique du COS après déforestation

La dynamique des MOS dans les systèmes amérindiens traditionnels de cultures itinérantes ont été étudiés dans la région du Haut-Oyapock (fleuve frontière entre le Brésil et la Guyane) par Turenne (1977). Il montre que le brûlis de la forêt supprime la litière du sol et induit une polycondensation des composés humiques. Dans ce système où le sol est cultivé un an puis retourne en jachère, la litière se reconstitue au bout de 4 années de jachère, et les teneurs en COS ne varient pas suite au défrichement (les stocks de COS n'ont pas été déterminés), démontrant une dynamique des recrûs forestiers très active.

Plus récemment, des recherches ont également été menées sur ces systèmes itinérants traditionnels, avec un focus sur l'activité de la macrofaune du sol et son impact sur la distribution de la matière organique dans les sols suite au défrichement (Topoliantz *et al.*, 2006; Rossi *et al.*, 2010). Topoliantz *et al.* (2006) montrent que dans les jachères d'abattis amérindiens et noirs-marrons du haut-Maroni, l'activité biologique est dominée par les lombrics et les fourmis. Les lombrics participent activement à l'incorporation dans le sol des particules de charbons issues des brûlis, qui finissent par se transformer en « humus stable ». Ce processus participerait à la formation des *Terra Preta* (ou « *Amazonian Dark Earth* »), des sols très foncés enrichis notamment en matière organique stable et en nutriments (N, P, K, Ca) (Glaser *et al.*, 2001). On rencontre ce genre de sol très foncé d'âge précolombien en Guyane, mais ils se caractérisent par des teneurs en phosphore moins importantes que les *Terra Preta* brésiliennes (Brancier *et al.*, 2014).

Le programme ECEREX (Ecologie, Erosion, Expérimentation), monté dans les années 80 pour étudier les impacts de la déforestation sur des petits bassins versants de la piste de Saint-Elie (au nord de Sinnamary) a fourni de nombreux résultats sur le fonctionnement pédologique, hydrologique et botanique suite à la déforestation (Boulet *et al.*, 1990). Fritsch

& Sarrailh (1986) montrent que suite au défrichement le taux d'érosion du sol peut atteindre 3 à 17 t ha⁻¹ an⁻¹, ce qui peut être 50 fois supérieur au taux d'érosion sous forêt ; cette érosion intense se répercute sur la fertilité du sol, et a probablement exporté du COS hors des parcelles.

A notre connaissance il n'existe pas de travaux à l'heure actuelle sur le COS dans les systèmes maraichers hmong en Guyane. Des travaux sont actuellement menés sur les stocks de COS dans les pâturages de la bande côtière (programme CARPAGG, Blanfort & Stahl, 2013).

1.4.c. Stocks de COS en Guyane

La base de données VALSOL rassemble les données spatialisées sur les sols tropicaux étudiés par l'ORSTOM puis l'IRD. Le littoral guyanais a fait l'objet de plusieurs travaux de cartographie des sols : Boulet & Turenne (1975) ont synthétisé au 1/100 000^e les cartes pédologiques de la zone côtière réalisées dans les années 1960 et 1970 ; Boulet (1978) a réalisé une carte au 1/50 000^e des terres hautes à l'ouest d'Iracoubo ; Barthès (1990) a réalisé une carte au 1/20 000^e du secteur de Rocoucoua sud (au sud d'Iracoubo) ; enfin Leprun *et al.* (2001) ont synthétisé ces données au 1/100 000^e dans une base de données géoréférencée.

Au total la base de données VALSOL en Guyane comptabilise 643 profils de sols (parfois jusqu'à 260 cm), dont 249 ont été analysés, représentant 827 horizons. Juveneton (2010) a réalisé une analyse des données disponibles sur le COS dans cette base de données dans le but de cartographier les stocks de COS sur le littoral guyanais. Il apparaît que si les teneurs en COS sont disponibles pour un grand nombre d'horizons (666), la densité apparente n'a été mesurée que sur 3 de ces horizons, rendant impossible la détermination des stocks de COS. Seules des estimations à partir de densités apparentes mesurées dans d'autres études guyanaises peuvent être établies.

2. Site expérimental de Combi

2.1. Choix du site, caractéristiques bioclimatiques

Le site expérimental pour l'expérimentation de grandes cultures a été choisi sur la base des critères agronomiques établis en 1.2.d, à savoir un ferralsol à drainage vertical libre, sur une zone plane. Une zone correspondant à ces critères a été délimitée sur une forêt primaire du site expérimental de Combi (appartenant au CIRAD et exploité par le CETIOM), à environ 10 km au sud de Sinnamary ($5^{\circ}17'55''N / 52^{\circ}55'01''W$) (Figure 2.4).

Ce site est géré par trois techniciens (dont deux agricoles) et un chargé de recherche. Il a fait l'objet de différentes études (Petitjean, 2009, 2013; Vermue, 2010; Viard, 2010; Jehanno, 2011; Caurel, 2013; Redifi, 2013; Perrin *et al.*, 2014).

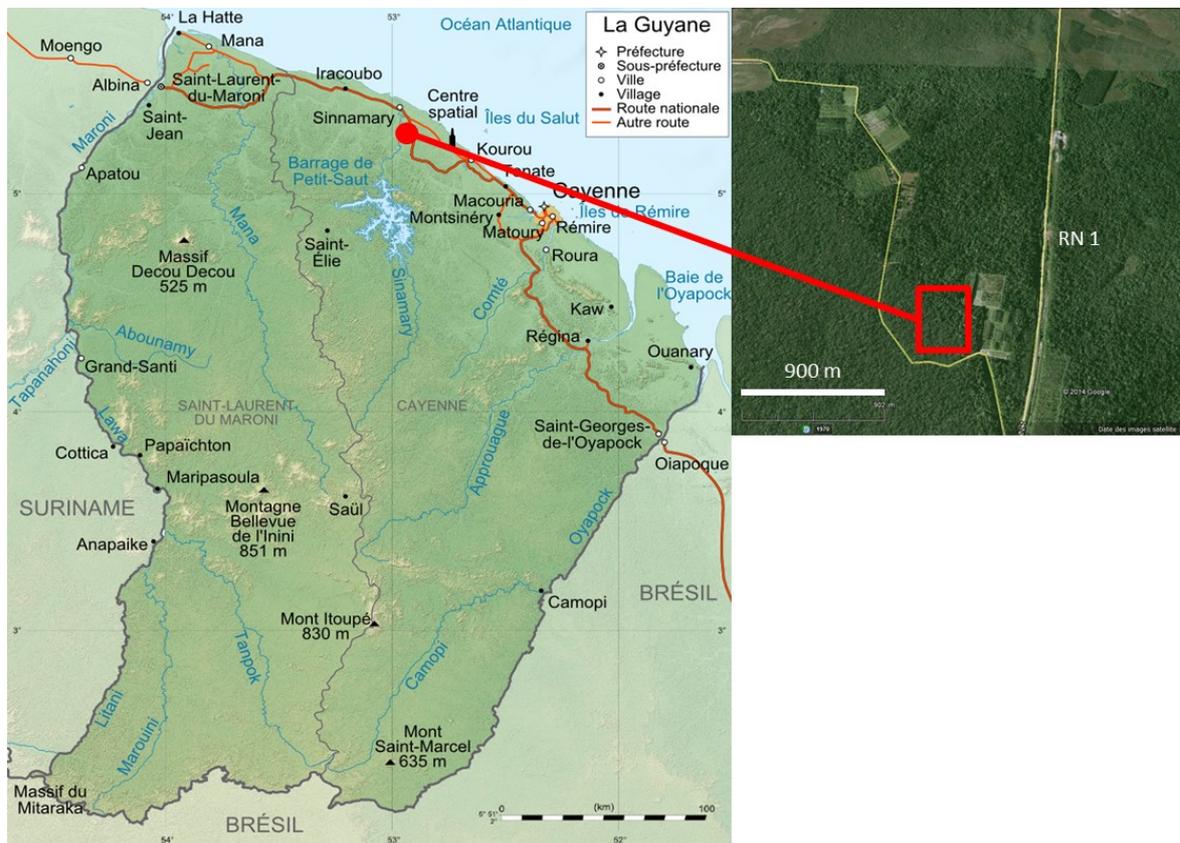


Figure 2.4 : Localisation du site expérimental de Combi. Sources et crédits. Fond de carte : utilisateur Sting (Wikimedia Commons, 2009), licence GFDL & CC-BY-SA ; données carte : Perry-Castañeda Library (PCL) of the University of Texas at Austin/Sénat français, domaine public ; photographie aérienne : © 2014 Landsat, Google, DigitalGlobe, TerraMetrics, Data SIO, NOAA, U.S.Navy, NGA, GEBCO ; données photographie aérienne : © 2014 Google.

La géologie de cette zone correspond à la transition entre le socle granitique et la série détritique de base. Le climat de Sinnamary est caractérisé par des précipitations annuelles

moyennes de 2775 mm, avec une forte variabilité interannuelle (Figure 2.5). La saison sèche dure d'août à novembre. La température moyenne annuelle est de $27,2 \pm 1$ °C, avec peu de variations dans l'année mise à part une légère augmentation durant la saison sèche (Figure 2.5). La végétation forestière sur ce site est similaire à celle de la forêt de Paracou, située à une dizaine de kilomètres au sud de Combi qui fait l'objet de nombreux travaux botaniques et écologiques.

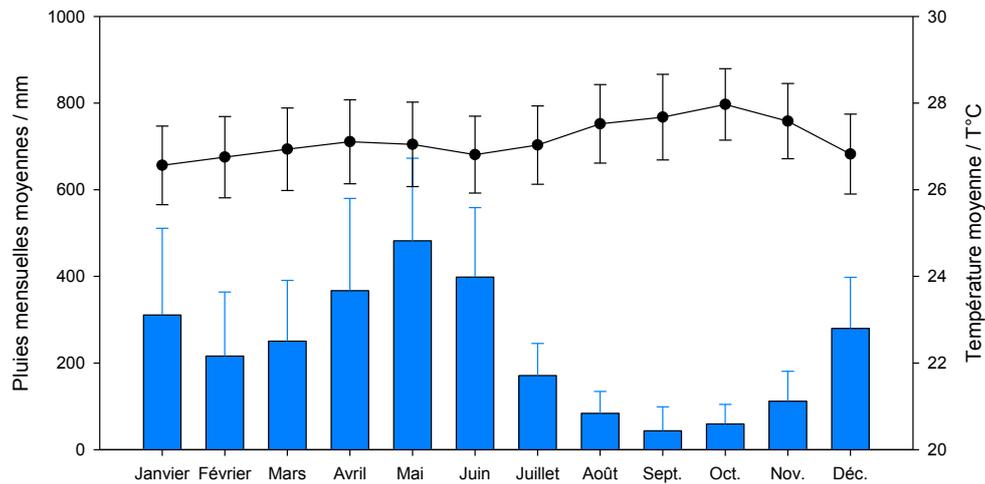


Figure 2.5 : Précipitations et températures mensuelles moyennes à Sinnamary sur la période 1970-2009. Les barres d'erreur correspondent à l'écart-type. D'après données Météo France.

La température du sol est stable sous forêt aux alentours de 25°C. Elle est plus importante pour les systèmes cultivés, particulièrement durant la saison sèche de septembre à novembre (Figure 2.7). L'humidité des sols est globalement corrélée aux pluies, avec néanmoins une humidité qui reste importante en fin de saison des pluies / début de saison sèche (juillet/août). L'humidité des sols est plus importante sous forêt que dans les systèmes cultivés.

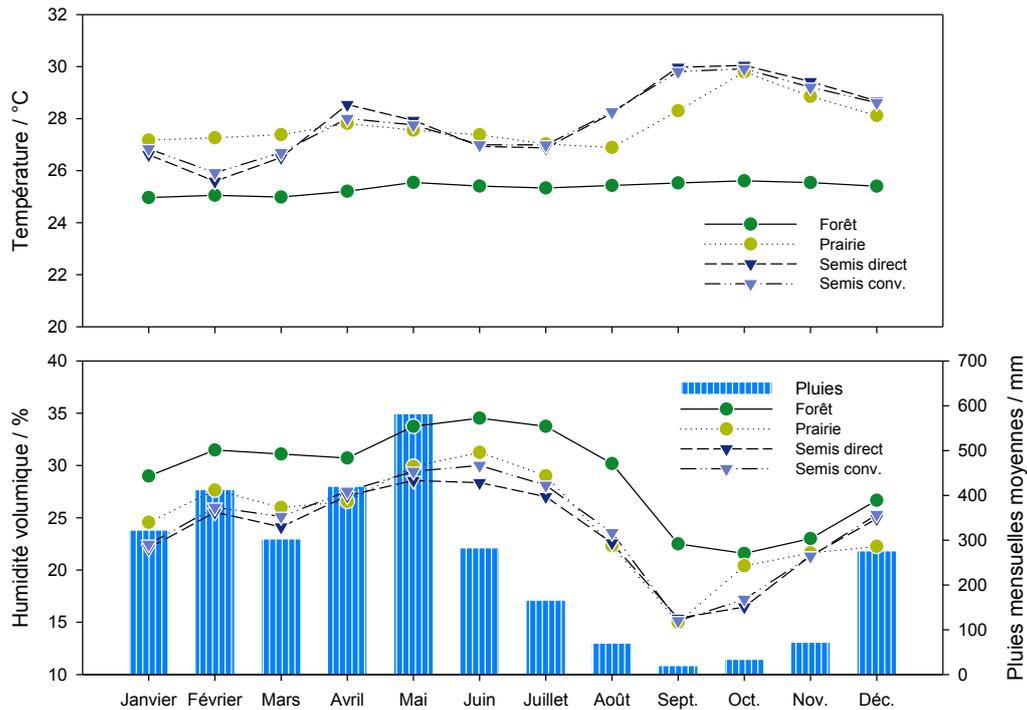


Figure 2.6 : Température du sol (couche 0-10 cm), humidité volumique du sol (couche 0-20 cm) et pluviométrie enregistrée sur le site de Combi (moyenne 2011-2013, données CETIOM).

2.2. Caractérisation des sols sous forêt

2.2.a. Echantillonnage

Les sols sous forêt ont été échantillonnés en septembre 2008, avant l'implantation de l'essai agronomique. Sur une surface d'environ 2 ha, quinze trous de 55 cm de profondeur et deux fosses de 200 cm ont été creusés (Figure 2.7). Les prélèvements ont été effectués à l'aide de cylindres de 10 cm de diamètre et de 5 cm de hauteur.

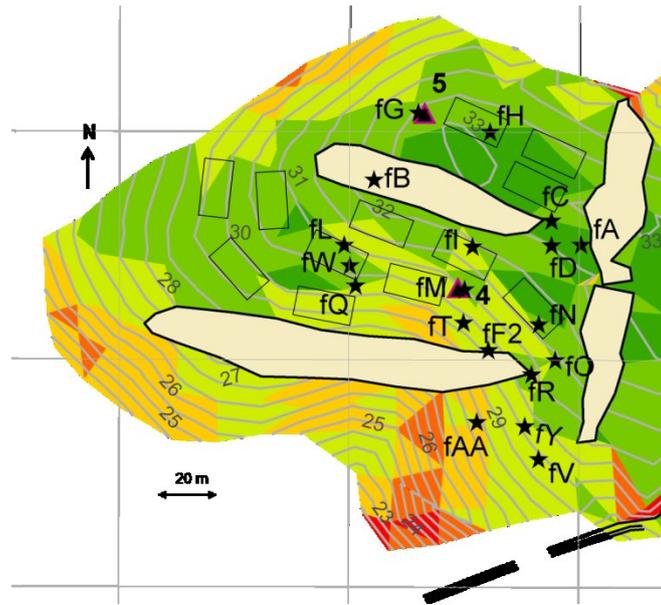


Figure 2.7 : Localisation des points de prélèvement sous forêt. Les triangles correspondent aux deux fosses échantillonnées jusqu'à 200 cm. Les points fV et fN n'ont pas été analysés. Les couleurs correspondent aux pentes ; les zones roses correspondent aux andains formés suite à la déforestation.

2.2.b. Description des sols

Une des fosse échantillonnée a été décrite selon le Référentiel Pédologique (AFES, 2009). Une photo du profil est présentée en [Figure 2.8](#).

Horizon A (0-15 cm) : texture sablo-argileuse puis argilo-sableuse à sables grossiers ; couleur brun-jaunâtre ; structure grumeleuse à éclats anguleux, cohésion racinaire ; racines abondantes de taille petite à moyenne ; limite distincte ondulée.

Horizon A/F (15-35 cm) : structure massive à débit légèrement anguleux, couleur jaunâtre-brun, texture argilo-sableuse à sables grossiers et graviers anguleux ; horizon discontinu inclus en biseau dans un ensemble de mêmes propriétés que A1, limites nettes.

Horizon F1 (60-120 cm) : structure massive ; couleur vive jaunâtre et homogène, texture argilo-sableuse à sables grossiers ; quelques nodules hématitiques fins, dont la teneur augmente avec la profondeur ; limite diffuse.

Horizon F2 (120-200 cm) : structure massive ; couleur jaune rougeâtre, texture argilo-sableuse à sables grossiers propres (pas de revêtements à l'œil nu) ; nodules ; limite régulière distincte.

F/OXc (200–220 cm) : cet horizon rouge présente les caractéristiques d'une carapace, très poreuse et déjà très argilisée ; il est discontinu, puis passe assez rapidement à Oxm.

OXm : Horizon pétroxydique (cuirasse), en cours d'altération en volumes goëthitiques et hématitiques, le drainage est conservé par une forte porosité entre des blocs qui s'individualisent.

L'ensemble du profil présente des quartz fragmentés non polis de la taille des graviers, qui se concentrent entre 15 et 40 cm de profondeur et semblent s'orienter comme d'anciens filons quartzeux sur certains volumes. Le matériau parental des sols n'a pas pu être observé mais il s'agirait probablement de granitoïdes ou de pegmatites plutôt que la série détritique de base, en raison du caractère anguleux des éléments grossiers rencontrés. La minéralogie des argiles est dominée par la kaolinite et la goëthite dans les horizons jaunes, et par l'hématite dans les horizons rouges.

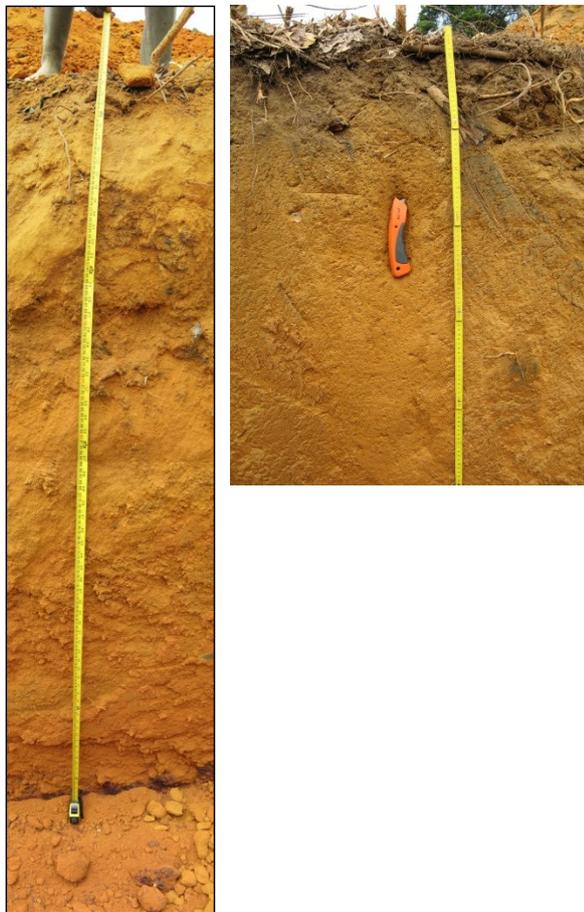


Figure 2.8 : Profil de sol sous forêt sur le site de Combi. Cliché CETIOM.

Le sol est considéré comme ferrallitique en raison de la différenciation texturale progressive entre les horizons superficiels et profonds. Selon les différentes classifications il est appelé : « Sol ferrallitique fortement dessaturé modal » (CPCS, 1967) ; « Sol ferrallitique

à drainage libre profond » (Boulet, 1978) ; « Ferrallisol meuble jaune » (Référentiel Pédologique, AFES, 2009) ; « Hyperferralic Ferralsol » (IUSS Working Group, 2007). Des sols similaires ont été décrits par Humbel (1977) dans une zone forestière au nord de Combi.

2.2.c. Caractéristiques physico-chimiques des sols sous forêt

Une caractérisation des propriétés physico-chimiques des sols sous forêt a été menée afin de caractériser leur état initial avant la déforestation et la mise en culture. Avant l'analyse les sols ont été séchés à l'air puis à l'étuve durant 72 heures à 60 °C, puis tamisés à 2 mm, avec pesée de la terre fine et des refus de tamisage. Une aliquote a été séchée à 105°C pendant 48 heures afin d'exprimer les résultats en masse de sol sec à 105 °C.

Les éléments grossiers des sols représentent environ 10 % du poids du sol, avec des teneurs plus importantes entre 20 et 30 cm où ils atteignent plus de 15 % du poids du sol (Figure 2.9). La granulométrie de la terre fine est dominée par les sables grossiers, qui représentent plus de 50 % de la terre fine dans les 15 premiers centimètres du sol (Tableau 2.1). Les limons sont quasiment absents du squelette. La teneur en argile augmente progressivement avec la profondeur, passant de 21,8 % dans la couche 0-5 cm à 38,9 % dans la couche 70-75 cm.

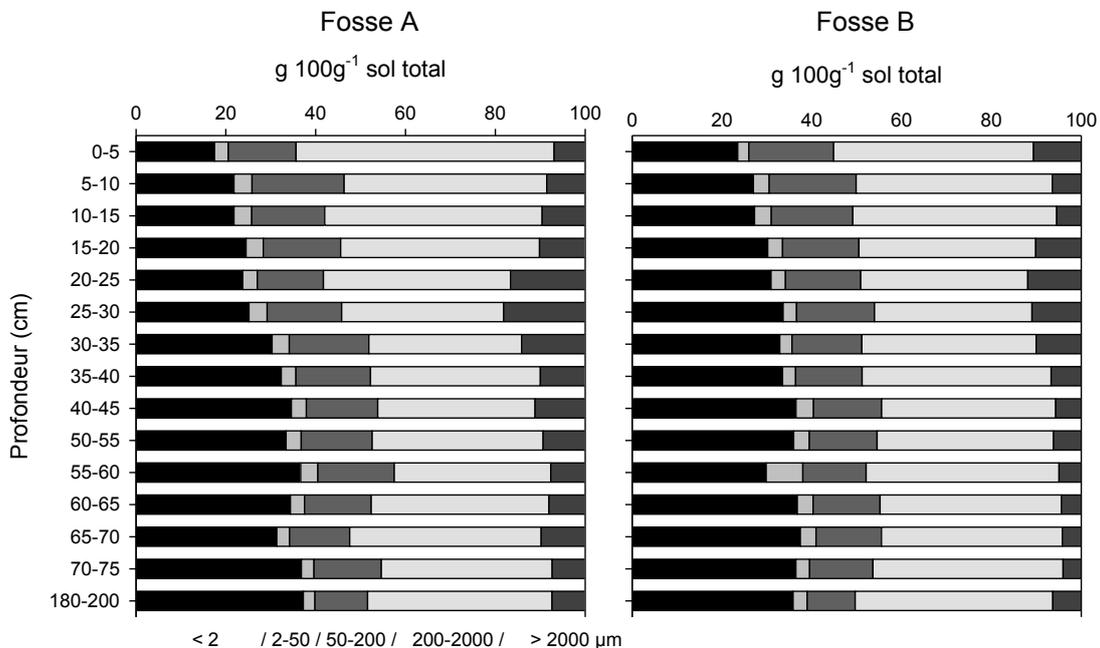


Figure 2.9 : Granulométrie des deux fosses sous forêt incluant les refus minéraux > 2 mm. Analyse mécanique avec attaque de la MO par H₂O₂, détermination des fractions < 50 µm par la méthode de la pipette de Robinson (Pansu & Gautheyrou, 2006). La fosse A correspond au trou G et la fosse B correspond au trou M sur la Figure 2.7.

Tableau 2.1 : Analyse mécanique de la terre fine des sols sous forêt. Attaque de la MO par H_2O_2 , détermination des fractions $< 50 \mu\text{m}$ par la méthode de la pipette de Robinson (Pansu & Gautheyrou, 2006). Les moyennes sont suivies de l'erreur standard.

| Prof / cm | n | Analyse mécanique / g 100g^{-1} terre fine | | | | |
|--------------|----|---|--------------------|----------------------|------------------------|-----------------------|
| | | $< 2 \mu\text{m}$ | 2-50 μm | 50-200 μm | 200-2000 μm | 50-2000 μm |
| 0-5 | 13 | 21,8 \pm 0,7 | 3,0 \pm 0,2 | 18,0 \pm 0,7 | 57,3 \pm 1,3 | 75,3 \pm 0,8 |
| 5-10 | 13 | 25,1 \pm 0,8 | 3,3 \pm 0,2 | 18,2 \pm 0,5 | 53,4 \pm 1,2 | 71,6 \pm 0,9 |
| 10-15 | 13 | 26,7 \pm 0,9 | 3,4 \pm 0,2 | 18,0 \pm 0,6 | 51,9 \pm 1,3 | 69,9 \pm 0,9 |
| 15-20 | 13 | 30,0 \pm 0,7 | 3,4 \pm 0,2 | 18,1 \pm 0,2 | 48,5 \pm 0,8 | 66,6 \pm 0,8 |
| 20-25 | 4 | 31,1 \pm 0,9 | 3,8 \pm 0,1 | 18,1 \pm 0,5 | 47,0 \pm 1,0 | 65,1 \pm 0,9 |
| 25-30 | 13 | 33,5 \pm 0,5 | 3,7 \pm 0,2 | 17,6 \pm 0,5 | 45,1 \pm 0,8 | 62,8 \pm 0,6 |
| 30-35 | 4 | 35,2 \pm 0,5 | 4,5 \pm 0,4 | 18,9 \pm 0,4 | 41,3 \pm 0,5 | 60,2 \pm 0,1 |
| 35-40 | 13 | 34,8 \pm 0,7 | 3,3 \pm 0,2 | 17,0 \pm 0,3 | 44,9 \pm 0,9 | 62,0 \pm 0,7 |
| 40-45 | 3 | 38,1 \pm 0,4 | 4,0 \pm 0,1 | 17,4 \pm 0,3 | 40,5 \pm 0,3 | 58,0 \pm 0,3 |
| 45-55 | 6 | 35,1 \pm 0,6 | 3,0 \pm 0,1 | 16,4 \pm 0,4 | 45,5 \pm 0,6 | 61,9 \pm 0,6 |
| 50-55 | 2 | 37,6 | 3,7 | 16,8 | 41,9 | 58,7 |
| 55-60 | 2 | 35,5 | 6,4 | 16,6 | 41,5 | 58,1 |
| 60-65 | 2 | 37,9 | 3,6 | 15,9 | 42,7 | 58,5 |
| 65-70 | 2 | 36,9 | 3,4 | 15,0 | 44,7 | 59,7 |
| 70-75 | 2 | 38,9 | 3,1 | 15,4 | 42,6 | 58,0 |
| 180-200 | 2 | 39,2 | 3,1 | 12,0 | 45,6 | 57,7 |

Les analyses chimiques des sols sous forêt confirment leur caractère typique de ferralsols (Tableau 2.2). Le pH eau est compris entre 4,3 et 4,7, avec des valeurs légèrement plus élevées pour les couches profondes. La CEC (capacité d'échange cationique) est inférieure à 9 $\text{cmol}(+) \text{kg}^{-1}$ et diminue avec la profondeur ; les cations Ca^{2+} et Mg^{2+} occupent une faible part du complexe d'échange, avec un taux de saturation de 19,1 % pour la couche 0-5 cm et inférieur à 10 % dans les autres couches.

Tableau 2.2 : Propriétés chimiques des sols sous forêt.

| Prof / cm | pH | | Al ³⁺ | Ca ²⁺ / cmol(+) kg ⁻¹ | Mg ²⁺ | CEC | V / % | P extract. / mg kg ⁻¹ | N total / g kg ⁻¹ | C/N |
|--------------|------------------|-----|------------------|--|------------------|------|----------|-------------------------------------|---------------------------------|------|
| | H ₂ O | KCl | | | | | | | | |
| 0-5 | 4,3 | 3,8 | 1,00 | 0,96 | 0,49 | 8,56 | 19,1 | 7,1 | 0,016 | 16,8 |
| 5-10 | 4,3 | 3,9 | 1,06 | 0,26 | 0,22 | 6,63 | 9,5 | 6,1 | 0,011 | 16,0 |
| 10-15 | 4,3 | 3,9 | 1,01 | 0,17 | 0,15 | 6,07 | 7,4 | 5,1 | 0,010 | 16,6 |
| 15-20 | 4,4 | 4,0 | 0,82 | 0,14 | 0,11 | 5,40 | 7,0 | 4,8 | 0,008 | 15,9 |
| 20-25 | 4,4 | 4,1 | 0,84 | 0,11 | 0,06 | 3,32 | 7,0 | 2,8 | 0,007 | 16,5 |
| 25-30 | 4,5 | 4,1 | 0,65 | 0,12 | 0,08 | 4,66 | 6,5 | 3,5 | 0,006 | 16,0 |
| 30-35 | 4,5 | 4,2 | 0,62 | 0,13 | 0,05 | 2,93 | 9,7 | 2,5 | 0,005 | 15,5 |
| 35-40 | 4,5 | 4,2 | 0,45 | 0,11 | 0,08 | 4,32 | 7,7 | 3,1 | 0,005 | 15,0 |
| 40-45 | 4,4 | 4,2 | 0,60 | 0,13 | 0,05 | 4,47 | 9,5 | 1,7 | 0,004 | 15,9 |
| 45-55 | 4,5 | 4,3 | 0,28 | 0,12 | 0,09 | 3,96 | 7,2 | 3,7 | 0,004 | 13,9 |
| 50-55 | 4,7 | 4,3 | | 0,10 | 0,03 | 4,14 | 6,2 | 0,0 | 0,004 | 14,7 |
| 55-60 | 4,7 | 4,4 | | 0,09 | 0,04 | 3,54 | 6,2 | 0,0 | 0,004 | 13,8 |
| 60-65 | 4,7 | 4,4 | | 0,13 | 0,04 | 3,01 | 6,8 | 0,0 | 0,003 | 15,2 |
| 65-70 | 4,6 | 4,4 | | 0,10 | 0,04 | 2,45 | 8,2 | 0,5 | 0,003 | 14,7 |
| 70-75 | 4,7 | 4,5 | | 0,10 | 0,05 | 2,29 | 10,0 | 0,0 | 0,003 | 13,2 |
| 180-200 | 4,7 | 4,7 | | 0,07 | 0,03 | 2,17 | 9,2 | 0,0 | 0,003 | 10,0 |

pH : rapport sol / eau = 1 / 2,5 ; CEC : détermination NH₄⁺ après extraction des cations (méthode Metson) ; cations : extraction acétate d'ammonium à pH 7 ; Al³⁺ : extraction KCl et dosage par SAA ; P extractible : méthode Olsen Dabin ; N total : analyse élémentaire. Détails dans Perrin *et al.* (2014).

2.2.d. Stocks de COS sous forêt

Afin de déterminer les stocks de COS sous forêt, la densité apparente et la teneur en COS de la terre fine ont été mesurées à partir des échantillons prélevés au cylindre tous les 5 cm (voir la préparation des échantillons dans la section précédente). La densité apparente a été obtenue en pesant les cylindres de sol d'un volume de 392,5 cm³. La teneur en COS de la terre fine a été mesurée par combustion sèche (ThermoQuest NA 2100) sur des aliquotes broyées à 200 µm. La teneur en refus minéraux (> 2 mm) est prise en compte dans le calcul des stocks de COS. Les résultats des 3 variables du stock de COS (densité apparente, refus minéral, teneur en COS) de chaque couche de sol sont présentés dans le [Tableau 2.3](#). La densité apparente est de 1,02 g cm⁻³ dans la couche 0-5 cm puis augmente progressivement avec la profondeur. La teneur en COS est de 2,68 g 100g⁻¹ dans la couche 0-5 cm puis

diminue de façon exponentielle, mais les couches les plus profondes du sol contiennent encore du COS avec $0,30 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ dans la couche 180-200 cm.

Tableau 2.3 : Composantes des stocks de COS sous forêt.

| Prof. / cm | Densité apparente | | Refus minéraux > 2 mm | | Teneur C (terre fine) | |
|---------------|-------------------|----------------------|-----------------------|----------------------------|-----------------------|----------------------------|
| | n | / g cm ⁻³ | n | / g 100g ⁻¹ sol | n | / g 100g ⁻¹ sol |
| 0-5 | 17 | 1,02 ± 0,04 | 17 | 7,7 ± 0,6 | 17 | 2,68 ± 0,15 |
| 5-10 | 17 | 1,26 ± 0,03 | 17 | 7,1 ± 0,7 | 17 | 1,81 ± 0,12 |
| 10-15 | 17 | 1,30 ± 0,03 | 17 | 6,9 ± 0,4 | 17 | 1,59 ± 0,08 |
| 15-20 | 17 | 1,40 ± 0,02 | 17 | 9,6 ± 0,6 | 17 | 1,29 ± 0,06 |
| 20-25 | 4 | 1,45 ± 0,03 | 4 | 13,5 ± 1,7 | 4 | 1,16 ± 0,11 |
| 25-30 | 17 | 1,49 ± 0,02 | 17 | 10,3 ± 1,3 | 17 | 0,95 ± 0,04 |
| 30-35 | 4 | 1,49 ± 0,03 | 4 | 14,5 ± 3,3 | 4 | 0,81 ± 0,05 |
| 35-40 | 17 | 1,45 ± 0,02 | 17 | 9,4 ± 0,7 | 17 | 0,73 ± 0,02 |
| 40-45 | 3 | 1,46 ± 0,01 | 3 | 8,3 ± 1,6 | 3 | 0,68 ± 0,01 |
| 45-55 | 0 | - | 11 | 8,1 ± 0,8 | 10 | 0,60 ± 0,04 |
| 50-55 | 2 | 1,52 | 2 | 7,8 | 2 | 0,51 |
| 55-60 | 2 | 1,48 | 2 | 6,3 | 2 | 0,47 |
| 60-65 | 2 | 1,50 | 2 | 6,2 | 2 | 0,46 |
| 65-70 | 2 | 1,61 | 2 | 7,0 | 2 | 0,44 |
| 70-75 | 2 | 1,48 | 2 | 5,7 | 2 | 0,40 |
| 180-200 | 1 | 1,47 | 2 | 6,8 | 2 | 0,30 |

Le stock de COS de la terre fine ($C_{<2}$) de chaque couche est calculé selon l'Équation 2.1.

$$C_{<2} = DA \times [COS] \times E \times TF \quad \text{Équation 2.1}$$

où DA est la densité apparente de la couche, [COS] la teneur en COS de la terre fine, E l'épaisseur de la couche et TF la proportion de terre fine dans la couche de sol considérée.

Le stock de carbone contenu dans les refus végétaux ($C_{>2}$) de chaque couche de sol est calculé selon l'Équation 2.2.

$$C_{>2} = DA \times E \times Rv_{>2} \times [C_{>2}] \quad \text{Équation 2.2}$$

où DA est la densité apparente, E l'épaisseur de la couche, $R_{v>2}$ la proportion massique de refus végétaux de taille supérieure à 2 mm dans la couche de sol, et $[C_{>2}]$ la teneur en carbone des refus végétaux, fixée à $43 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$.

Les unités dans l'Équation 2.1 et l'Équation 2.2 ont été adaptées pour exprimer les stocks de COS en t ha^{-1} , cette unité de mesure des stocks étant utilisée pour l'ensemble du manuscrit.

Les stocks de $C_{<2}$ diminuent graduellement avec la profondeur, avec une valeur minimale de $2,7 \text{ t ha}^{-1}$ dans la couche 70-75 cm ; les stocks de $C_{>2}$, essentiellement constitués de racines, deviennent inférieurs à $0,2 \text{ t ha}^{-1}$ en dessous de 30 cm. Au sein de la couche 0-30 cm le stock de $C_{<2}$ représente $55,0 \text{ t ha}^{-1}$, celui de $C_{>2}$ $6,3 \text{ t ha}^{-1}$. Sur une épaisseur de 200 cm le stock total de COS s'élève à 164 t ha^{-1} , dont $9,6 \text{ t ha}^{-1}$ de refus végétaux. Cette valeur de stock des refus végétaux est probablement légèrement surévaluée pour la couche 0-200 cm, car seules deux fosses jusqu'à 200 cm ont été échantillonnées, et une des deux fosses comportait des stocks de $C_{>2}$ plus élevés en surface comparé à la moyenne des autres points superficiels. Comparé aux stocks de COS des études amazoniennes compilées dans le premier chapitre, les stocks sous forêt à Combi se situent dans la fourchette haute de ces valeurs. Le stock de $C_{<2}$ (les études compilées reportaient rarement le stock de $C_{>2}$) de ces études amazoniennes était en moyenne inférieur à $47,5 \text{ t ha}^{-1}$ dans la couche 0-20 ou 0-30 cm (Tableau 1.3), contre $55,0 \text{ t ha}^{-1}$ dans la couche 0-30 cm à Combi, bien que la granulométrie des sols à Combi soit dominée par les sables. Il est possible que le drainage vertical libre des sols ait favorisé ici la productivité primaire de la forêt et donc un stockage de COS relativement important.

Tableau 2.4 : Stocks de carbone de la terre fine et des refus végétaux des sols sous forêt. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard. Voir le [Tableau 2.3](#) pour le nombre d'échantillons par couche.

| Prof, / cm | C _{<2} couche | C _{<2} cumulé | C _{>2} couche | C _{>2} cumulé | C _{tot} couche | C _{tot} cumulé |
|---------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|---------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | / t ha ⁻¹ | | | | | |
| 0-5 | 12,4 ± 0,6 | 12,4 ± 0,6 | 3,1 ± 0,6 | 3,1 ± 0,6 | 15,5 ± 0,8 | 15,5 ± 0,8 |
| 5-10 | 10,5 ± 0,6 | 22,9 ± 1,0 | 1,3 ± 0,3 | 4,3 ± 0,7 | 11,8 ± 0,8 | 27,3 ± 1,4 |
| 10-15 | 9,5 ± 0,3 | 32,4 ± 1,1 | 0,8 ± 0,2 | 5,2 ± 0,8 | 10,4 ± 0,4 | 37,6 ± 1,6 |
| 15-20 | 8,1 ± 0,3 | 40,5 ± 1,4 | 0,5 ± 0,1 | 5,7 ± 0,8 | 8,6 ± 0,4 | 46,2 ± 1,9 |
| 20-25 | 8,1 ± 0,4 | 48,6 ± 3,0 | 0,3 ± 0,1 | 6,0 ± 1,6 | 8,1 ± 0,4 | 54,6 ± 4 |
| 25-30 | 6,3 ± 0,3 | 55,0 ± 1,6 | 0,3 ± 0 | 6,3 ± 0,8 | 6,6 ± 0,3 | 61,2 ± 2,2 |
| 30-35 | 5,8 ± 0,3 | 60,8 ± 3,5 | 0,2 ± 0,1 | 6,5 ± 1,6 | 5,9 ± 0,3 | 67,2 ± 4,5 |
| 35-40 | 4,8 ± 0,1 | 65,5 ± 1,7 | 0,1 ± 0,0 | 6,6 ± 0,8 | 4,9 ± 0,1 | 72,1 ± 2,2 |
| 40-45 | 4,5 ± 0,1 | 70,7 ± 4,0 | 0,1 ± 0,0 | 6,7 ± 1,6 | 4,5 ± 0,1 | 77,4 ± 2 |
| 45-55 | 8,1 ± 0,4 | 78,9 ± 0,4 | 0,0 ± 0,0 | 6,7 ± 1,0 | 8,1 ± 0,3 | 85,2 ± 1,2 |
| 50-55 | 3,6 | | 0,1 | | 3,6 | |
| 55-60 | 3,2 | 82,2 | 0,0 | 9,4 | 3,2 | 91,6 |
| 60-65 | 3,2 | 85,4 | 0,1 | 9,5 | 3,3 | 94,9 |
| 65-70 | 3,3 | 88,7 | 0,1 | 9,5 | 3,3 | 98,2 |
| 70-75 | 2,7 | 91,4 | 0,1 | 9,6 | 2,8 | 101,0 |
| 180-200 | 8,2 | 154,7 | 0,0 | 9,6 | 8,2 | 164,3 |

3. Implantation du site expérimental et des systèmes de cultures

3.1. Déboisement du site

3.1.a. Itinéraire de déboisement

La zone forestière échantillonnée, d'une superficie de deux hectares, a été déboisée en octobre 2008. Le déboisement et la préparation des parcelles agronomiques ont eu lieu en plusieurs étapes (CETIOM, 2011; Perrin *et al.*, 2014) :

- octobre 2008 : Broyage des arbres et branches de diamètre inférieur à 15 cm à l'aide d'une pelle mécanique équipée d'un girobroyeur forestier de diamètre 1,5 m (Figure 2.10.a), produisant des débris de bois de longueur comprise entre 10 et 30 cm ; abattage des arbres à la pelle mécanique (Figure 2.10.b) ; constitution d'andains à partir des fûts, souches et houppiers à l'aide d'une pelle mécanique équipée d'une pince à bois (Figure 2.10.c).
- novembre-décembre 2008 : Chaulage (1 t ha^{-1} de calcaire broyé et $0,45 \text{ t ha}^{-1}$ de dolomie) puis travail du sol avec des disques sur environ 15-20 cm de profondeur (Figure 2.10.d).
- décembre 2008 : Semis d'un mélange de riz pluvial (110 kg ha^{-1}), d'une graminée (*Brachiaria ruziziensis*, 6 kg ha^{-1}) et de deux légumineuses (*Calopogonium mucunoides*, kg ha^{-1} et *Stylosanthes Campo Grande*, $1,5 \text{ kg ha}^{-1}$) pour former une plante de couverture. Le sol est fertilisé au moment du semis avec épandage de NPK 17/17/17 (150 kg ha^{-1}) suivi de 0/27/0 (146 kg ha^{-1}) en février 2009. La plante de couverture est conservée jusqu'à la fin de la saison sèche de 2009 (Figure 2.10.e).
- octobre 2009 : Chaulage du sol ($1,5 \text{ t ha}^{-1}$ de dolomie) puis dessouchage, broyage des débris de bois et de la plante de couverture, et incorporation de ces débris de taille comprise entre 5 et 7 cm dans les 10 premiers centimètres du sol à l'aide d'un automoteur équipé d'un broyeur forestier (Figure 2.10.f). Le sol est alors propice à l'implantation mécanisée de cultures.

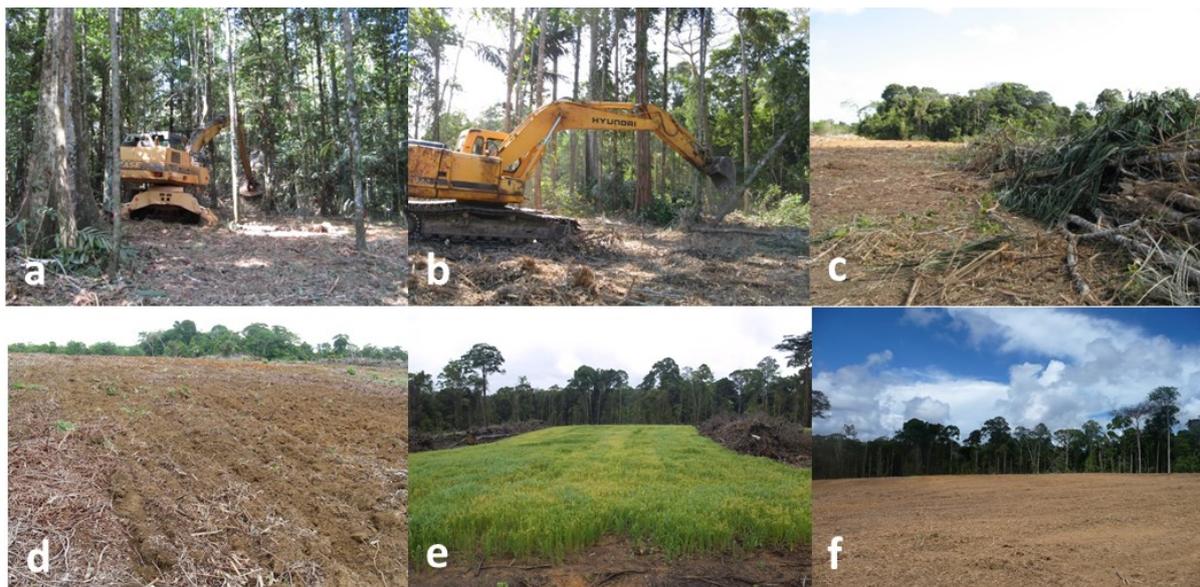


Figure 2.10 : Déboisement et préparation du sol à Combi (photographies : CETIOM).

3.1.b. Biomasse apportée au sol suite au déboisement

La quantité de biomasse apportée par le broyage du sous-bois forestier a été estimée en quatorze points, par lancer de cadres de 0,65 m². La biomasse récoltée a été séchée puis pesée. Cette biomasse représente $24,1 \pm 3,8$ t MS ha⁻¹ (moyenne \pm erreur standard).

La biomasse restituée au sol par le broyage des plantes de couverture (en octobre 2009) a été mesurée en 9 points et représente $10,7 \pm 1,1$ t MS ha⁻¹ (moyenne \pm erreur standard).

3.1.c. Comparaison avec les pratiques courantes amazoniennes

Le mode de déboisement et de préparation du sol sur le site de Combi est ainsi caractérisé par :

- la conservation de la litière forestière ainsi que de l'horizon de surface ;
- l'apport de matière organique sous forme de débris de bois issus du broyage d'une partie de la végétation forestière et des parties aériennes des plantes de couverture ;
- le travail mécanisé du sol, permettant la mise en culture du sol un peu plus d'un an après déforestation ;
- l'amendement du sol afin d'augmenter sa fertilité chimique et son pH.

Ce mode de déforestation/mise en culture diffère des pratiques courantes amazoniennes. Dans le cas des défrichements pratiqués par les petits propriétaires sur les fronts pionniers de l'Amazonie brésilienne, la végétation forestière est le plus souvent coupée à la main ou

abattue au bulldozer, puis brûlée durant la saison sèche. Une graminée est ensuite semée, donnant un pâturage à destination des bovins. Dans certains cas du riz pluvial est semé immédiatement après le brûlis, avant ou en même temps que la graminée (Mitja *et al.*, 2008). Un second brûlis est souvent effectué deux ou trois ans après la déforestation, visant à éliminer les souches et recrûs forestiers (Neill *et al.*, 1997). Dans la plupart des situations le sol n'est ni fertilisé ni travaillé.

Dans le cas des systèmes itinérants sur brûlis pratiqués par les communautés amérindiennes et noir-marrons en Guyane, le sol n'est pas dessouché suite au brûlis. Le sol est cultivé deux années (manioc, maïs, canne à sucre, patate douce) puis retourne en jachère pendant une durée variant de 4 à 25 ans (Topoliantz *et al.*, 2006; Bahuchet & Betsch, 2012). L'absence de dessouchage permet une croissance rapide des recrûs forestiers, assurant un développement rapide de la jachère. Là encore le sol ne reçoit pas d'amendement, les cendres issues du brûlis font office de fertilisant.

3.2. Mise en place des systèmes de cultures

3.2.a. Plan expérimental

Trois systèmes de culture ont été implantés sur le site de Combi à partir de décembre 2009 : une prairie fauchée (appelé P), un système maïs-soja avec travail du sol (appelé SC pour Semis Conventionnel), et un système maïs-soja sans travail du sol (SD pour Semis Direct). Les 3 systèmes de cultures ont été implantés selon 4 blocs de répétitions aléatoires répartis parallèlement aux courbes de niveau du site, en dehors des zones d'andains (Figure 2.11). Chaque système est donc représenté par 4 parcelles, de dimension 10 m × 20 m.

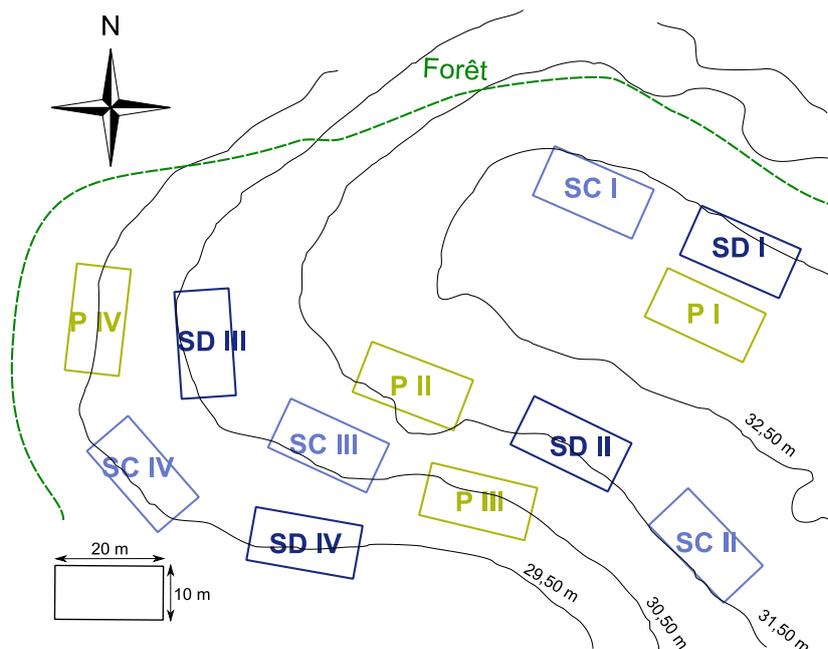


Figure 2.11 : Plan expérimental du site de Combi (P = Prairie, SC = Semis conventionnel, SD = Semis direct).

3.2.b. Caractéristiques des systèmes de culture

Brièvement, les 3 systèmes de cultures sont caractérisés de la façon suivante :

- Prairie : il s'agit d'une prairie semée en *Brachiaria ruziziensis*, fauchée à destination de fourrages. En 2010 et 2011, la prairie était fauchée deux fois par an, en mars-avril et fin août. En 2012 et 2013 seule la fauche d'août a eu lieu en raison des conditions météorologiques défavorables à la dessiccation du foin en mars-avril. En janvier une fauche « de régénération » (sans exportation du foin) est effectuée afin de stimuler le développement des stolons et des rhizomes. Chaque année la prairie est chaulée en novembre (1 t ha^{-1} de dolomie à 30 % de CaO, 20 % de MgO), et fertilisée en juillet ($0,4 \text{ t ha}^{-1}$ de NPK 15-15-15 soit 60 unités de N, P_2O_5 et K_2O).
- Semis conventionnel SC : ce système consiste en une rotation comprenant deux cycles de cultures annuelles chaque année : un cycle de maïs de décembre à avril durant la première partie de la saison des pluies et un cycle de soja de mai à août durant la deuxième partie de la saison des pluies. Le travail du sol est effectué par des disques (« cover-crop ») qui ameublissent le sol sans le retourner sur une profondeur de 15 à 20 cm. Ce travail du sol est effectué avant le semis de chaque culture. Le sol est chaulé en novembre (1 t ha^{-1} de dolomie à 30 % de CaO, 20 % de MgO) avant le travail du sol. La fertilisation du maïs est de 173 unités de N (urée), 76 de P_2O_5 et 80 de K_2O ; celle du soja est de 76 unités de P_2O_5 et 80 de K_2O . Les parcelles font l'objet de traitements

phytosanitaires pour lutter contre les adventices ou les repousses (Glyphosate, Imazamox) et les ravageurs (Lambda cyhalothrine). Lors des récoltes les pailles sont laissées au sol et incorporées par le passage des disques.

- Semis direct SD : ce système est proche du semis conventionnel avec la même structuration des rotations et des interventions agricoles, excepté l'absence de travail du sol avant les semis. Les niveaux d'intrants sont les mêmes que pour le semis conventionnel. Initialement l'objectif était d'implanter une plante de couverture vivante (*Brachiaria ruziziensis* ou *Stylosanthes Campo Grande*) durant les cycles de maïs et de soja et pendant l'interculture de la saison sèche. Ces tentatives se sont souvent soldées par des échecs, en raison des problèmes de compétition entre les plantes, des ravageurs, et du caractère très marqué de la saison sèche à Sinnamary, ne permettant pas le maintien d'un couvert végétal jeune en l'absence de précipitations. Pour le cycle du soja, un couvert semé en même temps ou peu après le semis du soja prend le pas sur ce dernier, tandis qu'un couvert semé en juillet (à la fin du cycle du soja) ne survit pas à la saison sèche débutant en août.

4. Suivi agro-environnemental des systèmes cultivés

4.1. Suivi environnemental

Le suivi environnemental du site de Combi consiste en une étude au cours du temps de la qualité des sols, des eaux de percolation et des émissions de gaz à effet de serre. Les sols ont été échantillonnés sous forêt puis une fois par an jusqu'à 5 ans après déforestation (Figure 2.12), avec un point intermédiaire entre T1 et T2. Dans les systèmes cultivés les sols ont été échantillonnés jusqu'à 30 cm de profondeur, excepté pour T5 où des fosses ont été creusées jusqu'à 100 cm. A T5 une zone sous forêt adjacente au site a également été échantillonnée, sur une fosse de 100 cm de profondeur. Outre l'analyse du COS qui est développée ici, l'évolution de la fertilité chimique des sols a également été déterminée.

Un dispositif de collecte des eaux de percolation a été mis en place un an après déforestation (Figure 2.12), avec des plaques lysimétriques placées à 60 cm de profondeur. Les paramètres mesurés sur les eaux recueillies sont les teneurs en carbone organique dissous et particulaire, les teneurs en nitrates et ammonium et les teneurs en résidus de pesticides.

Les gaz à effet de serre émis par les sols sont également mesurés sur le site, à l'aide de prélèvements dans des chambres statiques. Le CO₂ et le N₂O sont mesurés à intervalles réguliers depuis mai 2010 (thèse Petitjean, 2013), et le CH₄ depuis mai 2011 (Figure 2.12).

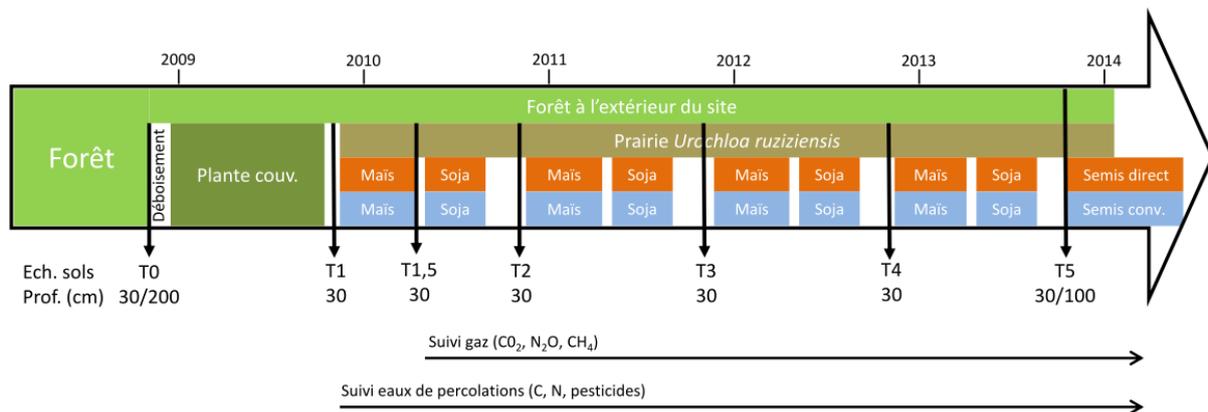


Figure 2.12 : Chronologie du suivi environnemental sur le site de Combi.

4.2. Restitutions aériennes des systèmes de cultures

Pour les 3 systèmes de culture, la quantité de biomasse aérienne retournant au sol à chaque fenaison ou récolte a été mesurée en deux points pour chaque parcelle. Pour le maïs et le soja des surfaces de 3 et 2 m² respectivement ont été échantillonnées juste avant la récolte ; pour la prairie des cadres de 1 m² ont été échantillonnés avant les fauches de foin ou de régénération.

Les données des restitutions de biomasse issue de la déforestation, de la préparation du site et des systèmes de culture sont compilées dans le [Tableau 2.5](#).

Tableau 2.5 : Restitutions et exportations de matière sèche et de carbone sur le site de Combi. Les moyennes sont suivies de l'écart-type.

| Date | Type de restitution ou exportation | n | Matière sèche t ha ⁻¹ | Teneur C g 100g ⁻¹ | Stock C t ha ⁻¹ |
|------------------------|---|-----------|----------------------------------|-------------------------------|----------------------------|
| Oct 2008 | Biomasse forestière broyée | 14 | 24,1 ± 14,3 | 46,5 ± 2,5 | 11,2 ± 7,1 |
| | Litière forestière | | 9,4 ± 5,2 | 49,2 ± 1,9 | |
| Octobre 2009 | Plantes de couverture | 9 | 10,7 ± 3,4 | 45,5 ± 0,3 | 4,9 ± 1,6 |
| Avril 2010 | SD pailles maïs | 4 | 2,0 ± 0,6 | 45,3 ± 0,4 | 0,9 ± 0,3 |
| | SD récolte maïs | 4 | 1,2 ± 0,6 | 43,9 ± 0,4 | 0,5 ± 0,3 |
| | SD mulch <i>Brachiaria ruzi</i> . | 4 | 6,5 ± 2,0 | 44,2 ± 0,5 | 2,8 ± 1,1 |
| | SC pailles maïs | 4 | 3,9 ± 0,6 | 45,6 ± 0,4 | 1,7 ± 0,3 |
| | SC récolte maïs | 4 | 3,9 ± 0,4 | 44,0 ± 0,4 | 1,7 ± 0,2 |
| | SC « salissement » ^a | 4 | 1,0 ± 0,7 | 43,3 ± 1,0 | 0,4 ± 0,3 |
| | P fauche régénération | | n.m. | n.m. | n.m. |
| P fauche foin | 8 | 5,5 ± 2,1 | 44,7 ± 0,5 | 2,5 ± 1,0 | |
| Août 2010 | SD pailles soja | 4 | 3,1 ± 0,1 | 46,2 ± 0,3 | 1,8 ± 0,2 |
| | SD récolte soja | 4 | 2,8 ± 0,4 | 53,3 ± 0,4 | 1,2 ± 0,2 |
| | SC pailles soja | 4 | 2,1 ± 0,2 | 44,3 ± 0,3 | 1,9 ± 0,1 |
| | SC récolte soja | 4 | 2,0 ± 0,1 | 53,0 ± 0,3 | 1,1 ± 0,1 |
| | P fauche foin | 8 | 11,0 ± 1,7 | 45,6 ± 0,2 | 5,0 ± 0,8 |
| Avril 2011 | SD pailles maïs | 4 | 7,5 ± 0,9 | 45,6 ± 0,2 | 3,4 ± 0,4 |
| | SD récolte maïs | 4 | 5,1 ± 0,9 | 43,7 ± 0,8 | 2,2 ± 0,4 |
| | SD mulch <i>Brachiaria ruzi</i> . | 4 | 0,9 ± 0,3 | 43,0 ± 0,7 | 0,4 ± 0,1 |
| | SC pailles maïs | 4 | 7,9 ± 1,3 | 45,8 ± 0,3 | 3,6 ± 0,6 |
| | SC récolte maïs | 4 | 5,0 ± 1,0 | 43,9 ± 0,2 | 2,2 ± 0,4 |
| | P fauche régénération | 8 | 2,2 ± 0,4 | 44,8 ± 0,3 | 1,0 ± 0,2 |
| | P fauche foin | 8 | 2,6 ± 0,3 | 44,9 ± 0,7 | 1,2 ± 0,1 |
| Août 2011 ^b | SD pailles <i>Crotalaria</i> + <i>Stylo</i> | 4 | 5,4 ± 1,2 | 45,6 ± 0,1 | 2,5 ± 0,5 |
| | SC pailles <i>Crotalaria</i> + <i>Stylo</i> | 4 | 6,2 ± 0,2 | 45,6 ± 0,2 | 2,8 ± 0,1 |
| | P fauche foin | 8 | 3,8 ± 0,5 | 45,9 ± 0,3 | 1,7 ± 0,2 |

| | | | | | |
|------------|-----------------------|---|------------|------------|-----------|
| Avril 2012 | SD pailles maïs | 4 | 6,4 ± 0,5 | 46,4 ± 0,4 | 3,0 ± 0,2 |
| | SD récolte maïs | 4 | 4,3 ± 0,2 | 44,2 ± 0,1 | 1,9 ± 0,1 |
| | SC pailles maïs | 4 | 6,9 ± 0,5 | 46,5 ± 0,1 | 3,2 ± 0,2 |
| | SC récolte maïs | 4 | 5,0 ± 0,4 | 44,5 ± 0,2 | 2,2 ± 0,2 |
| | P fauche régénération | 8 | 3,8 ± 0,6 | 45,6 ± 0,4 | 1,7 ± 0,3 |
| Août 2012 | SD pailles soja | 4 | 5,4 ± 0,2 | 45,3 ± 0,3 | 2,5 ± 0,1 |
| | SD récolte soja | 4 | 3,3 ± 0,1 | 51,4 ± 0,1 | 1,7 ± 0,1 |
| | SC pailles soja | 4 | 5,0 ± 0,3 | 45,7 ± 0,2 | 2,3 ± 0,1 |
| | SC récolte soja | 4 | 3,2 ± 0,2 | 51,4 ± 0,3 | 1,6 ± 0,1 |
| | P fauche foin | 8 | 10,6 ± 0,6 | 45,3 ± 0,3 | 4,8 ± 0,3 |
| Avril 2013 | SD pailles maïs | 4 | 8,4 ± 0,8 | 45,3 ± 0,4 | 3,8 ± 0,4 |
| | SD récolte maïs | 4 | 5,3 ± 0,4 | 44,3 ± 0,4 | 2,4 ± 0,2 |
| | SC pailles maïs | 4 | 7,9 ± 0,4 | 45,1 ± 0,2 | 3,6 ± 0,1 |
| | SC récolte maïs | 4 | 4,6 ± 0,3 | 44,5 ± 0,2 | 2,1 ± 0,1 |
| | P fauche régénération | 8 | 4,8 ± 0,4 | 44,9 ± 0,3 | 2,2 ± 0,2 |
| Août 2013 | SD pailles soja | 4 | 5,3 ± 0,1 | 45,5 ± 0,4 | 2,4 ± 0,0 |
| | SD récolte soja | 4 | 3,2 ± 0,2 | 50,9 ± 0,2 | 1,7 ± 0,2 |
| | SC pailles soja | 4 | 4,7 ± 0,6 | 45,7 ± 0,2 | 2,2 ± 0,3 |
| | SC récolte soja | 4 | 2,9 ± 0,2 | 51,3 ± 0,4 | 1,5 ± 0,1 |
| | P fauche foin | 8 | 13,6 ± 0,5 | 45,4 ± 0,4 | 6,2 ± 0,2 |

^a Repousses de *Brachiaria ruziziensis*

^b En raison d'un problème d'approvisionnement des semences de soja, la culture du soja de 2011 des systèmes SD et SC a été remplacée par un mélange de *Crotalaria juncea* et de *Stylosanthes Campo Grande* (légumineuses).

5. Détermination des stocks de COS

5.1. Couche 0-30 cm des systèmes cultivés

5.1.a. Détermination des stocks de COS

Dans les systèmes cultivés les sols ont été échantillonnés à partir d'un an après déforestation (T1) (juste avant la différenciation des systèmes), et jusqu'à 5 ans après déforestation (Tx). Dans chaque parcelle, 6 points ont été prélevés, ce qui représente avec les 4 blocs de répétition 24 points par système. Les points de prélèvements sont définis selon une grille régulière d'échantillonnage commune à toutes les parcelles et à toutes les dates d'échantillonnage (Figure 2.13). Les prélèvements ont été effectués fin octobre ou début novembre, en fin de saison sèche (pendant l'interculture soja-maïs) excepté le point T1,5, prélevé au mois d'avril (pendant l'interculture maïs-soja).

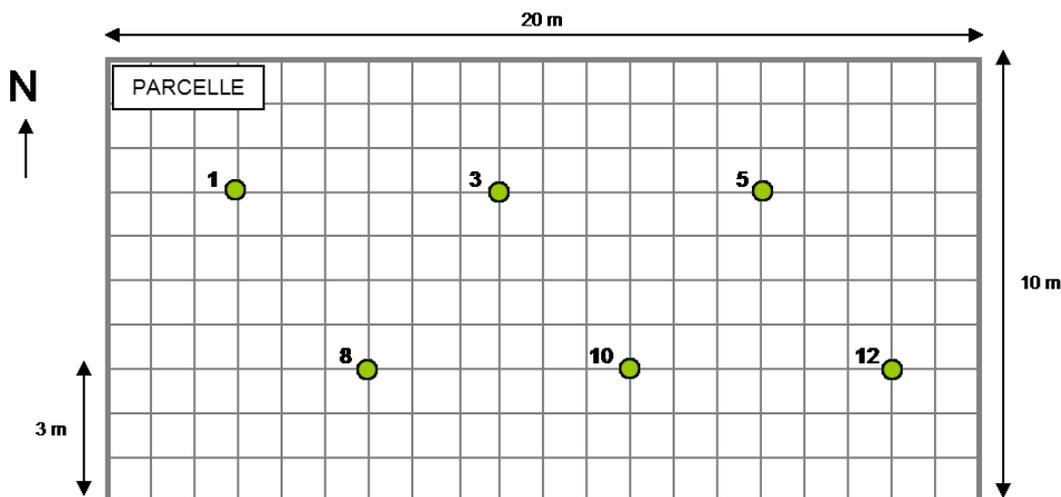


Figure 2.13 : Localisation des points de prélèvements des sols dans les parcelles cultivées.

Le prélèvement des sols a été effectué à la tarière à cylindre (5 cm de hauteur, 8 cm de diamètre) aux profondeurs 0-5, 5-10, 10-20 et 20-30 cm. Pour les profondeurs 10-20 et 20-30 cm les contenus des 2 cylindres successifs ont été mélangés. Au total à chaque date d'échantillonnage 288 échantillons de sols ont donc été prélevés.

Les sols ont été séchés à l'air pendant au moins un mois puis à l'étuve à 60°C pendant 48 heures avant d'être pesés. Le poids des échantillons de sol permet de calculer la densité apparente de la couche échantillonnée, le volume des cylindres étant connu. L'humidité à

105°C des échantillons a été déterminée en séchant à l'étuve 105°C pendant 48 heures une aliquote de sol ; les résultats sont ainsi exprimés par masse de sol sec à 105°C.

Les échantillons de sol ont ensuite été tamisés à 2 mm. Les refus de tamisage minéraux et végétaux > 2 mm ont été pesés séparément. Une aliquote de la terre fine < 2 mm a été broyée dans un mortier en porcelaine jusqu'à 200 µm. La teneur en C et N total a été déterminée par combustion sèche (ThermoQuest NA 2100) sur les échantillons broyés. La teneur en C et N total mesuré correspond au C et au N organique, étant donné l'absence de carbonates dans le sol (l'échantillonnage est effectué avant le chaulage).

Comme pour le sol sous forêt, le stock de COS est constitué à la fois du stock de COS de la terre fine ($C_{<2}$) et du stock de COS des refus végétaux ($C_{>2}$) qui peuvent représenter une part non négligeable du COS étant donné les apports de matière organique ayant eu lieu la première année après déforestation. Les équations de calcul sont donc les mêmes que sous forêt (Équation 2.1 et Équation 2.2). Pour le calcul du stock $C_{>2}$ nous avons considéré que la teneur en C des refus végétaux dans les systèmes cultivés était de 0,43 g C 100g⁻¹. Pour les sols prélevés 5 ans après déforestation (octobre 2013, T5) nous avons déterminé le stock de $C_{>2}$ en prenant en compte la quantité de cendres présentes dans les refus. La teneur en C des refus végétaux [$C_{>2}$] est alors déterminée par l'Équation 2.3.

$$[C_{>2}] = 0,496 \times (1 - [Cendres]) \quad \text{Équation 2.3}$$

où [Cendres] correspond à la teneur en cendre de l'échantillon de refus, 0,496 représente la teneur en carbone (g g⁻¹) de la matière organique pure des refus (mesurée sur les débris de bois, voir Chapitre 3). Le taux de cendres de chaque échantillon de refus a été mesuré par calcination à 700°C pendant 4 heures (Pansu & Gautheyrou, 2006).

Les stocks de $C_{<2}$ et $C_{>2}$ obtenus ont ensuite été corrigés selon la variation de la densité apparente suite à la déforestation, afin d'exprimer les stocks de COS pour une masse de sol équivalente entre la forêt et les agrosystèmes (Ellert *et al.*, 2007). La masse de sol de référence choisie correspond au stock de sol sous forêt jusqu'à 30 cm de profondeur, soit 3966 t ha⁻¹. Pour corriger le stock de $C_{<2}$ et $C_{>2}$ sur la couche 0-30 cm, on soustrait du stock brut (Équation 2.1 et Équation 2.2) le stock excédentaire lié à la compaction du sol suite à la déforestation. Ce stock excédentaire représente une partie du stock présent dans la couche la plus profonde échantillonnée. Par exemple, pour $C_{<2}$, le stock excédentaire est calculé selon l'Équation 2.4 (Ellert *et al.*, 2007).

$$C_{ex} = (m_a - m_f) \times TF_{20-30} \times [COS]_{20-30} \quad \text{Équation 2.4}$$

où m_a est la masse de sol de l'agrosystème par unité de surface sur la couche 0-30 cm, m_f la masse de sol sous forêt par unité de surface sur la couche 0-30 cm, TF_{20-30} la proportion de terre fine dans la couche 0-30 cm et $[COS]_{20-30}$ la teneur en COS de la couche 20-30 cm.

5.1.b. Analyse statistique des variations de stock de COS

Les stocks de COS déterminés sur la couche 0-30 cm (prélèvements à la tarière à cylindre) ont été comparés entre les 3 systèmes de culture à chaque date, et également comparés au stock présent sous forêt avant la déforestation.

Nous avons considéré pour les sols cultivés un nombre de points d'échantillonnage de 24 (4 blocs, 6 points échantillonné par bloc pour chaque modalité) pour chaque date de prélèvement, tandis que sous forêt nous disposons de 17 points d'échantillonnage. Nous n'avons pas analysé les stocks de COS bloc par bloc, étant donné l'absence d'effet bloc dans les variations de stock de COS observées. Un gradient textural est présent sur l'ensemble du site : les parcelles des blocs I et II sont caractérisées par une granulométrie plus riche en sable et plus pauvre en argile que les sols de la forêt et des deux autres blocs ([Annexe 1](#)).

Nous constatons également que la teneur en refus minéraux > 2 mm, qui intervient dans le calcul du stock de COS de la terre fine, est plus élevée pour les blocs III et IV ([Annexe 2](#)). Cependant les effets blocs sont très rares pour la densité apparente, les teneurs en COS de la terre fine, les stocks de COS de la terre fine et des refus végétaux dans les 4 couches échantillonnées, et le stock de COS total sur 0-30 cm n'est pas soumis à un effet bloc pour les dates d'échantillonnage de novembre 2011, 2012 et 2013 ([Annexe 2](#)).

Les comparaisons des moyennes de stocks pour les sols cultivés ont été faites par ANOVA si les variances étaient homogènes, ou par le test de Kruskal-Wallis si les variances étaient hétérogènes (test de Levene). En cas de signification à $P < 0,05$, des tests post-hoc ont été effectués pour classer les groupes : Tukey dans le cas d'une ANOVA et Bonferroni pour les comparaisons par Kruskal-Wallis. Pour chaque date de prélèvement chaque système de culture a également été comparé à la forêt par le test de Dunnett en cas de signification à $P < 0,05$ des comparaisons de moyennes.

Les tests statistiques ont été effectués à l'aide du logiciel R 2.15.2.

5.2. Couche 0-100 cm

5.2.a. Stock de COS

Fin octobre 2013, soit 5 années après déforestation (T5), des prélèvements de sol ont été effectués jusqu'à 100 cm de profondeur dans 3 blocs (n°I, III et IV) des systèmes cultivés et dans un sol sous forêt situé à proximité des systèmes cultivés. Les prélèvements ont été faits sur des profils creusés à la pelle mécanique en bordure des parcelles. Un profil a été creusé par parcelle, soit 3 répétitions pour les systèmes cultivés. L'échantillonnage a été effectué sur la face du profil dirigée vers l'intérieur de la parcelle.

La densité apparente a été déterminée par tranche de 10 cm d'épaisseur par la méthode à l'eau. Sur une surface plane un trou est creusé jusqu'à 10 cm de profondeur ; le sol excavé est pesé, une aliquote est conservée dans une boîte fermée afin de déterminer au laboratoire l'humidité du sol à 105°C. Le volume du sol excavé est mesuré en remplissant d'eau une membrane plastique qui épouse la forme du trou. La densité apparente de la couche est ainsi obtenue en divisant le poids de sol sec par le volume d'eau nécessaire pour remplir le trou.

Pour chaque couche, un échantillon composite a été constitué à partir d'une aliquote de l'échantillon ayant servi à déterminer la densité apparente et de trois autres aliquotes prélevées sur des colonnettes creusées sur la même face du profil. Sur cet échantillon composite 500 g à 1 kg ont été conservés pour mesurer le stock de COS ; 3 à 4 kg de sol ont également été conservés pour déterminer la biomasse racinaire du sol.

Les échantillons de sols ont été préparés et analysés en C et N de la même façon que pour les échantillons prélevés à la tarière à cylindre ([Chapitre 2.5.1](#)). La détermination et la correction des stocks ont été réalisées de façon identique à la couche 0-30 cm.

L'analyse statistique des variations de stock de COS a été effectuée par des tests de comparaisons de moyenne (ANOVA ou Kruskal-Wallis), selon la même méthode que pour les stocks déterminés par les prélèvements à la tarière à cylindre sur 0-30 cm ([Chapitre 2.5.1.b](#)).

5.2.b. Stock de carbone racinaire

Environ 2 kg de sol prélevés dans chaque couche ont été séchés à l'air puis 48 heures à 60°C, puis immergés dans l'eau. Après une légère agitation manuelle pour briser les agrégats, le surnageant est tamisé à 0,5 mm et les racines (mortes et vivantes) sont récupérées sur le tamis, lavées, séchées à 60° jusqu'à stabilisation de la masse, puis pesées. Les racines séchées

sont ensuite passées sur un tamis de 4 mm ; les racines d'origine forestière (distinguable visuellement des racines des cultures ou de la prairie) > 4 mm sont isolées et pesées. Les teneurs en C et N des échantillons de racines ont été déterminées sur des échantillons broyés. Les racines ont été broyées manuellement au mortier en porcelaine (si la masse de l'échantillon était inférieure à 0,6 g) ou au broyeur électrique à couteaux. Les racines forestières > 4 mm de faible masse (< 0,6 g) n'ont pas été analysées car difficilement broyables manuellement ; pour ces échantillons la teneur moyenne des racines forestières analysées a été utilisée. L'humidité à 105°C des racines broyées a été déterminée sur quelques échantillons de masse importante. Les teneurs en C et N ont été déterminées par combustion sèche.

Pour chaque couche deux stocks de C racinaires ont été calculés : le stock de C des racines ne tenant pas compte des racines forestières > 4 mm (C_r), et le stock de C des racines forestières > 4 mm (C_{rf}) selon l'Équation 2.5.

$$C_r = DA \times R \times [C_r] \times E \quad \text{Équation 2.5}$$

où DA est la densité apparente de la couche, R la proportion de racines dans la couche, $[C_r]$ la teneur en C des racines et E l'épaisseur de la couche.

Pour les systèmes cultivés le stock racinaire a été corrigé selon la variation de la densité apparente par rapport aux sols sous forêt, afin d'exprimer les résultats pour une même masse de sol.

6. Fractionnement granulométrique du COS

Le fractionnement des MOS a été effectué sur des échantillons de sols prélevés sous forêt (octobre 2008) et 4 ans après déforestation (novembre 2012) dans les 3 systèmes de cultures. Les couches 0-5, 5-10, 10-20 et 20-30 cm ont été analysées. Etant donné la relative homogénéité des sols sous forêt et l'absence d'effet bloc dans la distribution des stocks de C dans les parcelles cultivées, nous avons choisi de créer des échantillons composites pour l'analyse par fractionnement. Pour les sols sous forêt un composite a été créé à partir des échantillons de terre fine des 17 points de prélèvements ayant servi à déterminer les stocks de COS. De la même façon pour les sols cultivés un composite a été créé à partir des 24 points de prélèvements disponibles pour chaque système. Le fractionnement a été effectué sur 3 réplicats de laboratoire pour la couche 0-5 cm, et un réplicat pour les autres couches.

La méthode de fractionnement employée a été adaptée du protocole de Gavinelli *et al.* (1995). L'objectif était de disperser la totalité des agrégats de taille supérieure à 50 μm , afin que la fraction 50-200 μm ne contienne que des sables propres et des matières organiques particulières (MOP, fragments figurés de feuilles, racines, débris de bois, etc), tout en évitant une fragmentation des MOP vers les fractions plus fines (Balesdent *et al.*, 1991). La fraction < 50 μm a ensuite été dispersée de façon à casser un maximum de microagrégats argileux, mais qui a été incomplète dans notre cas, due à la grande stabilité des microagrégats dans les ferralsols de Combi.

La méthode de fractionnement comprend 5 étapes :

1. 50 g de sol sec à l'air et tamisé à 2 mm est mis en présence de 300 mL d'eau, puis soumis à une agitation sur table vibrante durant 2 h ;
2. La suspension est tamisée à 50 μm , avec légère friction manuelle pour éliminer les agrégats non dispersés ;
3. La suspension < 50 μm est mise à agiter pendant 16 heures sur table vibrante en présence de membranes cationiques saturées en Na, puis est passée aux ultra-sons durant 30 minutes ;
4. La suspension est tamisée à 20 μm . La suspension < 20 μm est mise à évaporer à 60 °C, puis mise en allonge de 1 L pour déterminer la proportion de limons fins et d'argiles (loi de Stokes, prélèvement à 7 cm après 5h12min de sédimentation à 23 °C) ;
5. Les suspensions 2-20 et < 2 μm sont séparées par centrifugation (2,5 minutes à 800 tours minutes, répétées 4 à 5 fois jusqu'à ce que le surnageant soit limpide).

Les fractions obtenues 50-2000, 20-50, 2-20 et $< 2 \mu\text{m}$ sont séchées à 60°C puis pesées. L'humidité à 105°C des fractions et des composites de sol sec a été déterminée sur des aliquotes. Les fractions ont été broyées à $200 \mu\text{m}$ dans un mortier en porcelaine, puis leur teneur en C et N ont été déterminées par combustion sèche (ThermoQuest NA 2100).

Parallèlement, afin de contrôler la qualité de la dispersion des fractions, la granulométrie avec destruction de la matière organique (analyse mécanique) des échantillons analysés par fractionnement a été déterminée. Dix g de sol est mis en présence de 10 ml d'eau oxygénée (130 volumes) durant 24h ; l'attaque à l'eau oxygénée est répétée une deuxième fois. Après évaporation de l'eau oxygénée à l'étuve, le sol est ensuite dispersé par ajout de 50 mL de pyrophosphate de sodium (30 g L^{-1}) et passage aux ultra-sons durant 30 minutes. La suspension est tamisée à $20 \mu\text{m}$; la fraction $> 20 \mu\text{m}$ est mise à sécher à 105°C puis pesée. La fraction $> 20 \mu\text{m}$ est tamisée à sec à $50 \mu\text{m}$. Le poids de la fraction 20-50 μm est obtenu par différence entre la fraction $> 20 \mu\text{m}$ et la fraction 50-2000 μm . La suspension $< 20 \mu\text{m}$ est mise en allonge d'1 L pour déterminer la proportion de limons fins et d'argiles (loi de Stokes, prélèvement à 7 cm après 5h12 de sédimentation à 23°C).

7. Analyses isotopiques

7.1. Echantillons analysés

Les analyses isotopiques $\delta^{13}\text{C}$ ont concerné des échantillons de sol, de fractions de sol et de végétaux des systèmes forêt (plantes C3) et prairie (plantes C4). Les sols des systèmes SD et SC n'ont pas été analysés car le maïs est une plante C4 tandis que le soja est une plante C3 ; ces systèmes ne peuvent être analysés car il n'y a pas de transition nette de types de végétation entre la forêt et les cultures.

Pour les échantillons de sol (tamisés à 2 mm), 4 profils du sol forestier ont été analysés afin de constituer un profil de référence et d'évaluer la variabilité du signal isotopique $\delta^{13}\text{C}$. Ces profils ont été prélevés au cours de différentes campagnes d'échantillonnage ; deux profils proviennent de la zone déforestée et mise en culture ; deux autres proviennent de la zone forestière adjacente au nord des parcelles cultivées (Tableau 2.6). Pour les sols sous prairie, compte tenu de la forte variabilité attendue du signal isotopique et des faibles pas de temps analysés ici, nous n'avons analysé que les sols prélevés dans les 3 fosses en novembre 2012, 5 années après déforestation. Pour chaque fosse 4 couches ont été analysés : 0-10, 10-20, 20-30 et 30-40 cm.

Tableau 2.6 : Caractéristiques des profils de sols sous forêt analysés par isotopie $\delta^{13}\text{C}$.

| Date | n | Location | Méthode d'échantillonnage | Prof. max (cm) | Incrément de prélèvement (cm) |
|----------|---|---------------------------------|---------------------------|----------------|-------------------------------|
| Oct 2008 | 2 | Emplacement actuel des cultures | Fosse ; cylindre | 200 | 5 |
| Nov 2012 | 1 | Au nord du site expé | Carotteuse | 100 | 10 |
| Nov 2013 | 1 | Au nord du site expé | Fosse | 120 | 10 |

Les fractions de sol obtenues suite au fractionnement des MOS sous forêt et sous prairie 4 années après déforestation ont été analysées dans les couches 0-5, 5-10, 10-20 et 20-30 cm, représentant 32 échantillons.

Les racines isolées à partir des sols des profils échantillonnés en octobre 2013 (5 années après déforestation) sous forêt (1 profil) et sous prairie (3 profils) ont également été analysés. Pour chaque profil nous avons analysé les racines fines (Cr) jusqu'à 100 cm de profondeur tous les 10 cm, à l'exception des couches 40-50, 60-70 et 80-90 cm. Quatre échantillons de

racines forestières > 4 mm (Crf) ont également été analysés, prélevées aux profondeurs 0-10, 20-30, 50-60 et 80-90 cm dans divers profils.

Des échantillons de feuilles et tiges (n = 1) et de racines (n = 1) de *Brachiaria ruziziensis* ont également été analysés afin d'obtenir une valeur de référence pour la végétation prairiale.

Les analyses isotopiques ont été réalisées par le personnel du laboratoire INRA GSE d'Aix-en-Provence, avec un spectromètre de masse isotopique Thermo Finnigan Delta Plus® couplé à un analyseur élémentaire (EA-IRMS). Le standard utilisé est le Sucre IAEA-C6 (-10,45 ‰) ; des échantillons de contrôle de la qualité de l'analyse sont également mesurés : Polyéthylène IAEA-CH-7 (-32,15 ‰) et un échantillon de sol de l'essai des Closeaux (INRA Versailles). L'erreur sur la mesure est de $\pm 0,1$ ‰, mais peut s'élever à $\pm 0,13$ ‰ dans le cas des échantillons très pauvres en carbone (cas des horizons profonds des sols forestiers).

7.2. Calcul des proportions de carbone forestier et prairial

Le calcul des proportions de carbone forestier et prairial dans chaque type d'échantillon (sol, fractions de sol, racines) a été effectuée selon l'Équation 1.1 et l'Équation 1.2 présentées dans le chapitre 1.

Pour les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des végétations de référence sous forêt et sous prairie, nous avons utilisé respectivement le $\delta^{13}\text{C}$ de la fraction 50-2000 μm isolée dans la couche 0-5 cm du sol sous forêt (-29,32 ‰), et la valeur moyenne de $\delta^{13}\text{C}$ des feuilles et racines de *Brachiaria ruziziensis* (-12,66 ‰).

8. Récapitulatif

La Figure 2.14 résume les compartiments du carbone du sol étudiés au cours du temps à Combi.

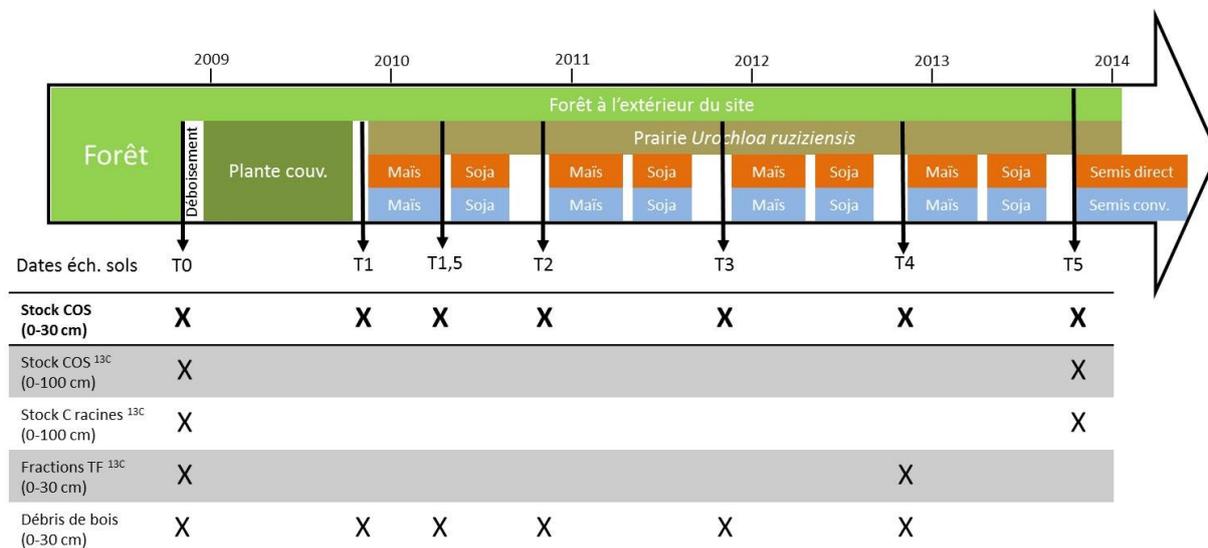


Figure 2.14 : Récapitulatif des compartiments du carbone du sol étudiés à Combi. Pour les compartiments accompagnés en exposant de « 13C », des analyses isotopiques $\delta^{13}C$ ont été utilisées pour la forêt et la prairie.

Les méthodes d'analyses qui ont été employées spécifiquement sur un aspect du travail de thèse sont décrites dans les chapitres correspondants.

La détermination de la perte de masse des débris de bois enfouis dans le sol et la pyrolyse Rock-Eval, utilisée pour déterminer la composition de la matière organique de ces débris de bois en cours de décomposition, sont décrites dans le chapitre 3 (Chapitre 3). La perte de masse des débris de bois a été évaluée en triant ces débris dans les échantillons de sols prélevés jusqu'à 4 ans après déforestation. La pyrolyse Rock-Eval est une méthode de caractérisation de la matière organique basée sur des combustions sous atmosphère inerte et oxydante, à température croissante. L'utilisation de cette méthode nous a permis de distinguer deux compartiments du carbone au sein des débris de bois.

La modélisation des stocks de COS (Chapitre 5) au cours du temps a été effectuée à l'aide du modèle RothC, un modèle de décomposition et de renouvellement de la matière organique basé sur des compartiments conceptuels du carbone du sol. Les caractéristiques des sols de Combi ainsi que les estimations des flux de carbone entrant dans le sol nous ont permis de simuler les stocks de COS dans la couche 0-30 cm suite à la déforestation, et les simulations ont été confrontées aux stocks mesurés jusqu'à 5 ans après déforestation.

Chapitre 3. Décomposition dans le sol d'un compartiment du carbone forestier : le cas des débris de bois apportés lors de la déforestation

AVANT-PROPOS

La méthode de déforestation employée à Combi, qui a produit d'importantes quantités de matière forestière restituée au sol (24 t MS ha⁻¹), est originale dans le contexte amazonien. Dans ce chapitre nous avons déterminé jusqu'à 4 ans après déforestation le devenir de ces débris de bois enfouis dans le sol par des mesures de pertes de masse, associées à des analyses de géochimie organique (pyrolyse Rock-Eval). Les résultats obtenus nous permettront de discuter dans les chapitres suivants de l'impact du mode de déforestation sur les stocks de carbone organique du sol.

Ce chapitre est adapté d'un article soumis à la revue *European Journal of Soil Science* : « Decomposition kinetics and organic geochemistry of woody debris in a ferralsol in a humid tropical climate ». Auteurs : Fujisaki K., Perrin A-S., Boussafir M., Gogo S., Sarrazin M., Brossard M. Recommandé pour publication avec révisions mineures le 02/10/2014.

1. Introduction

Le turn-over des matières organiques des sols (MOS) rencontre un intérêt scientifique croissant depuis plusieurs décennies. En effet la décomposition des MOS fournit des nutriments dans le sol, et joue un rôle important dans le stockage du carbone organique des sols (COS) (Robert & Saugier, 2003; Johnston *et al.*, 2009). L'humification des MOS est généralement considérée comme étant faible en contexte tropical humide. Les températures et précipitations élevées, couplées à des conditions de porosité favorisant l'infiltration de l'eau, provoquent une forte dégradation et une minéralisation rapide des MOS. Dans les sols forestiers d'Amazonie, la décomposition des MOS produit en plus du CO₂ minéralisé des composés de faible poids moléculaires, rapidement lixiviés vers la profondeur ou redistribués latéralement dans les profils (Turenne, 1975; Cerri & Volkoff, 1987; Volkoff & Cerri, 1988).

En Amazonie les activités humaines (déforestation, mise en culture, feux, exploitation forestière) en causant de fortes perturbations sur le cycle du carbone, peuvent modifier la dynamique du COS. Concernant la dynamique du bois mort tombant au sol, il a été montré que les taux de décomposition de ces débris de bois grossiers étaient plus élevés dans les forêts perturbées que non-perturbées, probablement en raison des radiations solaires plus élevées qui modifient le microclimat et accélèrent la minéralisation des débris (Chambers *et al.*, 2000; Nascimento & Laurance, 2004). Cette accélération de la minéralisation des MOS pourrait également se produire dans le cas des cultures, mais les études à ce sujet sont rares. Ce n'est que récemment que des études ont été conduites sur le devenir des débris de bois apportés dans les sols cultivés.

Les amendements ligneux peuvent concerner les méthodes de déforestation sans brûlis, caractérisées par des apports de débris de bois issus du broyage d'une partie de la végétation forestière (Kato *et al.*, 1999; Denich *et al.*, 2005). L'apport de ces débris en surface du sol permet de réduire l'érosivité des sols et améliore les propriétés physico-chimiques des sols (Davidson *et al.*, 2008; Comte *et al.*, 2012). Cependant, étant donné le turn-over rapide des MOS sous les climats tropicaux, la décomposition des débris de bois pourrait être rapide, réduisant la durée des bénéfices pour le sol de ce genre d'amendements. Davidson *et al.* (2008) ont montré que dans l'état du Pará (est de l'Amazonie brésilienne) le stock de carbone de la litière ligneuse diminuait très rapidement en deux ans dans un système de culture avec déforestation sans brûlis. Si les amendements avec des branches de bois provoquent généralement une augmentation des teneurs en MOS (voir la synthèse de Barthès

et al., 2010), à notre connaissance il n'existe pas d'étude spécifique sur le devenir de débris de bois dans les sols cultivés en contexte tropical.

Lorsque les litières sont incorporées au sol, des processus divers de la décomposition des MOS ont lieu : fragmentation biologique, minéralisation, lixiviation de MO soluble (Swift *et al.*, 1979) ; parallèlement, une partie des MOS figurées s'humifient. Les approches classiques de caractérisation de ces processus s'appuient sur un large spectre d'extractions en milieu acide et/ou alcalin (Pansu & Gautheyrou, 2006). Cependant ce type d'extractions n'est pas toujours approprié, étant donné que les processus d'altération et de transformations des molécules organiques ont lieu conjointement au cours de la séquence de décomposition et d'humification (Almendros, 2008). De nouvelles approches d'analyse de la composition des MOS pourraient être développées à partir des méthodes de la géochimie organique. La pyrolyse Rock-Eval a été initialement développée pour l'étude des hydrocarbures et les kérogènes des roches sédimentaires (Espitalié *et al.*, 1985). Récemment il a été montré que cette méthode d'analyse pouvait renseigner la composition de la matière organique des sols et des sédiments (Disnar *et al.*, 2003; Sebag *et al.*, 2006; Delarue *et al.*, 2011; Carrie *et al.*, 2012; Saenger *et al.*, 2013).

Dans ce travail nous avons cherché à définir la cinétique de décomposition de débris de bois enfouis dans le sol en milieu tropical humide, et à déterminer les changements de composition de la MOS de ces débris au cours du temps à l'aide de la pyrolyse Rock-Eval.

2. Matériels et méthodes

Le site d'étude est Combi, décrit dans le chapitre 2.

2.1. Stocks des débris de bois

Les débris de bois ont été échantillonnés immédiatement après déforestation, à la surface du sol ([Chapitre 2.3.1.b](#)). Suite à l'enfouissement des débris et à la mise en culture, les débris de bois restants dans le sol ont été triés dans les échantillons de sol prélevés jusqu'à 30 cm à la tarière à cylindre. Cinq dates d'échantillonnages ont été étudiées : novembre 2009 (T1), avril 2010 (T1,5), novembre 2010 (T2), novembre 2011 (T3) et novembre 2012 (T4). A T1 et T1,5 seul le bloc I a été analysé (3 parcelles avec 6 points de prélèvement chacune, soit 18 points de prélèvement) ; pour les autres dates les quatre blocs ont été analysés (12 parcelles, soit 72 points de prélèvement). Pour chaque échantillon de sol sec les refus végétaux > 2 mm ont été re-tamisés à 4 mm. Les débris de bois ont été triés manuellement sur le tamis de 4 mm, puis pesés. Le stock de matière sèche des débris de bois S pour chaque échantillon a été calculé selon l'[Équation 3.1](#).

$$S = DA \times Db \times E \quad \text{Équation 3.1}$$

où DA est la densité apparente, Db la proportion massique de débris de bois > 4 mm dans l'échantillon, et E l'épaisseur de la couche considérée. Pour chaque point de prélèvement, le stock S des 4 couches a été additionné pour obtenir le stock des débris de bois jusqu'à 30 cm de profondeur.

2.2. Analyses chimiques

Les teneurs en C et N ont été mesurées sur une partie des échantillons de débris de bois. Pour les débris échantillonnés en octobre 2008 (T0) 12 échantillons ont été aléatoirement sélectionnés. Pour les débris isolés dans les sols cultivés 6 échantillons ont été aléatoirement sélectionnés à chaque date de prélèvement, en réunissant tous les débris de la couche 0-30 cm pour chaque point. Les échantillons de débris de bois ont été broyés au broyeur électrique à couteaux avant l'analyse. Les échantillons broyés ont ensuite été analysés par combustion sèche, donnant les teneurs en carbone total (appelé ici C_{dc}) et en azote total des débris de bois. Pour les 12 échantillons du T0, 3 réplicats par échantillon ont été analysés afin de vérifier la variabilité interne de l'échantillon. L'erreur-standard pour ces échantillons n'excédait pas

8 g kg⁻¹. A partir des teneurs en C_{dc} et du stock de matière sèche des débris de bois nous avons calculé le stock de COS de ces débris pour chaque date de prélèvement.

Les débris de bois isolés pouvaient inclure des particules minérales à leur surface. Nous avons donc déterminé la teneur en matière organique (MO) des débris analysés en C et N, afin de pouvoir exprimer les résultats obtenus par la suite en unités de composés organiques par unité de matière organique pure. La teneur en MO a été déterminée par perte au feu, en plaçant l'échantillon dans un four à 700°C pendant 2 heures.

2.3. Pyrolyse Rock-Eval

La composition de la matière organique des débris de bois a été déterminée par la pyrolyse Rock-Eval sur des échantillons broyés (prise d'essai d'environ 50 mg). L'appareil utilisé est un pyrolyseur RE6 (turbo model, Vinci Technologies[®], France). Au cours de l'analyse, l'échantillon est pyrolysé sous atmosphère inerte de N₂, avec une température qui croît de 200 à 650°C ; le matériel résiduel est ensuite oxydé dans un four d'oxydation, de 450 à 750°C. Des détecteurs à ionisation de flamme (FID) et à infrarouge (IR) détectent respectivement les composés hydrocarbures, CO et CO₂ émis par la décomposition thermique de la matière organique. Les hydrocarbures détectés par le FID au fur et à mesure que la température augmente donnent la signal S2, qui est l'un des paramètres les plus étudiés dans les travaux sur la matière organique des sols par la pyrolyse Rock-Eval (Sebag *et al.*, 2006; Saenger *et al.*, 2013). Le carbone organique total (TOC) représente la somme du signal collecté lors des phases de pyrolyse et d'oxydation. Plus de détails sur la pyrolyse Rock-Eval peuvent être consultés dans Espitalié *et al.* (1985), Lafargue *et al.* (1998); et Behar *et al.* (2001).

Le [Tableau 3.1](#) résume les différents paramètres obtenus de la pyrolyse Rock-Eval et les fractions du carbone déterminées à partir de cette méthode. Ici nous avons utilisé 6 paramètres qui caractérisent la qualité de la matière organique (Disnar *et al.*, 2003) :

- l'indice d'hydrogène (HI)
- l'indice d'oxygène (OI)
- la portion du signal S2 intégré avant 400°C (R400)
- le carbone pyrolysable (PC) : quantité de carbone organique recueilli lors de la phase de pyrolyse
- le carbone résiduel (RC) : quantité de carbone organique recueilli lors de la phase d'oxydation

- le carbone minéral (minC) : quantité de carbone émis à la fin des phases de pyrolyse et d'oxydation.

Dans notre contexte d'étude, étant donné que ni les débris de bois ni les sols ne contiennent des carbonates, nous considérons que la totalité du carbone recueilli durant l'analyse est d'origine organique. Par conséquent minC est ici considéré comme du carbone organique. A partir des fractions du carbone obtenues par la pyrolyse Rock-Eval, nous avons déterminé deux pools de carbone : un pool de carbone résistant (ResC) par l'Équation 3.2 et un pool de carbone labile (LabC) par l'Équation 3.3.

$$ResC = RC + minC \quad \text{Équation 3.2}$$

$$LabC = C_{dc} - ResC \quad \text{Équation 3.3}$$

Dans la pyrolyse Rock-Eval, la réponse du détecteur FID durant la phase de pyrolyse (correspondant à la courbe S2, ce carbone constitue une partie du carbone pyrolysable) est anormalement faible pour la cellulose et les polysaccharides, ce qui explique pourquoi sur un même échantillon, la teneur en C_{dc} (carbone organique déterminé par combustion sèche, « dc » = *dry combustion*) est plus élevée que la teneur en TOC ; surtout pour les végétaux frais et les horizons de litière (Disnar *et al.*, 2003). Cela nous amène à considérer que la teneur en carbone pyrolysable (PC) est sous-estimée. Nous avons donc attribué la différence de carbone entre C_{dc} et TOC comme étant du carbone labile non détecté par la pyrolyse, d'où l'Équation 3.3. En mettant en relation les teneurs des pools de carbone LabC et ResC avec les teneurs en MO des débris nous avons déterminé OM-LabC et OM-ResC, qui représentent la teneur en pool de carbone exprimée pour une unité de matière organique pure.

2.4. Analyses statistiques

Une régression non linéaire a été appliquée à l'évolution temporelle du stock des débris de bois > 4 mm dans le sol, à l'aide du logiciel SigmaPlot[®]. Le test-t a été mené afin de déterminer la significativité de la régression. Nous avons analysé le set global d'échantillons, sans tenir compte des blocs et des systèmes de cultures. Ceux-ci n'avaient pas d'effet à $P < 0,05$ sur les stocks de débris de bois mesurés (comparaison de la moyenne pour chaque date de prélèvement avec le test de Kruskal-Wallis).

Pour les paramètres de la matière organique déterminés par combustion sèche et par la pyrolyse Rock-Eval, les moyennes ont été comparées selon la date de prélèvement. Selon la normalité et l'homoscédasticité des données, des analyses de variance (ANOVA) ou des tests de Kruskal-Wallis ont été menés. Si les résultats étaient significatifs à $P < 0,05$, les tests ont été suivis de comparaisons post-hoc (Tukey pour l'ANOVA, correction de Bonferroni pour Kruskal-Wallis).

Tableau 3.1 : Détermination des paramètres de la pyrolyse Rovk-Eval (Behar et al., 2001, adapté) et calcul des pools du carbone des débris de bois.

| Paramètre | Détecteur / Four | Unité | Formule | Nom |
|--|----------------------------|--|---|---------------------------------|
| <i>Paramètres de la pyrolyse Rock-Eval</i> | | | | |
| HI | FID/Pyrolysis | mg HC g ⁻¹ TOC | $S2 \times 100/TOC$ | Indice d'hydrogène |
| OI | IR/Pyrolysis | mg CO ₂ g ⁻¹ TOC | $S3 \times 100/TOC$ | Indice d'oxygène |
| R400 | FID/Pyrolysis | - | Aire du pic S2 en dessous de 400°C / Aire totale pic S2 | R400 |
| PC | FID&IR/Pyrolysis | g 100g ⁻¹ | $\left[[(S1 + S2) \times 0,83] + \left[S3 \times \frac{12}{44} \right] + \left[\left(S3CO + \frac{S3'CO}{2} \right) \times \frac{12}{28} \right] \right] / 10$ | Carbone organique pyrolysable |
| RC | IR/Oxidation | g 100g ⁻¹ | $\left[\left[S4CO \times \frac{12}{28} \right] + \left[S4CO_2 \times \frac{12}{44} \right] \right] / 10$ | Carbone organique résiduel |
| MinC | IR/ Pyrolysis&Oxidation | g 100g ⁻¹ | $\left[\left[S3' \times \frac{12}{44} \right] + \left[\left(\frac{S3'CO}{2} \right) \times \frac{12}{28} \right] + \left[S5 \times \frac{12}{44} \right] \right] / 10$ | Carbone minéral |
| TOC | | g 100g ⁻¹ | $PC + RC + MinC$ | Carbone organique total |
| <i>Pools et paramètres recalculés du carbone</i> | | | | |
| ResC | | g 100g ⁻¹ | $RC + MinC$ | Carbone résistant |
| LabC | | g 100g ⁻¹ | $Cdc - ResC$ | Carbone labile |
| LabC/C _{dc} | | - | $LabC / C_{dc}$ | Ratio du carbone labile |
| OM-ResC | | g 100g ⁻¹ OM | $ResC \times OM$ | C résistant de la MO des débris |
| OM-LabC | | g 100g ⁻¹ OM | $LabC \times OM$ | C labile de la MO des débris |
| ResC stock | | t ha ⁻¹ | $ResC \times biomasse\ des\ débris\ de\ bois$ | Stock de carbone résistant |
| LabC stock | | t ha ⁻¹ | $LabC \times biomasse\ des\ débris\ de\ bois$ | Stock de carbone labile |

3. Résultats

3.1. Perte de masse

Les débris de bois recouvrant le sol suite à la déforestation représentent $24,1 \pm 3,8 \text{ t ha}^{-1}$ de matière sèche. Suite à la mise en culture, le stock des débris de bois $> 4 \text{ mm}$ diminue fortement et représente 4 ans après déforestation $3,1 \pm 0,5 \text{ t ha}^{-1}$ (Tableau 3.2, Figure 3.1). La perte de masse suit une décroissance exponentielle de forme $y = 22,3 \pm 1,9 \times \exp(-0,039 \pm 0,004 t)$ ($R^2 = 0,23$, $P < 0,0001$) avec y le stock de débris de bois $> 4 \text{ mm}$ en t ha^{-1} et t le temps en mois. La demi-vie de ces débris est donc de 17,6 mois, le temps de résidence 25,5 mois. Au 25^{ème} mois (novembre 2010, T2) le stock de débris présente une forte hétérogénéité (Figure 3.1) mais la taille de l'échantillon ($n = 72$) explique que l'erreur standard soit plus faible que pour novembre 2009 et avril 2010 (Tableau 3.2).

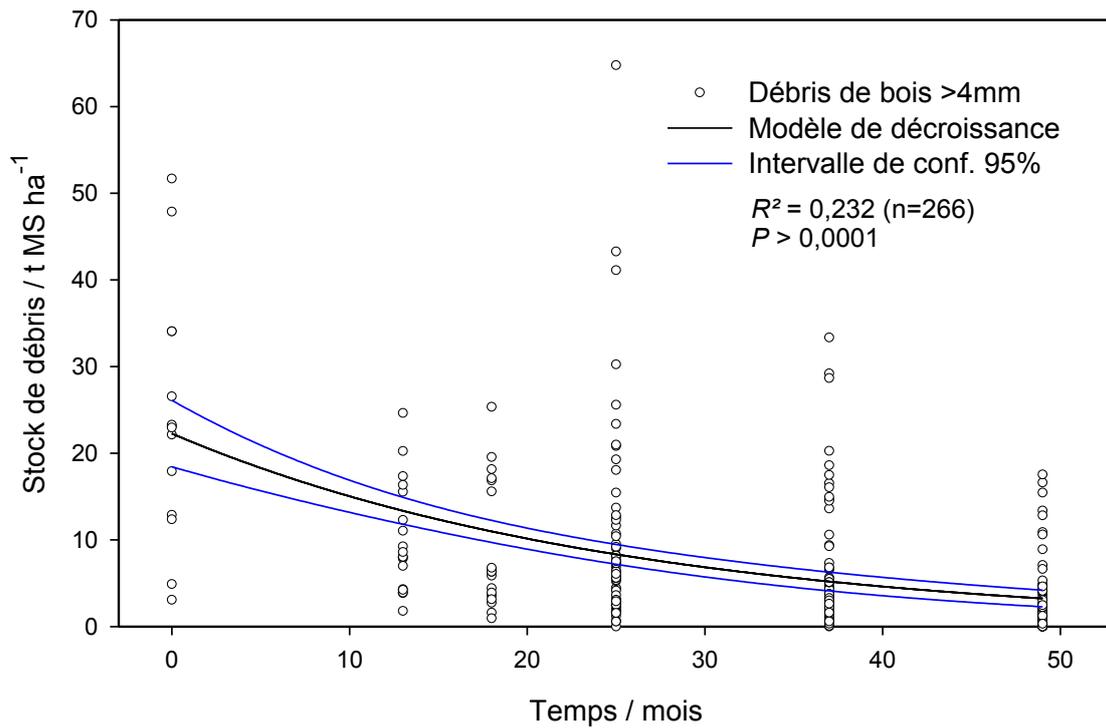


Figure 3.1 : Stocks des débris de bois $> 4 \text{ mm}$ au cours du temps, exprimés en matière sèche.

3.2. Teneurs en C, N et MO des débris de bois

La teneur en C_{dc} des débris de bois $> 4 \text{ mm}$ décroît au cours du temps (Tableau 3.2). Le stock de C_{dc} des débris de bois suit la même tendance que celui de la biomasse avec

$11,2 \pm 1,9$ t ha⁻¹ à T0 et $1,2 \pm 0,2$ à T4. Le ratio C/N est de $108,5 \pm 8,9$ au moment de la déforestation, décroît à $39,0 \pm 4,2$ un an après déforestation et reste stable ensuite. La teneur en MO des débris de bois est de $93,8 \pm 1,6$ g 100g⁻¹ à T0 et diminue jusqu'à $77,8 \pm 1,7$ g 100g⁻¹ à T3.

3.3. Composition de la MO des débris de bois

L'indice d'hydrogène HI décroît significativement entre T0 (486 ± 4 mg HC g⁻¹ TOC) et T4 (328 ± 12 mg HC g⁻¹ TOC) (Tableau 3.2). Le R400 diminue également de $0,75 \pm 0,01$ en T0 à $0,66 \pm 0,02$ un an après déforestation mais ne change pas significativement de T1 à T4. La diminution du R400 est due à la diminution de l'intensité du signal S2 pour les débris de bois enfouis dans le sol lorsque la température de pyrolyse atteint entre 310 et 380°C (Figure 3.2). L'indice d'oxygène OI ne varie pas significativement au cours du temps, avec 167 ± 10 mg CO₂ g TOC⁻¹ en avril 2010 et 200 ± 14 mg CO₂ g TOC⁻¹ en novembre 2012 (Tableau 3.2). Les teneurs en TOC mesurées par la pyrolyse Rock-Eval ne varient pas significativement au cours du temps. Elles sont en revanche inférieures aux teneurs mesurées par combustion sèche C_{dc}. La régression linéaire entre le TOC et C_{dc} est la suivante : $C_{dc} = 9,8 \pm 2,8 + 0,62 \pm 0,07 \times \text{TOC}$ ($R^2 = 0,69$, $P < 0,0001$, $n = 42$).

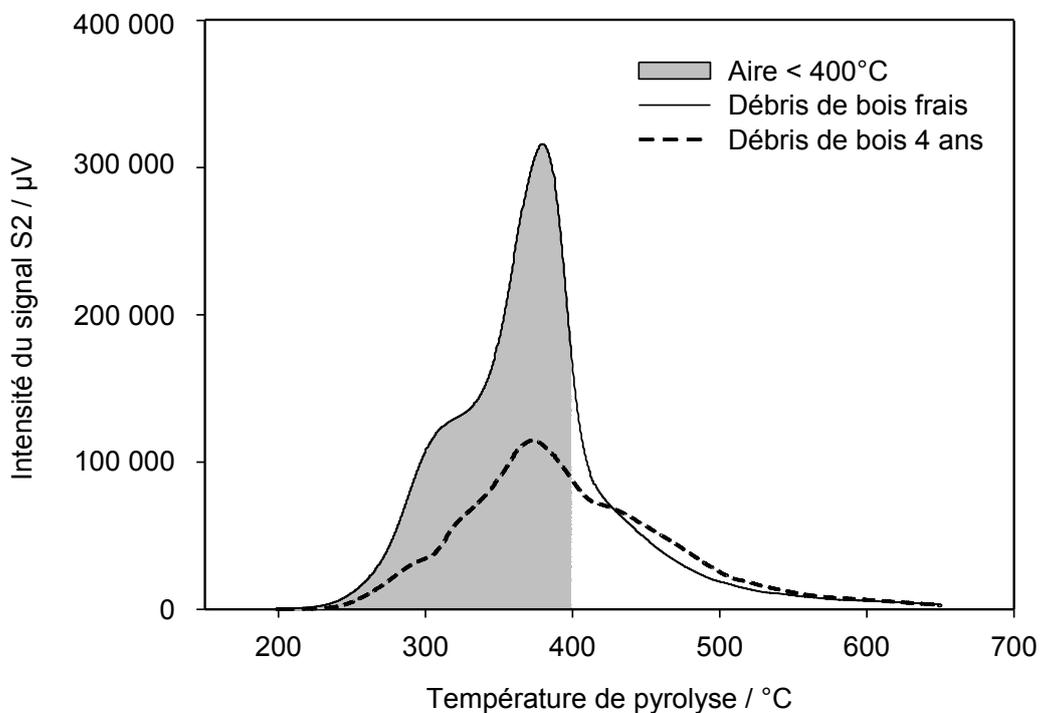


Figure 3.2 : Pic S2 de la pyrolyse Rock-Eval pour des débris de bois frais (T0) et un échantillon de débris de bois âgés de 4 ans. Le paramètre R400 correspond au ratio entre l'aire intégrée en dessous de 400°C et l'aire totale du pic.

Tableau 3.2 : Teneurs et stocks de carbone, paramètres Rock-Eval et pools de carbone des débris de bois > 4 mm au cours du temps. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard entre parenthèses. Pour les stocks de carbone, n = 14 à T0, n = 18 à T1 et T1,5, n = 72 à T2, T3 et T4. Pour les autres paramètres n = 12 à T0, et n = 6 aux autres dates.

| Date | Analyse conventionnelle de la MO | | | | Paramètres Rock-Eval et pools de carbone * | | | | | | | |
|----------------|----------------------------------|---|-------------------------------|----------------|--|------------------------------------|---|----------------|-----------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|----------------------|
| | Stock t ha ⁻¹ | C _{dc} g 100g ⁻¹ | Stock C t ha ⁻¹ | C/N | MO g 100g ⁻¹ | HI mg HC g ⁻¹ TOC | OI mg CO ₂ g ⁻¹ TOC | R400 | TOC g 100g ⁻¹ | OM-LabC g 100g ⁻¹ OM | OM-ResC g 100g ⁻¹ OM | LabC/C _{dc} |
| T0 Oct-08 | 24,1 (3,8) | 46,5 (0,6) | 11,2 (1,9) | 108,5 (8,9) | 93,8 (1,6) | 486 (4) | 182 (2) | 0,76 (0,01) | 37,0 (0,7) | 29,6 (0,4) | 20,1 (0,3) | 0,60 (0,01) |
| T1 Nov-09 | 10,2 (1,5) | 43,8 (0,1) | 4,5 (0,8) | 39,0 (4,2) | 87,7 (2,0) | 389 (33) | 178 (5) | 0,66 (0,02) | 37,5 (0,9) | 24,1 (1,4) | 25,8 (1,6) | 0,48 (0,03) |
| T1,5 Apr 10 | 9,2 (1,8) | 42,9 (1,6) | 3,9 (0,9) | 42,1 (3,3) | 84,9 (2,6) | 398 (17) | 167 (10) | 0,70 (0,04) | 37,3 (1,7) | 24,5 (0,9) | 26,1 (1,4) | 0,49 (0,02) |
| T2 Nov-10 | 8,9 (1,3) | 43,0 (1,6) | 3,8 (0,7) | 45,2 (4,7) | 86,9 (2,6) | 388 (17) | 179 (10) | 0,72 (0,01) | 36,9 (1,3) | 24,0 (0,8) | 25,4 (0,5) | 0,49 (0,01) |
| T3 Nov-11 | 5,9 (0,8) | 38,7 (0,1) | 2,3 (0,4) | 35,0 (1,9) | 77,8 (1,7) | 337 (14) | 180 (5) | 0,66 (0,01) | 33,8 (1,1) | 21,8 (0,7) | 28,0 (0,9) | 0,44 (0,02) |
| T4 Nov-12 | 3,1 (0,5) | 38,5 (0,7) | 1,2 (0,2) | 32,4 (3,1) | 80,1 (1,5) | 328 (12) | 200 (14) | 0,66 (0,02) | 34,1 (0,7) | 20,5 (0,7) | 27,6 (0,5) | 0,43 (0,01) |
| <i>P value</i> | | | | | | < 0,001 | 0,51 | < 0,001 | 0,07 | < 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |

* Voir le [Tableau 3.1](#) pour le calcul des paramètres Rock-Eval et des pools de carbone. Les comparaisons des moyennes des paramètres entre les dates de prélèvement ont été menées avec le test de Kruskal Wallis excepté le TOC et OM-LabC, analysé par ANOVA.

OM-LabC (teneur en carbone labile de la MO des débris) est de $29,6 \pm 0,4 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ à T0, et décroît significativement jusqu'à $20,5 \pm 0,4 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ à T4 (Tableau 3.2). Parallèlement, OM-ResC augmente suite à la déforestation, de $20,1 \pm 0,3 \text{ g kg}^{-1}$ à T0 à plus de $25,0 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ à partir de T1.

Les stocks de LabC et ResC décroissent tous deux au cours du temps, mais la décroissance de LabC est plus rapide (Figure 3.3). Une décroissance exponentielle appliquée à ces deux pools donne les résultats suivants : $\text{LabC} = 6,2 \pm 0,4 \times \exp(-0,054 \pm 0,004 t)$ ($R^2 = 0,36$, $P < 0,0001$, $n = 266$) et $\text{ResC} = 4,3 \pm 0,4 \times \exp(-0,035 \pm 0,004 t)$ ($R^2 = 0,19$, $P < 0,0001$, $n = 266$). Le temps de demi-vie des stocks de LabC et de ResC est donc respectivement de 12,9 et 19,9 mois. Le rapport LabC / Cdc diminue significativement de 0,60 à T0 à 0,50 un an après déforestation (Tableau 3.2).

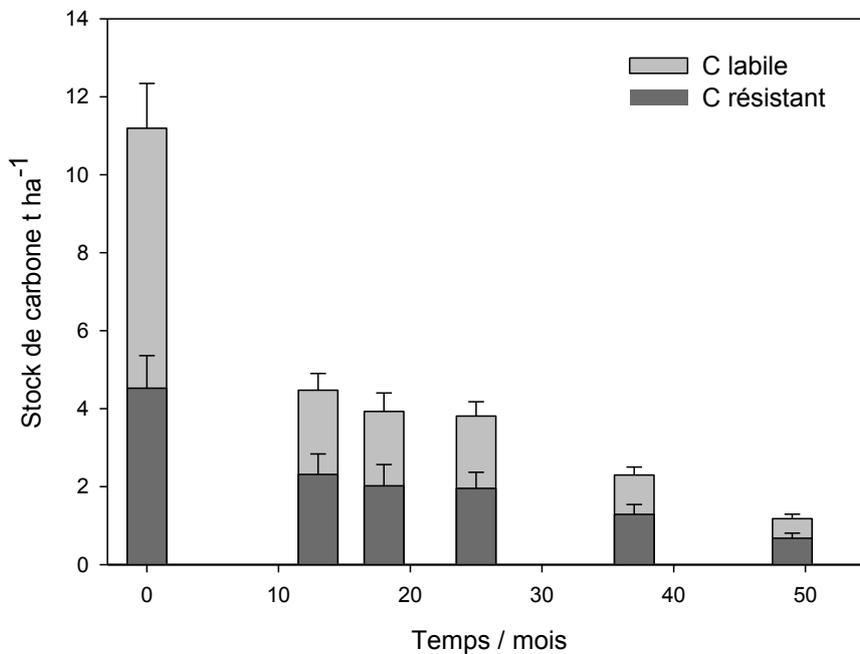


Figure 3.3 : Stocks des pools de carbone résistant et labile des débris de bois > 4 mm au cours du temps dans la couche 0-30 cm.

4. Discussion

4.1. Cinétique de perte de masse

La décroissance exponentielle, qui caractérise ici la perte de masse des débris de bois avec une demi-vie de 17,6 mois, est couramment utilisée pour décrire la décomposition des MOS (Six & Jastrow, 2002). Au Sénégal (climat tropical sec et sub-humide), Manlay *et al.* (2004) ont observé une décomposition plus rapide pour des racines ligneuses enfouies dans le sol, mais dans leur étude la taille des racines était plus petite (< 10 mm) que les débris de bois de notre étude, en particulier la première année après déforestation. En revanche, les études sur la décomposition du bois mort à la surface du sol dans la forêt amazonienne observent des taux de décomposition plus faibles que dans notre étude, avec des demi-vies de 4,1 ans (Chambers *et al.*, 2001) et s'échelonnant de 2,3 à 14 ans (sans tenir compte des espèces pionnières) (Hérault *et al.*, 2010). Ces différences peuvent s'expliquer par les dimensions plus grandes des débris dans ces études forestières, ce qui réduit l'accessibilité des tissus organiques pour l'altération météorique et l'activité biologique, particulièrement l'activité microbienne. De plus la décomposition des matières organiques fraîches serait accélérée suite à la déforestation en raison de l'augmentation de la température du sol (Nascimento & Laurance, 2004).

Sur le site expérimental de Combi, la température annuelle du sol à 10 cm de profondeur est comprise entre 24,7 et 26,0 °C sous forêt, et entre 24,6 et 32,6 °C dans les parcelles cultivées (Petitjean, 2013, [Figure 2.6](#)). A une même date, la différence de température du sol entre la forêt et les cultures peut atteindre 8°C (Petitjean, 2013). Dans les sols cultivés, les radiations solaires peuvent à certains moments de l'année atteindre directement la surface du sol (Wambeke, 1992), où la température peut alors atteindre le niveau optimal pour l'activité microbienne, entre 35 et 45 °C (Paul, 2001). A Combi les conditions d'humidité du sol sont favorables à l'activité microbienne et fongique en raison des précipitations élevées et du drainage vertical libre, qui empêche l'hydromorphie. Des champignons de pourritures blanches ont été observés sous les litières au contact des débris de bois, et ont probablement eu un rôle majeur dans la décomposition des débris. En revanche nous n'avons pas observé d'activité de termites dans les sols, que ce soit sous forêt ou sous cultures. La forte hétérogénéité des stocks de débris de bois mesurés au cours du temps ([Figure 3.1](#)) peut s'expliquer d'une part par la variabilité spatiale initiale de la couche de débris de bois créée lors de la déforestation et d'autre part par le grand nombre d'essences forestières présentes avant la déforestation. Dans la forêt de Paracou, à 10 km au sud de Combi, Hérault *et al.*

(2010) ont montré que la variabilité de la densité du bois variait selon l'espèce considérée (entre 0,46 et 1,24 g cm⁻³ sans tenir compte des espèces pionnières) et que les taux de décomposition du bois mort dépendaient de la densité du bois. Cette variabilité des essences forestières est cohérente avec la grande variabilité du rapport C/N des débris de bois frais du T0 prélevés à Combi (Figure 3.4). La perte de masse des débris de bois ne dépend pas du type de système de culture mais principalement des conditions pédoclimatiques, en raison de la courte période étudiée et de la grande variabilité de la décomposition de ces débris. La perte de masse la plus importante a eu lieu au cours de la première année après déforestation, avant la différenciation des systèmes de cultures : durant cette période l'ensemble du site était recouvert d'une plante de couverture.

Dans des conditions climatiques similaires nous n'avons trouvé qu'une étude où la masse d'une couche de mulch ligneux a été mesurée après déforestation et mise en culture. Davidson *et al.* (2008) ont montré que le stock de carbone de la couche de litière dans un système déboisé en « chop-and-mulch » (proche du déboisement employé à Combi) était de $17,7 \pm 0,4$ t C ha⁻¹ immédiatement après déforestation et se réduisait à $1,9 \pm 0,3$ t C ha⁻¹ après 34 mois de mise en culture. La cinétique de décomposition semble donc plus rapide dans l'étude de Davidson *et al.* (2008), mais la taille des débris n'a pas été reportée, et la préparation du site pourrait avoir été différente : dans leurs travaux il n'y a pas d'indication sur le travail du sol, contrairement à Combi où le sol a été travaillé à l'aide de disques. Dans ce cas l'enfouissement des débris pourrait avoir causé une diminution de leur cinétique de décomposition.

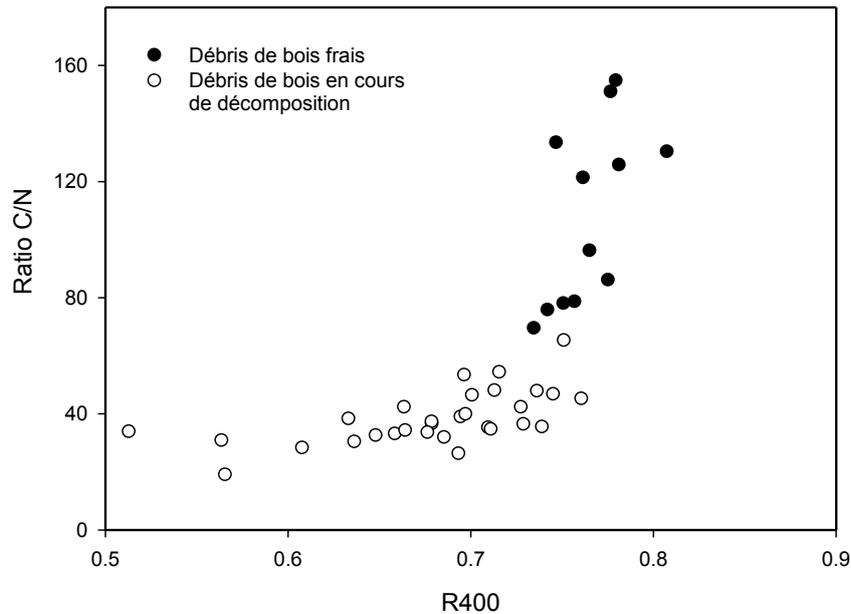


Figure 3.4 : Relation entre le R400 et le rapport C/N des débris de bois > 4 mm.

4.2. Transformations de la matière organique durant la décomposition des débris

La composition de la matière organique des débris de bois a rapidement évolué durant leur décomposition dans le sol, comme en atteste la diminution du rapport C/N, l'indice d'hydrogène HI, le R400 et la teneur en OM-LabC un an après déforestation. Parallèlement, la teneur en OM-ResC a augmenté au cours de la première année de l'expérimentation (Tableau 3.2). Cela implique que les processus de décarboxylation, de déhydrogénation et de minéralisation des composés labile des débris de bois se sont produits rapidement après leur apport au sol. Une chute du rapport C/N durant la décomposition de matière fraîche a également été observée pour des racines ligneuses (Manlay *et al.*, 2004) et pour des débris de bois (Mackensen & Bauhus, 2003; Olajuyigbe *et al.*, 2011).

Avec la pyrolyse Rock-Eval, il a été montré que l'indice d'hydrogène HI diminuait du haut vers le bas dans les horizons de litière du sol (Disnar *et al.*, 2003). En d'autres termes, le HI décroît au cours de la biodégradation de la matière organique. Le même processus explique la diminution du R400 après l'enfouissement des débris : les composés tels que l'hémicellulose, la cellulose et la lignine peu oxydée (c'est-à-dire la matière organique fraîche) sont principalement pyrolysés avant 400°C, tandis que les substances humiques plus complexes sont principalement pyrolysés après 400°C (Disnar *et al.*, 2003). Ainsi le R400 est considéré comme un indicateur de l'humification ou de la stabilisation biochimique des matières

organiques (Gogo *et al.*, 2011). Dans notre cas, le R400 révèle une faible humification des débris de bois, principalement durant la première année après déforestation. Si l'intensité du signal S2 diminue avant 400°C suite à l'enfouissement des débris, l'intensité n'est pas plus élevée au-delà de 400°C dans les débris en cours de décomposition par rapport aux débris frais (Figure 3.2). L'indice d'oxygène (OI) n'évolue pas au cours du temps, alors que nous aurions pu nous attendre à une augmentation de ce paramètre relative à un enrichissement en oxygène durant la décomposition des débris (Disnar *et al.*, 2003). L'OI indique le caractère oxydatif de la matière organique, qui peut être lié à sa composition initiale ou à l'oxydation physico-chimique de la matière organique au cours de la décomposition. Ainsi au cours de l'humification nous observons généralement une augmentation de l'OI, en raison de l'oxydation et de la polymérisation de la MO. Dans notre cas la stabilité de l'OI et la diminution de HI peuvent être attribuées aux conditions pédoclimatiques qui entraînent une forte dégradation des débris de bois par l'activité microbienne et fongique, mais avec une faible humification de ces débris figurés.

L'évolution du rapport C/N, du R400 et du rapport LabC/C_{dc} montre que les processus de transformation de la matière organique (décarboxylation, déhydrogénation, humification) ont lieu principalement durant la première année après l'apport des débris. Cependant HI et OM-LabC continuent de diminuer après la première année de l'expérimentation, montrant que la décomposition biochimique des débris était progressive. Par conséquent les stocks de LabC et ResC diminuent tous deux au cours du temps et avec des temps de demi-vies peu contrastés, ce qui met en évidence le fait qu'il n'y a pas de préservation ou polymérisation de la matière organique au sein des débris de bois (Figure 3.3). Cette absence de préservation biochimique et la faible humification sont en accord avec la cinétique de décomposition de premier ordre observée pour la perte de masse des débris de bois.

4.3. La pyrolyse Rock-Eval : un outil d'étude de la décomposition des MOS

La pyrolyse Rock-Eval est une méthode simple, rapide, permettant ici de :

- déterminer les transformations chimiques de la matière organique de débris de bois en cours de décomposition
- distinguer deux pools de carbone ayant une sensibilité différente face à la décomposition

Les changements dans la géochimie organique des débris de bois révélés par la pyrolyse sont plus progressifs que ceux déterminés par l'évolution du rapport C/N. La relation entre le

R400 et le C/N confirme la contribution du R400 à l'étude de l'humification de la matière organique figurée durant sa décomposition (Figure 3.4). A partir d'un an après déforestation le R400 est corrélé au C/N ($r = 0,61$, $P < 0,001$, $n = 30$). Les débris de bois frais échantillonnés au moment de la déforestation en octobre 2008 présentent des valeurs de C/N hétérogènes, alors que le R400 varie peu (Figure 3.4). Cela peut s'expliquer par le nombre important d'essences forestières broyées durant la déforestation, présentant différents rapports entre les teneurs en cellulose, hémicellulose et lignine. Durant la pyrolyse tous ces composés sont pyrolysés majoritairement en dessous de 400°C, donnant une faible variabilité au R400 pour les débris frais.

Une des originalités de notre approche a été le fait de ne pas s'intéresser uniquement aux paramètres de pyrolyse HI, OI, R400, et la forme du pic S2. Ces paramètres sont issus de la phase de pyrolyse et sont les plus étudiés dans les travaux de pyrolyse Rock-Eval sur les sols (Disnar *et al.*, 2003; Sebag *et al.*, 2006; Carrie *et al.*, 2012). D'autres paramètres comme OM-ResC et OM-LabC révèlent également des transformations de la matière organique. Un plus grand intérêt devrait être porté sur le carbone émis durant la phase d'oxydation et à la fin de la pyrolyse, correspondant à OM-ResC. Nous montrons que ce pool peut représenter plus de la moitié de la matière organique présente dans les débris de bois un an après leur apport au sol. Enfin, les analyses de pyrolyse couplées à la mesure du stock de carbone des débris nous ont permis de déterminer au cours du temps les stocks de deux pools de carbone ainsi que leur demi-vies. Avec ces pools LabC et ResC nous avons pu mettre en évidence l'absence de préservation et la faible humification de la matière organique contenue dans les débris de bois. Cependant, nous n'avons pas pu relier ces pools de carbone aux composés biochimiques conventionnels (sucres, cellulose, lignine, cires). La déconvolution du pic S2 peut être utilisée pour discriminer différentes classes de composés organiques (Sebag *et al.*, 2006) mais cette approche peut être limitée pour les matériaux riches en cellulose et en lignine. En effet ces deux composés ont une température maximale du pic S2 similaire, et la forme du pic S2 de la lignine est large (Disnar *et al.*, 2003).

A partir de notre étude nous pouvons suggérer quelques recommandations sur l'emploi de la pyrolyse Rock-Eval pour étudier des matières organiques figurées :

- considérer la fraction « minC » comme organique en l'absence de carbonates dans les sols et la MO, et grouper cette fraction avec le carbone organique résiduel (RC) pour former le pool de carbone résistant ResC ;
- déterminer les teneurs en MO et en C_{dc} (mesure par combustion sèche). Cela permet de distinguer deux pools de carbone ayant des sensibilités différentes face

au processus de décomposition et d'humification, et dont l'évolution peut être comparée pour une même quantité de matière organique.

5. Conclusion et perspectives

La décomposition de débris de bois apportés par la déforestation sans brûlis dans la couche 0-30 cm des sols cultivés en contexte tropical humide est caractérisée par une décroissance exponentielle de premier ordre plutôt rapide, avec une demi-vie de 17,6 mois. Ce taux de décomposition est plus élevé que ceux reportés pour des débris plus grossiers se décomposant à la surface des sols forestiers, probablement en raison de la taille plus petite des débris et des conditions pédoclimatiques des sols cultivés dans notre cas. L'effet spécifique de la taille des débris, de l'enfouissement, et des caractéristiques du sol et du climat sur la décomposition des débris de bois mériterait des recherches plus approfondies.

La pyrolyse Rock-Eval nous a permis de mettre en évidence les transformations de la matière organique des débris de bois au cours de leur décomposition. Ces changements ont principalement lieu lors de la première année après l'apport des débris de bois. Suite à leur enfouissement, les débris sont plus résistants thermiquement, et leur proportion de carbone labile décroît. Cependant la matière organique des débris s'humifie peu, et les stocks de carbone des pools labile et résistants décroissent avec des taux de décomposition peu contrastés (12,9 et 19,9 mois). Il n'y a pas de préservation d'une partie de la matière organique de ces débris, en accord avec les décroissances de premier ordre observées.

Il semblerait donc que la décomposition rapide des débris de bois n'apporte des bénéfices au sol qu'à court terme. La perte de masse des débris > 4 mm s'est traduite par des émissions de CO₂ liées à l'activité microbienne et fongique de décomposition, mais une partie des débris de bois a également pu être fragmentée et transférée dans des compartiments plus fins du carbone du sol. Les stocks de COS de la terre fine et des refus végétaux > 2 mm étant déterminés à partir des mêmes échantillons de sol, il est possible de comparer l'évolution temporelle des compartiments du carbone du sol et du carbone des débris de bois > 4 mm. Cela mettrait ainsi en évidence l'impact de l'apport de débris de bois sur les stocks de COS. Ce point sera abordé dans le chapitre suivant.

Chapitre 4. Approche compartimentale et isotopique des variations de stocks de carbone organique du sol après déforestation et mise en culture

AVANT-PROPOS

Dans ce chapitre nous analysons dans un premier temps les stocks de COS dans la couche 0-30 cm (6 dates de prélèvements jusqu'à 5 ans après déforestation) puis dans la couche 0-100 cm (comparaison forêt – systèmes de culture 5 ans après déforestation). Les variations de stock sont discutées au regard d'analyses complémentaires : la distribution granulométrique du COS 4 ans après déforestation, un bilan du carbone racinaire 5 ans après déforestation, ainsi que des analyses $\delta^{13}\text{C}$ du sol, des fractions de sol et de racines dans le système prairie.

Ces résultats sont couplés aux données obtenues dans le chapitre 3, et nous permettent d'analyser les changements qui affectent différents compartiments du carbone du sol en milieu tropical humide. Après une rapide discussion méthodologique, nous évaluons le devenir du carbone forestier dans le sol, et discutons des tendances observées à moyen terme pour les trois systèmes de culture implantés à Combi.

1. Stock de COS 0-30 cm jusqu'à 5 ans après déforestation et mise en culture

1.1. Densité apparente et teneur en COS de la terre fine

La densité apparente (DA) et la teneur en C de la terre fine ont subi des modifications suite à la déforestation et à l'implantation des systèmes cultivés à Combi (Tableau 4.1). L'augmentation de la densité apparente dans les sols cultivés se fait sentir statistiquement à partir d'un an dans la couche 0-5 cm (système semis direct SD) et un an et demi après déforestation dans les couches 10-20 et 20-30 cm (semis conventionnel SC, et SD). Quatre à cinq ans après déforestation nous notons une augmentation globale de la DA, en particulier dans les couches 5-10 cm et 10-20 cm. La DA sous prairie P est dans l'ensemble inférieure à celle des systèmes SC et SD, et est parfois similaire à celle sous forêt alors que les systèmes SC et SD diffèrent de la forêt (couche 20-30 cm à T3 et T4, couche 0-5 cm à T3, T4 et T5). Curieusement, la DA de la couche 20-30 cm à T5 dans les systèmes cultivés ne diffère pas significativement de celle sous forêt à $P < 0,05$. Il est possible que les conditions d'humidité des sols au moment de l'échantillonnage influencent légèrement la DA mesurée. A court terme la méthode de déforestation sans brûlis employée ici a causé une compaction limitée, non significative des 10 premiers centimètres du sol, excepté pour la couche 0-5 cm en SD.

L'évolution des teneurs en C de la terre fine peut être analysée en fonction de l'effet global de la déforestation et des différences entre les systèmes cultivés. A T1, nous notons une augmentation significative des teneurs en COS dans la couche 20-30 cm des sols cultivés (de $1,05 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ sous forêt à plus de $1,28 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ dans les systèmes cultivés) (Tableau 4.1), que nous pouvons attribuer au travail du sol effectué suite à l'abattage des arbres de la forêt, qui a redistribué le carbone dans la partie superficielle du sol. Les couches 5-10 cm et 10-20 cm voient également leur teneur en COS augmenter mais de façon non significative ; l'augmentation est significative pour la couche 5-10 cm à T1,5 (plus de $2,25 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ contre $1,81 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ sous forêt). A partir de T2 les teneurs en COS dans la couche 0-5 cm des 3 systèmes cultivés sont significativement inférieures à celles sous forêt (respectivement moins de $2,03 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ et $2,68 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$). Les autres couches du sol sont également affectées par cette baisse des teneurs en COS à partir de T2. Au fur et à mesure des années nous observons également une différenciation entre les systèmes de cultures. Dans la couche 0-5 cm, à partir de T4 les teneurs en COS sont moins élevées dans le SC par rapport à SD et P. Dans les couches 5-10, 10-20 et 20-30 cm, à partir de T4 les teneurs en COS sont significativement

plus élevées pour P ($> 2,02 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ dans la couche 5-10 cm) par rapport à SC et SD ($< 1,75 \text{ g } 100\text{g}^{-1}$ dans la couche 5-10 cm). Nous notons peu de différences entre les systèmes à cultures annuelles SC et SD, si ce n'est que la concentration en carbone est répartie de façon plus homogène dans l'ensemble de la couche 0-30 cm pour le SC.

Tableau 4.1 : Densité apparente du sol et teneur en C de la terre fine < 2 mm dans les sols sous forêt et des systèmes cultivés (Prairie P, Semis conventionnel SC, semis direct SD) jusqu'à 5 ans après déforestation. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard (n = 24). Les comparaisons de moyennes ont été effectuées entre les trois systèmes de culture pour chaque date et chaque couche de sol. Les lettres minuscules correspondent aux groupes statistiques déterminés après ANOVA et test HSD de Tukey (P < 0,05). Les lettres capitales correspondent aux comparaisons Forêt - système de culture (test de Dunnett, P < 0,05). Les lettres sont en italique si l'analyse a été non paramétrique (test de Kruskal-Wallis, P < 0,05).

| Date | Système | Densité apparente / g cm ⁻³ | | | | Teneur en C (terre fine < 2mm) / g 100g sol ⁻¹ | | | |
|------|---------|--|----------------|-----------------|-----------------|---|-----------------|-----------------|-----------------|
| | | 0-5 cm | 5-10 cm | 10-20 cm | 20-30 cm | 0-5 cm | 5-10 cm | 10-20 cm | 20-30 cm |
| T0 | Forêt | 1,02 ± 0,04 A | 1,23 ± 0,03 A | 1,35 ± 0,02 A | 1,47 ± 0,01 A | 2,68 ± 0,15 A | 1,81 ± 0,12 A | 1,43 ± 0,07 A | 1,05 ± 0,03 A |
| T1 | P | 1,03 ± 0,06 aA | 1,25 ± 0,04 aA | 1,40 ± 0,03 aA | 1,51 ± 0,03 aA | 2,35 ± 0,13 aA | 2,22 ± 0,18 aA | 1,63 ± 0,06 aA | 1,34 ± 0,06 aB |
| | SC | 1,03 ± 0,05 aA | 1,32 ± 0,04 aA | 1,43 ± 0,03 aA | 1,52 ± 0,03 aA | 2,72 ± 0,19 aA | 2,29 ± 0,20 aA | 1,68 ± 0,11 aA | 1,28 ± 0,07 aB |
| | SD | 1,21 ± 0,03 bB | 1,33 ± 0,05 aA | 1,48 ± 0,03 aB | 1,56 ± 0,03 aA | 2,56 ± 0,19 aA | 2,16 ± 0,15 aA | 1,68 ± 0,09 aA | 1,28 ± 0,07 aB |
| T1,5 | P | 1,17 ± 0,04 aA | 1,27 ± 0,04 aA | 1,39 ± 0,03 bA | 1,49 ± 0,03 bA | 2,64 ± 0,16 aA | 2,40 ± 0,08 aB | 1,77 ± 0,08 aA | 1,39 ± 0,07 aB |
| | SC | 1,13 ± 0,06 aA | 1,33 ± 0,04 aA | 1,48 ± 0,03 aB | 1,61 ± 0,03 aB | 2,78 ± 0,14 aA | 2,34 ± 0,13 aB | 1,72 ± 0,11 aA | 1,21 ± 0,07 aA |
| | SD | 1,18 ± 0,04 aA | 1,38 ± 0,03 aA | 1,47 ± 0,02 abB | 1,54 ± 0,02 abA | 3,00 ± 0,22 aA | 2,25 ± 0,14 aB | 1,69 ± 0,09 aA | 1,29 ± 0,10 aB |
| T2 | P | 1,04 ± 0,04 aA | 1,28 ± 0,05 aA | 1,39 ± 0,03 aB | 1,50 ± 0,03 aA | 2,00 ± 0,08 aB | 2,05 ± 0,08 aA | 1,63 ± 0,07 aA | 1,21 ± 0,07 aB |
| | SC | 1,05 ± 0,04 aA | 1,24 ± 0,05 aA | 1,45 ± 0,03 aB | 1,57 ± 0,02 aB | 2,03 ± 0,08 aB | 1,91 ± 0,07 abA | 1,46 ± 0,07 abA | 1,11 ± 0,05 abA |
| | SD | 1,17 ± 0,04 aB | 1,35 ± 0,04 aA | 1,47 ± 0,04 aB | 1,57 ± 0,01 aB | 1,93 ± 0,08 aB | 1,72 ± 0,06 bA | 1,31 ± 0,03 bA | 1,02 ± 0,03 bA |
| T3 | P | 1,12 ± 0,04 aA | 1,40 ± 0,03 cA | 1,43 ± 0,03 bA | 1,47 ± 0,04 aA | 2,16 ± 0,07 aB | 1,97 ± 0,06 aA | 1,44 ± 0,08 aA | 1,08 ± 0,08 aA |
| | SC | 1,22 ± 0,04 aB | 1,32 ± 0,03 bA | 1,52 ± 0,02 aA | 1,54 ± 0,02 aB | 1,84 ± 0,06 bB | 1,86 ± 0,05 aA | 1,34 ± 0,06 aA | 0,97 ± 0,05 aA |
| | SD | 1,22 ± 0,04 aB | 1,43 ± 0,02 aB | 1,54 ± 0,02 aB | 1,58 ± 0,02 aB | 1,84 ± 0,06 bB | 1,60 ± 0,04 bA | 1,14 ± 0,03 bB | 0,89 ± 0,03 aA |
| T4 | P | 1,05 ± 0,03 bA | 1,32 ± 0,04 aB | 1,51 ± 0,03 aB | 1,49 ± 0,02 aA | 2,30 ± 0,07 aB | 2,07 ± 0,08 aA | 1,55 ± 0,08 aA | 1,13 ± 0,07 aA |
| | SC | 1,25 ± 0,03 aB | 1,44 ± 0,02 aB | 1,55 ± 0,01 aB | 1,55 ± 0,02 aB | 1,86 ± 0,06 bB | 1,75 ± 0,04 bB | 1,34 ± 0,04 bA | 0,98 ± 0,04 bB |
| | SD | 1,18 ± 0,03 aB | 1,44 ± 0,02 aB | 1,52 ± 0,02 aB | 1,56 ± 0,01 aB | 2,12 ± 0,07 aB | 1,68 ± 0,06 bB | 1,21 ± 0,03 bB | 0,89 ± 0,02 bB |
| T5 | P | 1,11 ± 0,03 bA | 1,38 ± 0,02 aB | 1,43 ± 0,02 bB | 1,43 ± 0,04 bA | 2,17 ± 0,07 aB | 2,02 ± 0,08 aA | 1,50 ± 0,07 aA | 1,08 ± 0,05 aA |
| | SC | 1,23 ± 0,04 aB | 1,37 ± 0,03 aB | 1,52 ± 0,02 aB | 1,53 ± 0,02 abA | 1,82 ± 0,05 bB | 1,75 ± 0,05 bA | 1,26 ± 0,06 bA | 0,90 ± 0,04 bB |
| | SD | 1,23 ± 0,03 aB | 1,42 ± 0,02 aB | 1,54 ± 0,02 aB | 1,54 ± 0,02 aA | 1,99 ± 0,07 abB | 1,66 ± 0,05 bA | 1,21 ± 0,03 bB | 0,91 ± 0,03 bB |

1.2. Stocks de COS 0-30 cm

1.2.a. Carbone de la terre fine $C_{<2}$

Un an après déforestation, les stocks de COS de la terre fine ($C_{<2}$) augmentent dans les couches 5-10 cm (non significatif), 10-20 cm (non significatif) et 20-30 cm (significatif pour P et SD, avec respectivement 17,6 et 17,5 t ha⁻¹ contre 14,4 t ha⁻¹ sous forêt) (Tableau 4.2). A T1,5, $C_{<2}$ est supérieur dans les systèmes cultivés par rapport à la forêt pour les couches 5-10 cm (> 13,3 t ha⁻¹ contre 10,5 t ha⁻¹ sous forêt) et 10-20 cm (> 20,4 t ha⁻¹ contre 17,6 t ha⁻¹ sous forêt). Jusqu'à T1,5, il n'y a pas de différence significative ($P < 0,05$) entre les 3 systèmes de culture pour $C_{<2}$. A T2, $C_{<2}$ dans la couche 0-5 cm des 3 systèmes de cultures est inférieur à la forêt, avec des valeurs < 9,5 t ha⁻¹ contre 12,4 sous forêt, alors que dans les autres couches du sol les stocks ne diffèrent pas entre la forêt et les systèmes cultivés. A partir de T3, $C_{<2}$ se différencie selon les systèmes cultivés : la prairie P se distingue par des stocks plus élevés que SC et SD dans la couche 0-5 cm (excepté T4 où SD n'est pas différent de P). A T5, $C_{<2}$ est plus élevé sous P par rapport à SC et SD dans les couches 0-5 et 5-10 cm ; en revanche les 3 systèmes ne sont pas différents significativement pour les couches 10-20 et 20-30 cm. A T5, $C_{<2}$ sous prairie est supérieur à celui mesuré sous forêt pour la couche 5-10 cm (respectivement 12,0 t ha⁻¹ et 10,5 t ha⁻¹), pour les autres couches la différence n'est pas significative ; pour SC et SD $C_{<2}$ est significativement inférieur à sous forêt uniquement pour la couche 0-5 cm, avec pour les deux systèmes cultivés 8,8 t ha⁻¹.

1.2.b. Carbone des refus végétaux $C_{>2}$

Les stocks de carbone des refus végétaux ($C_{>2}$) présentent une forte variabilité. Par exemple sous forêt dans la couche 20-30 cm, $C_{>2}$ est de 0,6 t ha⁻¹ (Tableau 4.2). A T1 et T1,5, nous relevons une augmentation de ce stock dans les systèmes cultivés avec des valeurs dépassant les 1,5 t ha⁻¹, mais les différences avec la forêt ne sont pas toujours significatives. Dans l'ensemble nous observons une augmentation de $C_{>2}$ à T1 et T1,5 pour les quatre couches du sol, mais elle n'est pas toujours significative. A partir de T2 $C_{>2}$ dans les systèmes cultivés diminue. A T3, $C_{>2}$ dans les systèmes cultivés n'est pas différent de la forêt (excepté la couche 5-10 cm du SC). A T5, nous assistons à une diminution généralisée de $C_{>2}$ dans la couche 0-5 cm (entre 0,6 et 1,2 t ha⁻¹ contre 3,1 t ha⁻¹ sous forêt), 5-10 cm (entre 0,4 et 0,5 t ha⁻¹ contre 1,3 t ha⁻¹ sous forêt) et 10-20 cm (entre 0,2 et 0,5 contre 1,3). Pour la couche 20-30 cm la diminution n'est pas significative.

Entre T1,5 et T4, $C_{>2}$ est parfois différent selon les trois systèmes de cultures : c'est le cas à T1,5 pour la couche 10-20 cm ($P > SD > SC$), à T2 pour la couche 5-10 cm ($P > SC > SD$), à T3 pour la couche 0-5 cm ($P \sim SC > SC$) et 5-10 cm ($SC > P \sim SD$), et à T4 pour la couche 0-5 cm ($P > SD \sim SC$). En revanche à T5 nous ne notons pas de différence significative entre les 3 systèmes.

Tableau 4.2 : Stocks de COS de la terre fine ($C_{<2}$) et des refus végétaux ($C_{>2}$) dans les sols sous forêt et des systèmes cultivés jusqu'à 5 ans après déforestation. Dans les systèmes cultivés les stocks sont exprimés à masse équivalente du sol sous forêt. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard ($n = 24$). Les comparaisons de moyennes ont été effectuées entre les trois systèmes de culture pour chaque date et chaque couche de sol. Les lettres minuscules correspondent aux groupes statistiques déterminés après ANOVA et test HSD de Tukey ($P < 0,05$). Les lettres capitales correspondent aux comparaisons Forêt - système de culture (test de Dunnett, $P < 0,05$). Les lettres sont en italique si l'analyse a été non paramétrique (test de Kruskal-Wallis, $P < 0,05$).

| Date | Système | Stock COS $C_{<2}$ / t ha ⁻¹ | | | | Stock COS $C_{>2}$ / t ha ⁻¹ | | | |
|------|---------|---|----------------|----------------|----------------|---|---------------|---------------|--------------|
| | | 0-5 cm | 5-10 cm | 10-20 | 20-30 | 0-5 | 5-10 | 10-20 | 20-30 |
| T0 | Forêt | 12,4 ± 0,6 A | 10,5 ± 0,6 A | 17,6 ± 0,6 A | 14,4 ± 0,4 A | 3,1 ± 0,6 A | 1,3 ± 0,3 A | 1,3 ± 0,2 A | 0,6 ± 0,0 A |
| T1 | P | 11,1 ± 0,7 aA | 13,0 ± 1,1 aA | 19,6 ± 0,8 aA | 17,6 ± 0,8 aB | 4,8 ± 0,6 aA | 3,3 ± 0,8 aA | 1,9 ± 0,6 aA | 2,4 ± 0,8 aB |
| | SC | 12,9 ± 0,9 aA | 14,1 ± 1,3 aA | 20,2 ± 1,2 aA | 16,9 ± 0,9 aA | 7,2 ± 1,3 aB | 2,3 ± 0,5 aA | 2,2 ± 0,4 aA | 1,5 ± 0,3 aA |
| | SD | 12,0 ± 0,9 aA | 13,4 ± 1,1 aA | 20,4 ± 1,1 aA | 17,5 ± 1,0 aB | 5,3 ± 0,7 aA | 3,1 ± 0,6 aA | 3,5 ± 1,3 aA | 1,9 ± 0,4 aA |
| T1,5 | P | 12,4 ± 0,7 aA | 14,2 ± 0,5 aB | 21,5 ± 0,9 aB | 18,6 ± 0,9 aB | 5,2 ± 0,8 aA | 4,1 ± 0,8 aB | 3,8 ± 0,7 aB | 2,3 ± 0,6 aB |
| | SC | 13,1 ± 0,7 aA | 13,7 ± 0,8 aB | 20,6 ± 1,3 aB | 15,6 ± 1,0 aA | 5,5 ± 0,9 aA | 2,9 ± 0,5 aA | 1,7 ± 0,4 bA | 1,2 ± 0,3 aA |
| | SD | 14,0 ± 1,0 aA | 13,3 ± 0,7 aB | 20,4 ± 1,0 aB | 16,8 ± 1,0 aA | 4,2 ± 0,7 aA | 2,3 ± 0,3 aA | 2,8 ± 0,7 abA | 2,3 ± 0,5 aB |
| T2 | P | 9,3 ± 0,4 aB | 11,6 ± 0,4 aA | 19,7 ± 0,9 aA | 15,7 ± 0,9 aA | 4,4 ± 0,4 aA | 4,5 ± 1,0 aB | 4,3 ± 1,5 aA | 2,4 ± 0,8 aA |
| | SC | 9,5 ± 0,4 aB | 11,0 ± 0,4 abA | 17,6 ± 0,9 abA | 14,3 ± 0,7 aA | 4,9 ± 0,8 aA | 3,1 ± 0,4 abA | 2,1 ± 0,4 aA | 2,0 ± 0,6 aA |
| | SD | 9,0 ± 0,4 aB | 10,2 ± 0,4 bA | 15,9 ± 0,4 bA | 13,4 ± 0,4 aA | 3,0 ± 0,4 aA | 2,0 ± 0,3 bA | 2,0 ± 0,5 aA | 1,6 ± 0,6 aA |
| T3 | P | 10,1 ± 0,4 aB | 11,4 ± 0,4 aA | 17,4 ± 1,0 aA | 14,9 ± 1,0 aA | 3,7 ± 0,4 aA | 1,6 ± 0,2 bA | 1,3 ± 0,2 aA | 1,5 ± 0,7 aA |
| | SC | 8,6 ± 0,3 bB | 10,7 ± 0,3 aA | 17,0 ± 0,8 abA | 13,9 ± 0,7 aA | 3,1 ± 0,5 aA | 3,2 ± 0,4 aB | 1,5 ± 0,2 aA | 0,5 ± 0,1 aA |
| | SD | 8,8 ± 0,3 bB | 9,5 ± 0,2 bA | 14,2 ± 0,3 bB | 12,1 ± 0,3 aA | 1,9 ± 0,3 bA | 0,9 ± 0,1 bA | 1,1 ± 0,4 aA | 0,7 ± 0,3 aA |
| T4 | P | 10,9 ± 0,4 aB | 12,1 ± 0,5 aA | 18,8 ± 1,1 aA | 15,6 ± 1,0 aA | 2,6 ± 0,3 aA | 1,0 ± 0,1 aA | 0,9 ± 0,1 aA | 0,7 ± 0,2 aA |
| | SC | 8,8 ± 0,3 bB | 10,3 ± 0,2 bA | 17,1 ± 0,5 aA | 13,9 ± 0,5 abA | 1,5 ± 0,2 bB | 1,1 ± 0,1 aA | 0,8 ± 0,1 aA | 0,5 ± 0,1 aA |
| | SD | 10,1 ± 0,4 aB | 10,1 ± 0,4 bA | 15,1 ± 0,4 bB | 12,7 ± 0,3 bB | 1,6 ± 0,2 bB | 0,9 ± 0,3 aA | 1,1 ± 0,3 aA | 1,4 ± 0,9 aA |
| T5 | P | 10,2 ± 0,4 aA | 12,0 ± 0,5 aB | 18,4 ± 0,9 aA | 14,8 ± 0,7 aA | 1,2 ± 0,2 aB | 0,4 ± 0,0 aB | 0,5 ± 0,1 aB | 1,2 ± 0,8 aA |
| | SC | 8,8 ± 0,3 bB | 10,5 ± 0,2 bA | 16,3 ± 0,7 aA | 13,1 ± 0,5 aA | 0,9 ± 0,2 aB | 0,5 ± 0,2 aB | 0,2 ± 0,0 aB | 0,2 ± 0,0 aA |
| | SD | 8,8 ± 0,3 bB | 9,4 ± 0,3 bA | 15,9 ± 0,4 aA | 13,4 ± 0,3 aA | 0,6 ± 0,1 aB | 0,4 ± 0,1 aB | 0,5 ± 0,1 aB | 0,2 ± 0,0 aA |

1.2.c. Bilan pour la couche 0-30 cm

En totalisant les stocks sur 0-30 cm, les tendances énoncées ci-dessus apparaissent un peu plus clairement. Nous observons une augmentation généralisée de $C_{<2}$ et $C_{>2}$ à T1 et T1,5, pas toujours significative mais qui se traduit par une hausse du stock total de COS d'au moins 11 t ha^{-1} sur cette période, avec un maximum de 81,9 t ha^{-1} sous prairie à T1,5 contre 61,2 t ha^{-1} sous forêt (Tableau 4.3, Figure 4.1). En particulier nous assistons presque à un doublement de $C_{>2}$ entre la forêt (6,3 t ha^{-1}) et les systèmes cultivés à T1 (entre 12,3 et 13,9 t ha^{-1}). A partir de T2, nous observons conjointement une diminution généralisée des stocks de COS et une différenciation des systèmes de cultures (Figure 4.1). La prairie est caractérisée par des stocks totaux plus élevés que les deux autres systèmes, et peu différents de la forêt (58,8 t ha^{-1} à T5). Les stocks totaux à T3 sont plus élevés en SC qu'en SD (58,1 et 49,9 t ha^{-1} respectivement) mais la différence s'estompe à T4 et T5, où les stocks de ces deux systèmes à cultures annuelles ne sont pas significativement différents.

Tableau 4.3 : Stocks de COS 0-30 cm jusqu'à 5 ans après déforestation. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard ($n = 24$). Analyses statistiques identiques à celles du Tableau 4.2.

| Date | Système | Stock COS 0-30 cm / t ha^{-1} | | |
|------|---------|---------------------------------|---------------|----------------|
| | | $C_{<2}$ | $C_{>2}$ | C total |
| T0 | Forêt | 55,0 ± 1,6 A | 6,3 ± 0,8 A | 61,2 ± 1,1 A |
| T1 | P | 61,4 ± 2,5 aA | 12,3 ± 1,7 aB | 72,3 ± 2,9 aA |
| | SC | 64,0 ± 3,9 aA | 12,4 ± 1,3 aB | 76,5 ± 4,3 aB |
| | SD | 63,3 ± 3,5 aA | 13,9 ± 2,1 aB | 77,2 ± 4,2 aB |
| T1,5 | P | 66,6 ± 3,5 aB | 15,3 ± 1,8 aB | 81,9 ± 3,7 aB |
| | SC | 62,9 ± 3,3 aA | 11,5 ± 1,1 aA | 73,9 ± 3,6 aA |
| | SD | 64,5 ± 3,2 aA | 11,6 ± 1,9 aA | 76,1 ± 4,0 aB |
| T2 | P | 56,3 ± 2,1 aA | 15,1 ± 2,6 aB | 71,4 ± 3,9 aA |
| | SC | 52,4 ± 2,1 abA | 12,0 ± 1,5 aA | 64,5 ± 2,9 abA |
| | SD | 48,4 ± 1,2 bA | 8,7 ± 1,2 aA | 57,2 ± 2,0 bA |
| T3 | P | 53,8 ± 2,5 aA | 8,1 ± 1,0 aA | 62,4 ± 3,2 aA |
| | SC | 50,3 ± 1,1 abA | 8,3 ± 1,0 aA | 58,1 ± 2,2 aA |
| | SD | 44,7 ± 1,1 bB | 4,6 ± 0,8 bA | 49,9 ± 1,2 bB |
| T4 | P | 57,4 ± 2,6 aA | 5,2 ± 0,4 aA | 62,6 ± 2,9 aA |
| | SC | 50,1 ± 1,2 abB | 3,9 ± 0,3 aA | 54,0 ± 1,5 bA |
| | SD | 47,9 ± 1,1 bB | 5,0 ± 1,2 aA | 52,9 ± 2,3 bB |
| T5 | P | 55,4 ± 2,0 aA | 3,3 ± 0,9 aB | 58,8 ± 2,9 aA |
| | SC | 48,7 ± 1,2 bB | 1,7 ± 0,2 aB | 50,3 ± 1,4 bB |
| | SD | 47,4 ± 1,0 bB | 1,8 ± 0,3 aB | 49,3 ± 1,3 bB |

A T5, le stock de $C_{>2}$ a été déterminé en prenant en compte les cendres présentes dans les refus de tamisage > 2 mm (Chapitre 2.5.1.a). Le fait de tenir compte de cette pollution minérale des refus fait diminuer la valeur de stock comparée à la méthode utilisée pour les autres dates d'échantillonnage, où nous considérons que les refus végétaux contenaient $0,43$ g 100g^{-1} de carbone (Tableau 4.4). Néanmoins la différence de stock de $C_{>2}$ qui en résulte ne dépasse pas $0,7$ t ha^{-1} , et cela ne change pas la tendance globale d'une diminution marquée de ce stock entre T4 et T5, pour les 3 systèmes de cultures. La prise en compte des cendres dans la détermination du stock de $C_{>2}$ à T5 montre que les stocks de $C_{>2}$ à T3 et T4 sont probablement légèrement sur-évalués. En revanche nous pouvons penser que la pollution minérale des refus a été moindre pour les dates de prélèvement précédentes, car les masses de débris grossiers étaient plus importantes.

Tableau 4.4 : Stock de $C_{>2}$ à T5 dans la couche 0-30 cm, selon la prise en compte ou non du poids de cendres des refus végétaux >2 mm.

| Date | Système | $C_{>2}$ couche 0-30 cm / t ha^{-1} | |
|------|---------|--|------------------------------------|
| | | Prise en compte des cendres | Pas de prise en compte des cendres |
| T5 | P | $3,3 \pm 0,9$ | $4,0 \pm 0,9$ |
| | SC | $1,7 \pm 0,2$ | $2,1 \pm 0,3$ |
| | SD | $1,8 \pm 0,3$ | $2,3 \pm 0,4$ |

Cinq ans après déforestation les stocks de COS totaux dans la couche 0-30 cm ont diminué de $2,4$ t ha^{-1} dans la prairie ($-3,9$ % par rapport aux sols sous forêt), de $10,9$ t ha^{-1} en SC ($-17,8$ %) et de $11,9$ t ha^{-1} en SD ($-19,4$ %).

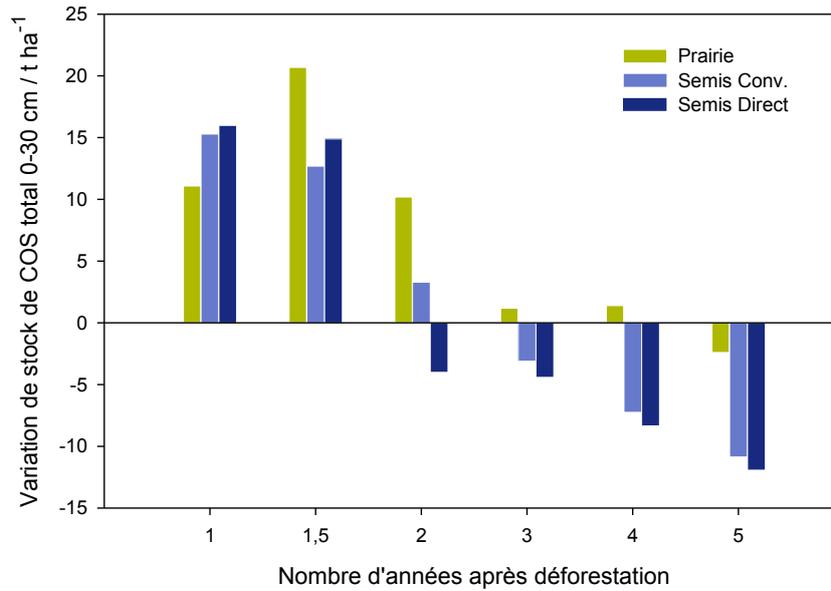


Figure 4.1 : Variations de stocks de COS total entre la forêt et les systèmes de cultures dans la couche 0-30 cm jusqu'à 5 années après déforestation

Le fait d'exprimer les stocks de carbone du sol à masse équivalente de sol plutôt qu'à profondeur équivalente minore les stocks calculés, en raison de l'augmentation de la densité apparente suite à la déforestation. Si l'on exprime les stocks de COS de la terre fine à T5 pour la même masse de sol sous forêt (3966 t ha⁻¹ dans la couche 0-30 cm), cela fait soustraire des stocks bruts entre 0,8 (cas de la prairie) et 3,7 (semis direct) t C ha⁻¹ (Tableau 4.5). Le choix du sol de référence (le plus léger comme dans notre étude ou le plus lourd) influence de façon marginale les variations de stocks observés entre la forêt et les systèmes cultivés (Tableau 4.5).

Tableau 4.5 : Conséquences de l'expression des stocks de carbone à masse équivalente de sol : exemple de la terre fine (C_{<2}) 5 ans après déforestation, pour la couche 0-30 cm.

| Date | Système | Stock C _{<2} brut / t ha ⁻¹ | Masse sol / t ha ⁻¹ | Stock C _{<2} corrigé à masse équivalente / t ha ⁻¹ | |
|------|---------|--|--------------------------------|---|---|
| | | | | Référence : sol le plus léger (Forêt, 3966 t ha ⁻¹) | Référence : sol le plus lourd (SD bloc 1, 4571 t ha ⁻¹) |
| T0 | Forêt | 55,0 ± 1,6 | 3966 ± 72 | 55,0 ± 1,6 | 60,3 ± 2,2 |
| T5 | P | 56,2 ± 1,6 | 4107 ± 58 | 55,4 ± 2,0 | 61,2 ± 2,2 |
| | SC | 51,6 ± 1,2 | 4349 ± 38 | 48,7 ± 1,2 | 53,5 ± 1,3 |
| | SD | 51,1 ± 1,1 | 4402 ± 35 | 47,4 ± 1,0 | 52,4 ± 1,1 |

2. Stocks de COS 0-100 cm jusqu'à 5 ans après déforestation et mise en culture

2.1. Stocks de COS 0-100 cm

2.1.a. Densité apparente, teneurs en COS

La densité apparente des sols échantillonnés jusqu'à 100 cm 5 ans après déforestation augmente globalement dans les premiers décimètres du sol dans les trois systèmes cultivés par rapport aux sols sous forêt, avec une forte variabilité pour la couche 0-10 cm du sol sous prairie (Figure 4.2). En dessous de 30 cm, la DA des sols cultivés peut subir des variations importantes (cas de P et SC entre 40 et 80 cm de profondeur) et est parfois supérieure à $1,6 \text{ g cm}^{-3}$, ce qui n'est pas le cas des sols sous forêt. La DA de la fosse échantillonnée en 2013 dans la zone forestière adjacente au site expérimental est plus faible jusqu'à 50 cm que la DA des sols échantillonnés en 2008. La DA de 1,13 rencontrée à 80-90 cm de profondeur s'explique par l'activité observée de la macrofaune qui a créé une forte macroporosité.

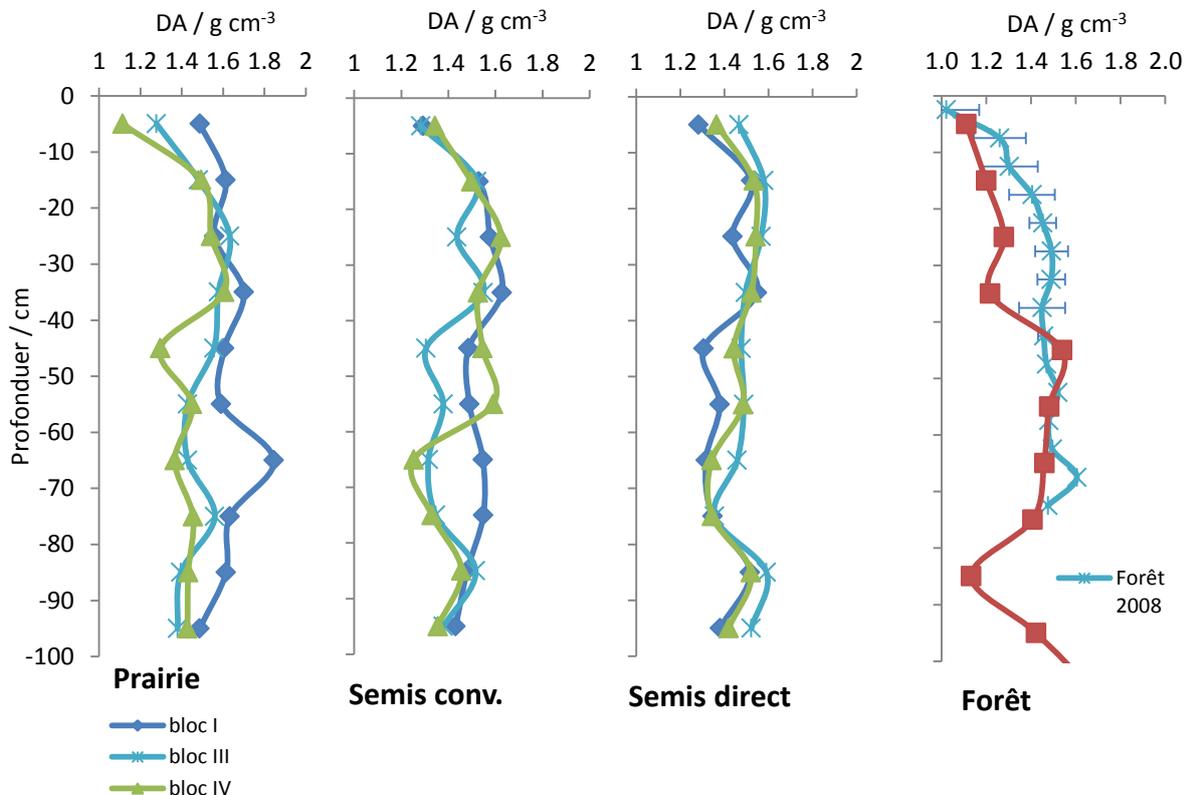


Figure 4.2 : Profils de densité apparente (DA) jusqu'à 100 cm de profondeur 5 ans après déforestation. $n = 3$ fosses par système cultivé (une fosse par bloc). Pour la forêt est également représenté le profil de DA du site avant déforestation (moyenne \pm écart-type, données présentées dans le Tableau 2.3).

Les profils de teneurs en COS jusqu'à 100 cm présentent moins de variabilité que la densité apparente. Nous notons cependant une variabilité importante des teneurs en COS pour la couche 0-10 cm de la prairie, avec des valeurs comprises entre 1,79 et 2,58 g C 100g⁻¹ (Figure 4.3). En surface les teneurs en COS sont plus faibles dans les cultures annuelles comparées à la forêt et à la prairie. En dessous de 40 cm, les teneurs en COS diminuent légèrement par rapport à la forêt. La forêt échantillonnée en 2013 présente des teneurs identiques au profil moyen établi en 2008 en surface, mais en dessous de 40 cm le profil de 2013 présente des teneurs en COS légèrement plus élevées.

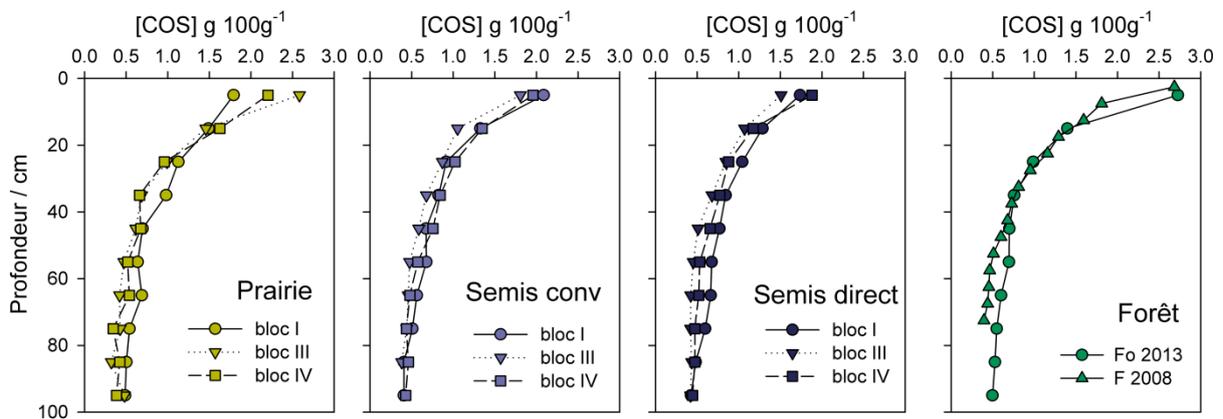


Figure 4.3 : Teneurs en COS des systèmes cultivés 5 ans après déforestation et de la forêt jusqu'à 100 cm de profondeur. $n = 3$ fosses par système cultivé (une fosse par bloc). Pour la forêt de 2008 le profil représenté correspond à la moyenne de chaque couche (Tableau 2.3).

2.1.b. Stocks de COS 0-100 cm

L'examen des stocks de COS de la terre fine jusqu'à 100 cm de profondeur montre que si le COS est principalement concentré en surface, les couches profondes des sols stockent des quantités importantes de COS : le stock de la couche 0-30 cm est peu différent du stock de la couche 30-100 cm (Tableau 4.5). Néanmoins ces couches profondes présentent parfois une variabilité importante ($4,7 \pm 1,4$ t ha⁻¹ dans la couche 90-100 cm sous prairie, $6,3 \pm 2,7$ t ha⁻¹ dans la couche 50-60 cm sous semis conventionnel) : il en résulte qu'avec le nombre d'échantillons prélevés dans les systèmes cultivés à T5 ($n = 3$), nous ne mettons pas en évidence de différence significative à $P < 0,05$ dans les stocks de COS entre les systèmes cultivés. Le stock de COS en semis direct est significativement inférieur à celui sous forêt pour les couches 0-10, 10-20 et 0-30 cm ($44,9$ t ha⁻¹ pour cette dernière). Les systèmes prairie et semis conventionnel ne sont pas significativement différents de la forêt (respectivement

56,6, 50,4 et 55,0 t ha⁻¹), quelles que soient les couches analysées. Néanmoins sur l'ensemble de la couche 0-100 cm la prairie présente le stock de COS le plus élevé avec 112,2 t ha⁻¹ contre 102,3 pour la forêt de 2008 et 106,1 pour la forêt échantillonnée en 2013.

Tableau 4.6 : Stock de COS de la terre fine des sols 5 ans après déforestation jusqu'à 100 cm de profondeur. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard ($n = 3$ pour les systèmes cultivés, n compris entre 10 et 17 pour la forêt – voir le Tableau 2.4). Pour les systèmes cultivés les stocks sont exprimés à masse équivalente de sol par rapport à la forêt échantillonnée en 2008. La comparaison des moyennes de chaque couche (Anova ou Kruskal-Wallis) entre les 3 systèmes cultivés n'a pas donné de résultat significatif à $P < 0,05$.

| Prof. / cm | Prairie | Semis conv. | Semis direct | Forêt 2008 | Forêt 2013 |
|--------------|--------------------|--------------------|--------------------------|-------------------|--------------|
| | | | / t COS ha ⁻¹ | | |
| 0-10 | 23,1 ± 2,5 | 20,6 ± 1,0 | 17,9 ± 1,7 * | 22,9 ± 1,0 | 27,5 |
| 10-20 | 18,9 ± 0,8 | 16,6 ± 1,5 | 13,8 ± 1,7 * | 17,6 ± 0,6 | 15,1 |
| 20-30 | 14,7 ± 1,5 | 13,2 ± 0,6 | 13,2 ± 1,1 | 14,5 ± 1,0 | 11,3 |
| 30-40 | 11,3 ± 1,6 | 10,7 ± 0,7 | 10,5 ± 1,0 | 10,5 ± 0,5 | 7,7 |
| 40-50 | 9,8 ± 0,1 | 9,4 ± 0,7 | 8,7 ± 1,0 | 7,7 ± 0,5 | 9,4 |
| 50-60 | 8,0 ± 0,6 | 6,3 ± 2,7 | 8,5 ± 1,0 | 9,0 ± 0,3 | 8,8 |
| 60-70 | 7,7 ± 0,8 | 9,5 ± 1,6 | 7,7 ± 1,0 | 6,5 | 7,7 |
| 70-80 | 6,6 ± 0,5 | 6,4 ± 0,3 | 7,0 ± 0,8 | 4,1 | 6,8 |
| 80-90 | 7,4 ± 0,9 | 5,7 ± 0,3 | 6,4 ± 0,3 | 4,9 | 5,3 |
| 90-100 | 4,7 ± 1,4 | 5,6 ± 0,2 | 5,8 ± 0,1 | 4,8 | 6,4 |
| 0-30 | 56,6 ± 2,9 | 50,4 ± 2,8 | 44,9 ± 3,8 * | 55,0 ± 1,6 | 54,0 |
| 0-100 | 112,2 ± 7,5 | 105,7 ± 4,2 | 99,6 ± 8,4 | 102,3 | 106,1 |

* Stock de COS de la couche significativement différent ($P < 0,05$) du stock sous forêt (2008), déterminé par le test de Dunnett après comparaison des moyennes par Anova.

2.2. Carbone racinaire

Les stocks de C des racines fines < 4 mm (mortes et vivantes) décroissent avec la profondeur de façon exponentielle pour les 4 systèmes étudiés (Figure 4.4). Ces stocks varient fortement selon les systèmes, la prairie présentant les valeurs les plus élevées jusqu'à 40 cm de profondeur. Les cultures annuelles SC et SD ont des stocks inférieurs à ceux de la forêt. Au-delà de 40 cm de profondeur, les stocks sont faibles (inférieurs à 0,5 t ha⁻¹) et varient peu selon les systèmes. Les stocks de racines forestières < 4 mm présentent une plus forte variabilité selon la profondeur et les systèmes. La forêt présente des stocks relativement élevés même en profondeur (0,95 t ha⁻¹ pour la couche 50-60 cm). La prairie et le SC ont des

stocks globalement plus faibles, et le SD se distingue par des stocks particulièrement élevés pour la couche 80-90 cm, lié en partie à la présence dans un échantillon d'une grosse racine en cours de décomposition.

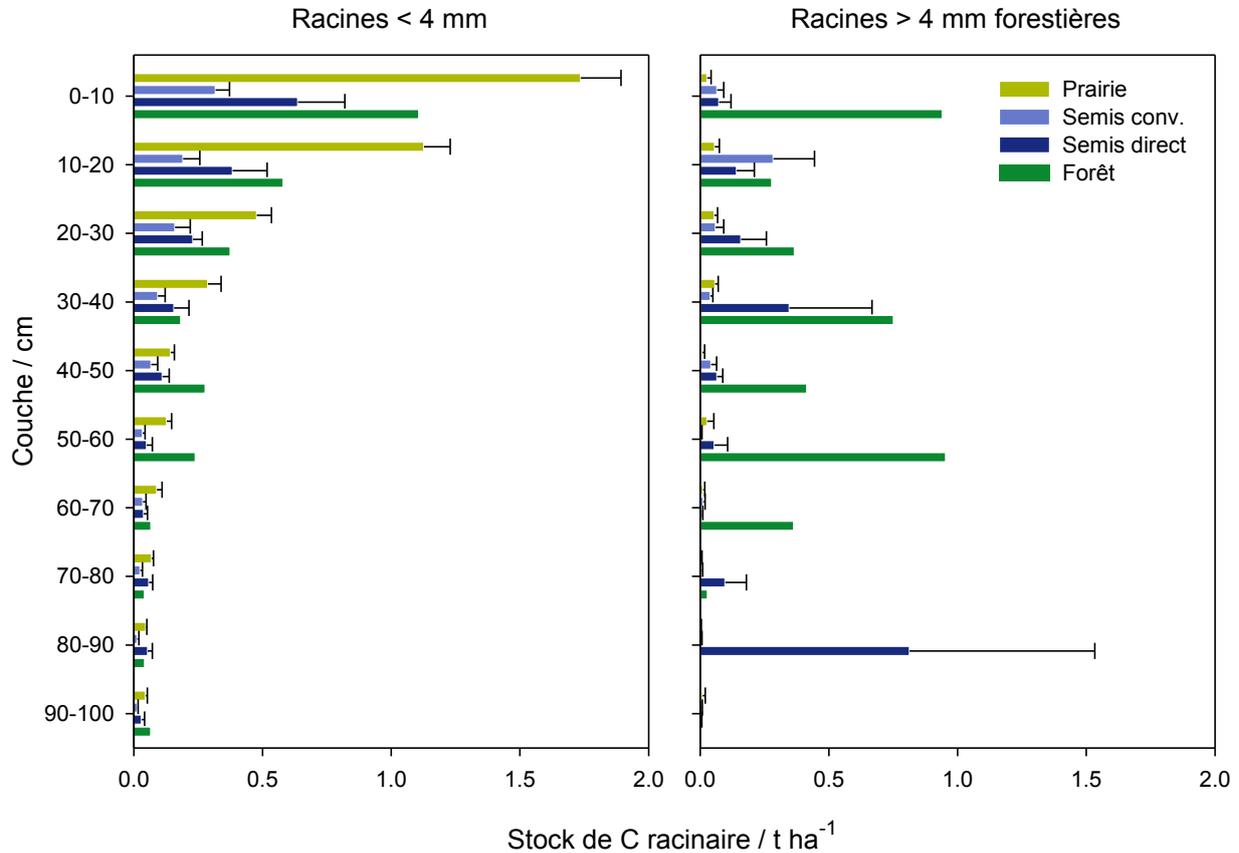


Figure 4.4 : Stock de carbone racinaire (racines mortes et vivantes) jusqu'à 100 cm dans les systèmes cultivés 5 ans après déforestation et sous forêt (échantillonnée en 2013). Chaque barre correspond à la moyenne, les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard ($n = 3$).

Sur l'ensemble de la couche 0-100 cm le stock de C racinaire sous forêt et de 2,98 t ha⁻¹ pour les racines < 4 mm et de 4,10 t ha⁻¹ pour les racines grossières (Tableau 4.6). Pour les systèmes cultivés les stocks pour les racines < 4 mm sont significativement plus élevés sous prairie (4,15 t ha⁻¹) qu'en SC et SD (0,95 et 1,75 t ha⁻¹ respectivement). Pour les racines forestières > 4 mm les stocks sont plus élevés sous forêt que sous les systèmes cultivés, en particulier la prairie. Il n'y a pas de différence significative entre les systèmes cultivés mais la *P value* de l'Anova est de 0,078. L'ensemble du C racinaire est plus élevé sous forêt (7,08 t ha⁻¹) par rapport aux systèmes cultivés (< 4,37 t ha⁻¹). Dans les systèmes cultivés le C racinaire est plus élevé sous prairie que sous SC, le SD n'est pas significativement différent des deux autres systèmes.

Tableau 4.7 : Stock de C racinaire sur l'ensemble de la couche 0-100 cm 5 ans après déforestation. Pour les systèmes cultivés la moyenne est suivie de l'erreur standard ($n = 3$). Les lettres correspondent aux groupes différents déterminés par le test HSD de Tukey ($P < 0,05$) après comparaison des moyennes pour les 3 systèmes de cultures par Anova.

| Taille racines | Stock de C racinaire 0-100 cm / t ha ⁻¹ | | | |
|--------------------|--|---------------|----------------|-------|
| | Prairie | Semis conv. | Semis direct | Forêt |
| < 4 mm | 4,15 ± 0,18 a | 0,95 ± 0,26 b | 1,75 ± 0,44 b | 2,98 |
| > 4 mm forestières | 0,22 ± 0,10 a | 0,52 ± 0,22 a | 1,77 ± 0,66 a | 4,10 |
| Total | 4,37 ± 0,28 a | 1,47 ± 0,45 b | 3,52 ± 0,95 ab | 7,08 |

2.3. Carbone forestier et prairial dans le sol sous prairie

2.3.a. Terre fine du sol

Au total 4 profils de sol sous forêt ont été analysés par isotopie $\delta^{13}\text{C}$ (Figure 4.5). Ces profils présentent de fortes similarités jusqu'à 45 cm de profondeur, avec des valeurs comprises entre -29,7 et -27,5 ‰ dans les 10 premiers centimètres du sol, et qui augmentent régulièrement avec la profondeur pour atteindre environ -24 ‰ à 40 cm de profondeur. En revanche entre 50 et 75 cm les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ sont très disparates, et sont comprises entre environ -24 ‰ (fosse 2013) et -20 ‰ (fosse A). En particulier les fosses A et B présentent des valeurs qui varient très brusquement selon les profondeurs. Au-delà de 75 cm la variabilité des profils est moins élevée et les valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ diminuent progressivement vers la profondeur, pour atteindre entre -24,3 et -22 ‰.

La forte hétérogénéité des profils $\delta^{13}\text{C}$ des sols sous forêt rend impossible de distinguer la matière organique d'origine prairiale ou forestière en dessous de 40 cm dans les profils de sol récemment convertis en prairie. Dans les paragraphes suivants, pour la comparaison avec le sol sous prairie nous considérons un profil moyen de $\delta^{13}\text{C}$ sous forêt constitué à partir des valeurs des 4 profils jusqu'à 40 cm.

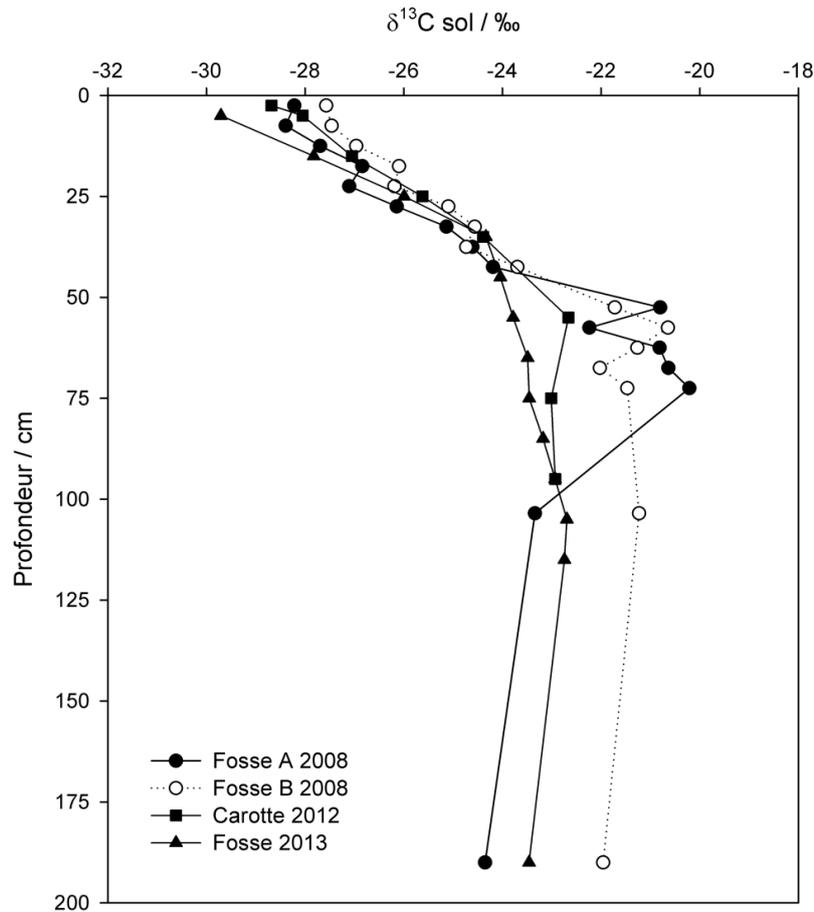


Figure 4.5 : Profils $\delta^{13}C$ de 4 sols sous forêt du site de Combi. Les fosses A et B étaient situées à l'emplacement actuel des parcelles cultivées. La carotte prélevée en 2012 et la fosse creusée en 2013 étaient situées à quelques dizaines de mètres au nord du site cultivé.

Dans la couche 0-10 cm, les valeurs de $\delta^{13}C$ des sols sous prairie 5 ans après déforestation sont plus élevées que sous forêt et varient entre -23,87 et -23,14 ‰ (Figure 4.6). Ces valeurs diminuent entre 10 et 20 cm puis réaugmentent entre 20 et 40 cm, où la variabilité des $\delta^{13}C$ augmente entre les 3 profils sous prairie. Dans la couche 30-40 cm les valeurs s'échelonnent entre -24,30 et -22,02 ‰, alors que la moyenne sous forêt est de $-24,56 \pm 0,12$ ‰. La différence de $\delta^{13}C$ entre la forêt et la prairie diminue avec la profondeur, montrant que la contribution du carbone prairial dans le sol diminue avec la profondeur.

Le calcul des stocks de COS d'origine forestière (C3) et prairiale (C4) dans la prairie 5 ans après déforestation montre que dans la couche 0-10 cm, le stock de COS-C4 varie de 6,2 à 7,7 t ha⁻¹ (soit en moyenne 29,3 % du COS total) (Tableau 4.7) ; dans cette même couche le stock de COS-C3 a une variabilité plus importante, avec des valeurs comprises entre 13,2 et 20,2 t ha⁻¹. La contribution du carbone prairial diminue fortement avec la profondeur et n'est que de 0,8 t ha⁻¹ dans la couche 30-40 cm. Au total le stock de COS-C4 est de 10,4 t ha⁻¹ sur

l'ensemble de la couche 0-30 cm soit 18,4 % du COS total, et de 11,3 t ha⁻¹ sur la couche 0-40 cm soit 16,6 % du COS total de cette couche.

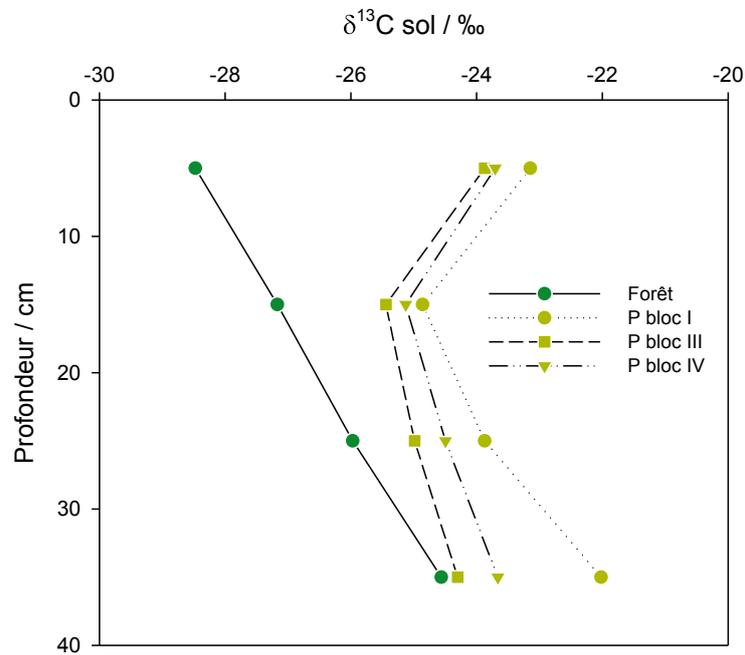


Figure 4.6 : Profils $\delta^{13}C$ moyen sous forêt ($n = 4$) et sous prairie 5 ans après déforestation, jusqu'à 40 cm de profondeur. Données brutes présentées sous forme de tableau en [Annexe 3](#).

Tableau 4.8 : Stocks de COS d'origine forestière et prairiale dans les sols sous prairie 5 ans après déforestation, calculés à partir des stocks de COS de la terre fine ([Tableau 4.5](#)) et des données $\delta^{13}C$ pour chaque bloc. Pour les stocks moyens, la moyenne est suivie de l'erreur standard ($n = 3$).

| Couche / cm | Stocks de COS C3 (origine forestière) et C4 (origine prairiale) / t ha ⁻¹ | | | | | | | | | |
|----------------|--|------|----------|------|---------|------|-----------------------|------|------------|------|
| | Bloc I | | Bloc III | | Bloc IV | | Moyenne prairie 5 ans | | | |
| | C4 | C3 | C4 | C3 | C4 | C3 | C4 | % C4 | C3 | % C3 |
| 0-10 | 6,2 | 13,2 | 7,7 | 20,2 | 6,3 | 15,6 | 6,8 ± 0,5 | 29,3 | 16,3 ± 2,1 | 70,7 |
| 10-20 | 2,7 | 17,0 | 2,0 | 17,5 | 2,1 | 15,2 | 2,3 ± 0,2 | 12,2 | 16,6 ± 0,7 | 87,8 |
| 20-30 | 2,2 | 15,3 | 0,8 | 13,4 | 1,1 | 11,3 | 1,3 ± 0,4 | 9,1 | 13,3 ± 1,1 | 90,9 |
| 30-40 | 2,2 | 12,2 | 0,2 | 10,3 | 0,5 | 8,5 | 0,8 ± 0,6 | 7,5 | 10,3 ± 1,1 | 92,5 |
| 0-30 | 11,1 | 44,5 | 0,6 | 51,1 | 9,5 | 42,1 | 10,4 ± 1,1 | 18,4 | 46,2 ± 3,9 | 81,6 |
| 0-40 | 13,3 | 57,6 | 10,7 | 61,4 | 10,0 | 50,6 | 11,3 ± 1,8 | 16,6 | 56,6 ± 5,0 | 83,4 |

Si nous comparons les stocks de COS-C3 présents sous forêt (soit 100 % du COS total mesuré à T0) et sous prairie 5 ans après déforestation, nous constatons que ce stock de

carbone forestier a diminué de manière plus marquée dans la couche 0-10 cm (-6,6 t ha⁻¹ soit 28,7 % du stock initial) que dans les couches 10-20 cm (-1,0 t ha⁻¹, 5,9 %) et 20-30 cm (-1,1 t ha⁻¹, 7,5 %) (Figure 4.7). Dans l'ensemble de la couche 0-30 cm ce stock forestier a décréu de 8,8 t ha⁻¹, soit une diminution de 16 %.

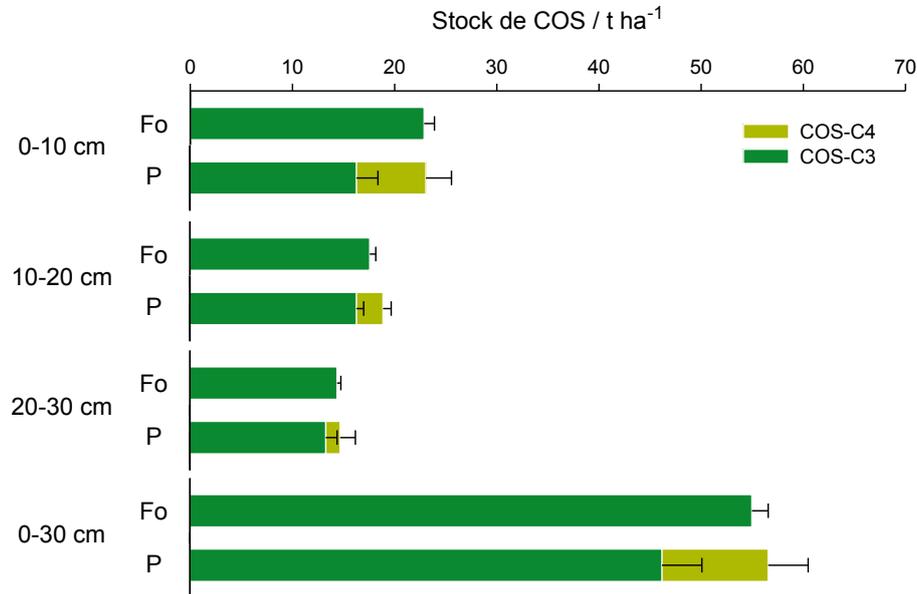


Figure 4.7 : Stock de COS-C3 et COS-C4 (terre fine) dans la couche 0-30 cm des sols sous forêt (échantillonnée en 2008, Fo) et sous prairie (P) 5 ans après déforestation.

2.3.b. Racines

Les profils $\delta^{13}\text{C}$ des racines < 4 mm diffèrent grandement entre le sol sous forêt et le sol sous prairie 5 ans après déforestation (Figure 4.8). Les valeurs sous forêt varient peu selon la profondeur et sont comprises entre -30,7 et -29,7 ‰. Sous prairie, les valeurs les plus faibles se trouvent dans la couche 0-10 cm (-16,4 ‰ pour le bloc IV) puis diminuent légèrement jusqu'à 50 cm de profondeur. En dessous de 50 cm, les valeurs restent faibles par rapport à la forêt mais présentent une variabilité importante dans les couches 80-90 et 90-100 cm (de -20,5 à -15,8 ‰).

Lorsque l'on exprime les quantités de carbone C4 et C3 présentes dans les racines totales (< 4 mm + > 4 mm forestières) dans le sol sous prairie, nous constatons que le carbone C4 est majoritaire dans la plupart des couches du sol (Figure 4.9). Dans l'ensemble de la couche 0-100 cm, le stock de C-C4 est de 2,8 t ha⁻¹ alors que le stock de C-C3 est de 1,64 t ha⁻¹. Lorsque l'on compare ces données au profil de stock de carbone racinaire mesuré sous forêt, nous observons une diminution drastique du C-C3 suite à l'installation de la prairie, en

particulier pour les profondeurs comprises entre 30 et 70 cm. Sur la couche 0-100 cm la perte de C-C3 est estimée à 5,44 t ha⁻¹, soit une diminution de 77 %.

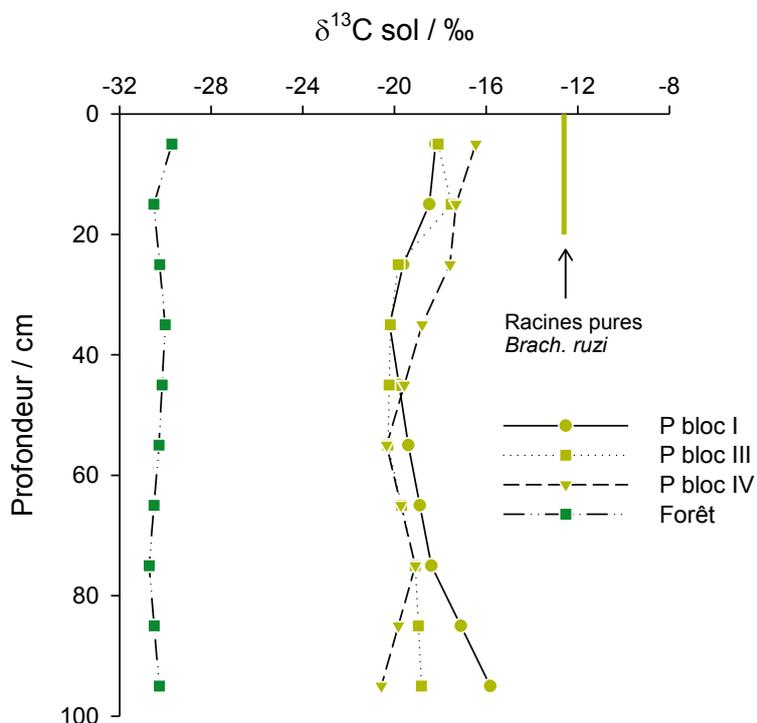


Figure 4.8 : Profils $\delta^{13}\text{C}$ des racines < 4 mm (mortes et vivantes) sous forêt et sous prairie 5 ans après déforestation.

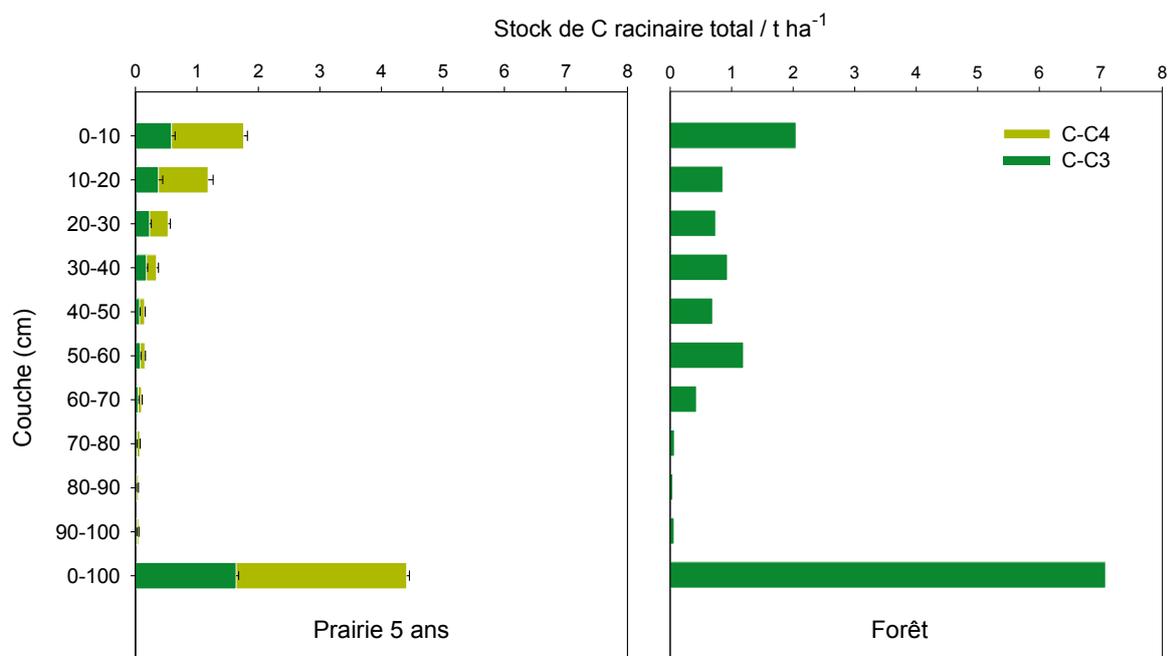


Figure 4.9 : Stock de C-C3 et C-C4 dans l'ensemble des racines du sol sous prairie âgée de 5 ans et sous forêt.

3. Distribution granulométrique du COS dans la terre fine 4 ans après déforestation

3.1. Bilans de masse des fractions du sol

La comparaison des masses des fractions obtenues par fractionnement et par analyse mécanique avec destruction de la matière organique permet d'évaluer la qualité de la dispersion du sol lors du fractionnement. Dans notre cas, la dispersion de la fraction 50-2000 μm est satisfaisante, on retrouve même fréquemment des échantillons où la masse de cette fraction est supérieure pour l'analyse mécanique comparée au fractionnement (Tableau 4.8). Nous pouvons donc considérer que la dispersion des agrégats de taille 50-2000 μm a été totale, ce qui signifie que la matière organique de cette fraction n'est constituée que de matières organiques particulières (MOP).

Nous observons en revanche pour les fractions de tailles inférieures des différences marquées entre le fractionnement et l'analyse mécanique. Les fractions 20-50 et 2-20 μm ont une masse plus élevée pour le fractionnement comparé à l'analyse mécanique, alors que la fraction $< 2 \mu\text{m}$ a une masse plus faible dans le cas du fractionnement. Le squelette du sol étant quasiment exempt de limons (2-50 μm), cela montre que la fraction argileuse n'a pas été totalement dispersée lors du fractionnement, en lien avec une forte stabilité des microagrégats $< 50 \mu\text{m}$. Les fractions 2-20 et 20-50 μm contiennent donc un mélange de microagrégats argileux stables auxquels est liée de la matière organique humifiée, des particules minérales, et dans le cas de la fraction 20-50 μm certainement des MOP (Labanowski *et al.*, 2007). Si l'objectif du fractionnement de la MO est de séparer la matière organique selon son association avec les particules minérales, il faut garder à l'esprit que les coupures granulométriques ne rendent pas compte du continuum des formes de la matière organique dans le sol (Christensen, 2001). L'examen des rapports C/N des fractions confirme cette analyse, avec une décroissance régulière des C/N entre la fraction 20-50 μm et la fraction $< 2 \mu\text{m}$ (Tableau 4.9).

Nous n'observons pas de différence notable dans la répartition massique des fractions du sol entre les systèmes analysés (incluant la forêt), si ce n'est que dans la couche 0-5 cm, la dispersion des argiles semble avoir été plus importante pour SD par rapport aux autres systèmes. Au final le taux de recouvrement du fractionnement (somme des masses des fractions / masse de l'échantillon avant fractionnement) est satisfaisant, avec des valeurs supérieures à 97 %.

Tableau 4.9 : Comparaison des masses de fractions de sol obtenues par analyse mécanique avec attaque de la matière organique (Méca) et par fractionnement granulométrique (Frac). Les systèmes cultivés ont été analysés quatre ans après déforestation (novembre 2012). Pour les résultats du fractionnement de la couche 0-5 cm, la moyenne est suivie de l'erreur standard (n = 3).

| Sol | Fraction / μm | Masse des fractions / g 100g ⁻¹ sol | | | | | | | |
|-----------------|-----------------------------|--|------------|---------|------|----------|------|----------|------|
| | | 0-5 cm | | 5-10 cm | | 10-20 cm | | 20-30 cm | |
| | | Méca | Frac | Méca | Frac | Méca | Frac | Méca | Frac |
| Forêt | 50-2000 | 75,0 | 73,6 ± 0,3 | 71,6 | 68,6 | 67,0 | 68,3 | 65,6 | 64,7 |
| | 20-50 | 1,7 | 2,1 ± 0,1 | 1,6 | 2,3 | 1,8 | 1,8 | 1,7 | 1,8 |
| | 2-20 | 1,0 | 7,8 ± 0,4 | 0,8 | 9,3 | 2,3 | 7,7 | 1,1 | 8,5 |
| | < 2 | 22,3 | 14,5 ± 0,4 | 26,0 | 16,9 | 28,9 | 20,2 | 31,6 | 23,5 |
| | Total | | 98,1 ± 1,1 | | 97,0 | | 98,1 | | 98,4 |
| Prairie | 50-2000 | 75,0 | 72,8 ± 0,2 | 71,8 | 71,8 | 67,6 | 64,9 | 65,6 | 63,0 |
| | 20-50 | 1,5 | 2,9 ± 0,3 | 1,6 | 2,7 | 1,7 | 3,9 | 1,9 | 2,7 |
| | 2-20 | 2,1 | 7,8 ± 0,1 | 1,6 | 8,3 | 1,7 | 9,5 | 1,9 | 7,4 |
| | < 2 | 21,4 | 14,3 ± 0,4 | 25,0 | 15,6 | 29,0 | 19,9 | 30,6 | 25,2 |
| | Total | | 97,9 ± 1,0 | | 98,4 | | 98,1 | | 98,3 |
| Semis conv. | 50-2000 | 75,2 | 72,6 ± 0,1 | 71,3 | 71,1 | 68,8 | 67,4 | 64,8 | 63,2 |
| | 20-50 | 1,8 | 2,3 ± 0,1 | 1,9 | 2,3 | 1,9 | 2,1 | 1,8 | 1,8 |
| | 2-20 | 2,1 | 8,6 ± 0,2 | 1,6 | 8,1 | 2,6 | 7,2 | 2,0 | 6,9 |
| | < 2 | 20,9 | 14,9 ± 0,0 | 25,2 | 16,5 | 26,6 | 21,4 | 31,4 | 26,1 |
| | Total | | 98,4 ± 0,4 | | 98,0 | | 98,0 | | 98,0 |
| Semis direct | 50-2000 | 73,3 | 72,3 ± 0,2 | 72,7 | 68,6 | 64,8 | 68,3 | 64,8 | 64,7 |
| | 20-50 | 1,3 | 2,1 ± 0,0 | 1,4 | 2,3 | 2,0 | 1,8 | 1,8 | 1,8 |
| | 2-20 | 2,7 | 7,5 ± 0,4 | 1,3 | 9,3 | 0,5 | 7,7 | 0,9 | 8,5 |
| | < 2 | 22,6 | 16,6 ± 0,7 | 24,6 | 16,9 | 32,6 | 20,2 | 32,4 | 23,5 |
| | Total | | 98,5 ± 1,2 | | 97,0 | | 98,1 | | 98,4 |

3.2. C associé aux fractions du sol

Le recouvrement en carbone des fractions est globalement satisfaisant pour les couches 5-10, 10-20 et 20-30 cm avec des valeurs excédant les 90 %, mais pour la couche 0-5 cm les taux de recouvrement sont plus faibles notamment sous forêt avec 85,4 % (Figure 4.10).

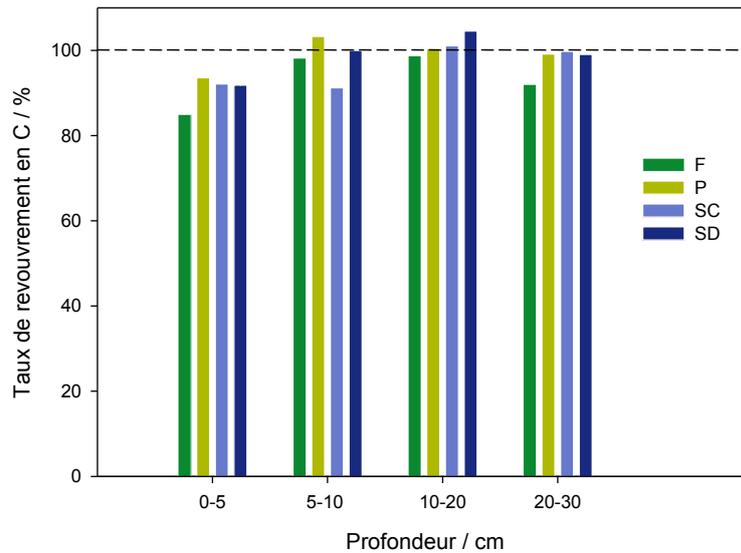


Figure 4.10 : Taux de recouvrement en carbone des fractions de sol (somme des teneurs en C de chaque fraction / teneur en C de l'échantillon avant fractionnement) pour les quatre systèmes étudiés (F = forêt, P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct).

Le carbone de la fraction 50-200 μm , constituée de MOP et de sables, est localisé principalement dans la couche 0-5 cm du sol, avec des teneurs plus faibles pour les cultures annuelles (0,29 g 100g⁻¹ pour SC) par rapport à P (0,48 g 100g⁻¹) et la forêt (0,43 g 100g⁻¹) (Tableau 4.9). Cette proportion de C figuré diminue avec la profondeur, avec néanmoins une proportion importante dans la couche 5-10 cm de la prairie (22,3 % du carbone de cette couche), que nous pouvons attribuer aux débris racinaires abondants dans ce système. Pour les cultures, la diminution du C 50-2000 μm par rapport à la forêt et à la prairie dans la couche 0-5 cm suggère que les apports de C liés à la déforestation et à la mise en culture (débris de bois, résidus des plantes de couverture) ont moins d'influence que les restitutions de C par les systèmes de culture sur la répartition du C dans le sol 4 ans après déforestation. La prairie se distingue par des teneurs en C 50-2000 μm peu différentes voire plus importantes que sous forêt (Tableau 4.9, Figure 4.11).

La fraction 20-50 μm est caractérisée par une similitude des teneurs en C entre la forêt et les cultures (entre 0,20 et 0,22 g 100g⁻¹ dans la couche 0-5 cm), tandis que la prairie se distingue par des teneurs plus élevées que la forêt et les cultures annuelles (0,32 g 100g⁻¹ pour la couche 0-5 cm) (Tableau 4.9). Cet « enrichissement » en C dans cette fraction pour la prairie pourrait s'expliquer par la présence de microagrégats stables riches en MO, et par la présence de MOP finement divisées. Le C de la fraction 2-20 μm diminue dans les cultures annuelles par rapport à la forêt, dans les 4 couches du sol (significatif pour la couche 0-5 cm)

(Figure 4.11). Pour la prairie une légère diminution est observée pour la couche 0-5 cm (significatif) et 5-10 cm, les différences sont peu marquées pour 10-20 et 20-30 cm.

Tableau 4.10 : Répartition du carbone dans les fractions du sol jusqu'à 30 cm de profondeur sous forêt et 4 ans après déforestation. Pour la couche 0-5 cm, la moyenne est suivie de l'erreur standard ($n = 3$). Pour les autres couches, $n = 1$. Les lettres correspondent aux groupes statistiques déterminés par Anova et test HSD de Tukey à $P < 0,05$.

| Sol & fraction / μm | Carbone des fractions des couches de sol Teneur en C / $\text{g } 100\text{g}^{-1}$ sol | | | | Proportion de C dans la couche / % | | | | C/N moyen |
|--------------------------------|--|------|-------|-------|------------------------------------|------|-------|-------|-----------|
| | 0-5 | 5-10 | 10-20 | 20-30 | 0-5 | 5-10 | 10-20 | 20-30 | |
| Forêt | | | | | | | | | |
| 50-2000 | 0,43 \pm 0,01 ab | 0,15 | 0,10 | 0,04 | 18,7 \pm 0,4 | 8,6 | 7,3 | 4,1 | 22,3 |
| 20-50 | 0,22 \pm 0,01 b | 0,14 | 0,07 | 0,03 | 9,8 \pm 0,6 | 7,9 | 5,4 | 3,6 | 17,0 |
| 2-20 | 0,71 \pm 0,02 a | 0,61 | 0,40 | 0,28 | 31,3 \pm 1,0 | 35,1 | 29,9 | 28,8 | 14,3 |
| < 2 | 0,92 \pm 0,03 a | 0,85 | 0,77 | 0,61 | 40,2 \pm 1,1 | 48,4 | 57,4 | 63,5 | 13,0 |
| TF ^a | 2,68 | 1,78 | 1,36 | 1,04 | | | | | |
| Prairie | | | | | | | | | |
| 50-2000 | 0,48 \pm 0,03 a | 0,45 | 0,15 | 0,07 | 22,3 \pm 1,1 | 23,2 | 10,0 | 6,4 | 24,2 |
| 20-50 | 0,32 \pm 0,02 a | 0,21 | 0,20 | 0,08 | 15,2 \pm 0,9 | 10,9 | 12,9 | 8,0 | 17,0 |
| 2-20 | 0,62 \pm 0,01 b | 0,56 | 0,46 | 0,25 | 28,8 \pm 0,1 | 28,7 | 30,3 | 24,8 | 15,2 |
| < 2 | 0,72 \pm 0,03 c | 0,72 | 0,71 | 0,62 | 33,8 \pm 1,3 | 37,1 | 46,7 | 60,7 | 13,7 |
| TF ^a | 2,29 | 1,88 | 1,51 | 1,03 | | | | | |
| Semis conventionnel | | | | | | | | | |
| 50-2000 | 0,29 \pm 0,1 b | 0,20 | 0,13 | 0,08 | 15,4 \pm 0,7 | 11,9 | 10,1 | 8,1 | 19,7 |
| 20-50 | 0,20 \pm 0,1 b | 0,17 | 0,08 | 0,04 | 10,6 \pm 0,3 | 10,2 | 6,7 | 3,9 | 17,1 |
| 2-20 | 0,60 \pm 0,2 b | 0,53 | 0,33 | 0,21 | 32,3 \pm 1,0 | 31,6 | 26,2 | 21,6 | 13,8 |
| < 2 | 0,78 \pm 0,0 bc | 0,77 | 0,72 | 0,64 | 41,7 \pm 0,1 | 46,3 | 57,0 | 66,4 | 13,2 |
| TF ^a | 2,03 | 1,83 | 1,25 | 0,97 | | | | | |
| Semis direct | | | | | | | | | |
| 50-2000 | 0,36 \pm 0,07 b | 0,16 | 0,09 | 0,04 | 17,5 \pm 3,0 | 10,0 | 7,3 | 4,4 | 21,2 |
| 20-50 | 0,22 \pm 0,0 b | 0,14 | 0,08 | 0,03 | 10,9 \pm 0,4 | 8,5 | 6,2 | 3,2 | 18,9 |
| 2-20 | 0,60 \pm 0,2 b | 0,50 | 0,28 | 0,15 | 29,8 \pm 0,2 | 30,6 | 22,6 | 17,4 | 14,5 |
| < 2 | 0,84 \pm 0,03 ab | 0,83 | 0,78 | 0,63 | 41,8 \pm 2,8 | 51,0 | 64,0 | 74,9 | 13,2 |
| TF ^a | 2,22 | 1,63 | 1,17 | 0,85 | | | | | |

^a Teneur en C de l'échantillon composite de terre fine utilisé pour le fractionnement

Le C de la fraction < 2 μm diminue significativement pour la prairie et SC dans la couche 0-5 cm (respectivement 0,72 et 0,78 $\text{g } 100\text{g}^{-1}$, contre 0,92 $\text{g } 100\text{g}^{-1}$ sous forêt) ; nous observons les mêmes tendances pour la couche 5-10 cm. Dans les couches 10-20 cm et 20-30

cm les différences de teneurs en C pour cette fraction entre la forêt et les systèmes cultivés apparaissent mineures (Figure 4.11). Dans toutes les couches de sol des 4 systèmes, le carbone est principalement associé à la fraction argileuse du sol, et cette association est croissante avec la profondeur (Tableau 4.9).

Dans l'ensemble nous constatons que l'ensemble des fractions du sol des cultures annuelles (SC et SD) contiennent moins de carbone que la forêt, mis à part la fraction 20-50 μm (Figure 4.11). La dynamique du C semble différente sous prairie, car si nous observons également une diminution des teneurs en C dans la fraction argileuse, celle-ci pourrait être compensée en partie par l'enrichissement relatif en carbone de la fraction 20-50 μm , qui pourrait contenir des microagrégats argileux non dispersés (Figure 4.11). Parallèlement le sol sous prairie est enrichi en MOP par rapport à la forêt (notamment la couche 5-10 cm), ce qui compense en partie les pertes en C dans les fractions plus fines du sol.

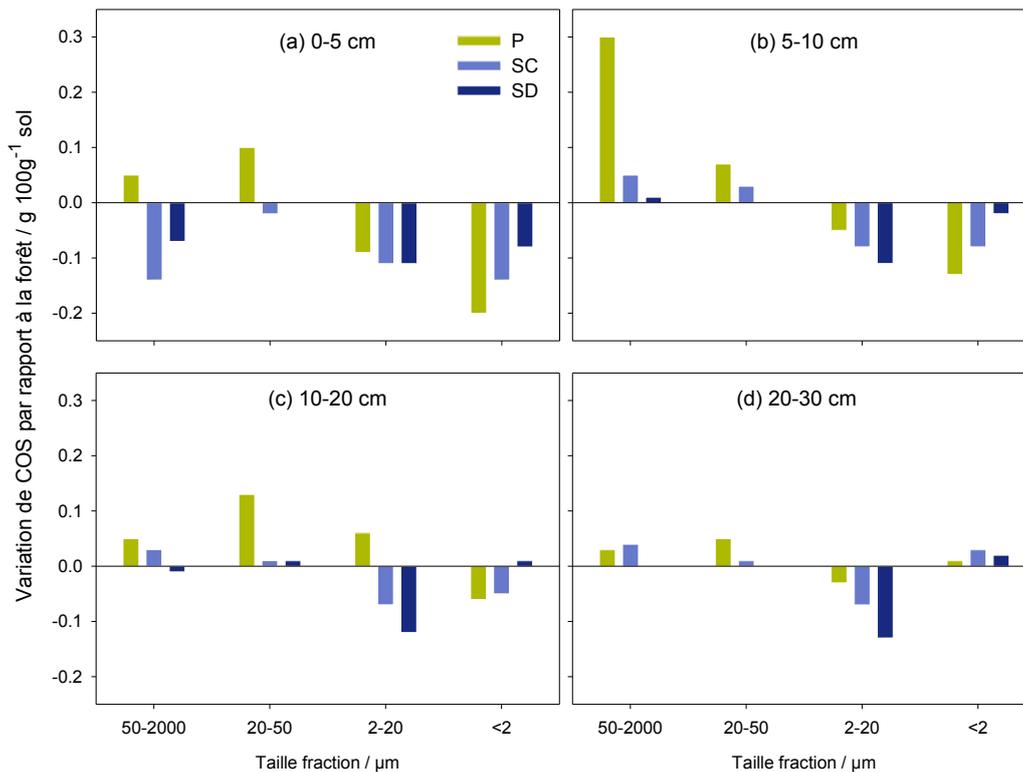


Figure 4.11 : Variation des teneurs en COS des fractions du sol entre les systèmes cultivés et la forêt (P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct).

3.3. Données isotopiques du sol sous prairie

L'examen des données $\delta^{13}\text{C}$ des fractions granulométriques de la forêt et de la prairie 4 ans après déforestation permet de préciser le devenir du carbone forestier (marqué C3) du sol et son remplacement par le carbone d'origine prairial (marqué C4), selon leurs associations avec les particules minérales du sol.

Nous constatons premièrement que les MOP sont les fractions les plus enrichies en carbone prairial (C4), avec par exemple pour la couche 0-5 cm une valeur de $\delta^{13}\text{C}$ de -19,86 ‰ pour la prairie, contre -29,32 ‰ pour la forêt (Figure 4.12), le C-C4 représente donc 57 % du C de cette fraction (Tableau 4.10). Mise à part dans la couche 0-5 cm, les teneurs en C-C3 des fractions 50-2000 μm diminuent peu voire augmentent entre la forêt et la prairie : nous pouvons supposer qu'une partie de ce carbone C3 n'est pas originaire du sol sous forêt lui-même, mais plutôt des débris de bois et des racines forestières qui sont entrés dans le système et qui se sont décomposés et fragmentés suite à la déforestation.

Le carbone de la fraction 20-50 μm représente une part assez faible du carbone du sol, mais se caractérise par un enrichissement en C-C4 assez élevé dans la couche 0-5 cm de la prairie (-23,49 ‰ contre -29,21 ‰ sous forêt, soit 34 % de C-C4 dans la prairie, Tableau 4.10). D'autre part les teneurs en C-C3 de cette fraction sont proches entre la forêt et la prairie. Là encore nous pouvons attribuer cette « anomalie » par les apports de carbone marqués C3 lors de la déforestation, qui se sont fragmentés et/ou ont pu être protégés physiquement au sein de microagrégats stables.

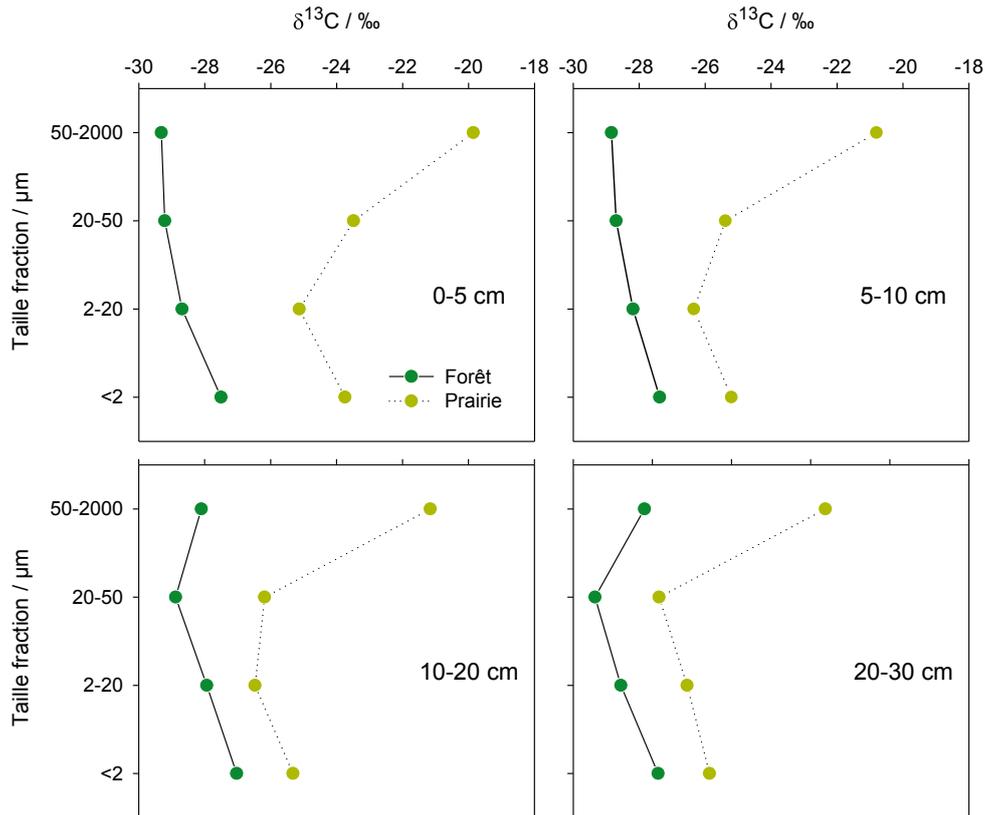


Figure 4.12 : $\delta^{13}\text{C}$ des fractions granulométriques du sol sous forêt et sous prairie 4 ans après déforestation. Données brutes présentées sous forme de tableau en [Annexe 4](#).

Dans le sol sous prairie l'enrichissement en carbone prairial est globalement similaire entre les fractions 2-20 et $< 2 \mu\text{m}$, et diminue progressivement avec la profondeur (-23,75 ‰ sous prairie et -27,50 ‰ sous forêt pour la fraction $< 2 \mu\text{m}$ dans la couche 0-5 cm, contre respectivement -24,56 et -25,86 ‰ dans la couche 20-30 cm, [Figure 4.12](#)). Le C-C4 représente dans le sol sous prairie 21 % de la fraction 2-20 μm , et 23 % de la fraction $< 2 \mu\text{m}$ dans la couche 0-5 cm. Dans les couches plus profondes la contribution du C-C4 aux fractions fines est inférieure à 13 %. Le C-C3 diminue entre la forêt et la prairie pour ces deux fractions (respectivement 0,71 et 0,92 $\text{g } 100\text{g}^{-1}$ sous forêt contre 0,49 et 0,56 $\text{g } 100\text{g}^{-1}$ sous prairie dans la couche 0-5 cm), montrant que la déforestation et l'installation d'une prairie conduit dès les premières années à une minéralisation des fractions à temps de résidence important du carbone forestier natif du sol.

Tableau 4.11 : Teneurs en COS de la terre fine et carbone marqué C3 (origine forestière) et C4 (origine prairiale) pour le sol sous forêt et sous prairie 4 ans après déforestation.

| Prof (cm) | Fraction (μm) | Forêt [C] (g 100g ⁻¹) | Prairie [C] (g 100g ⁻¹) | [C] C3 (g 100g ⁻¹) | [C] C4 (g 100g ⁻¹) | % C4 |
|--------------|-------------------------------|---|---|-----------------------------------|-----------------------------------|------|
| 0-5 | 50-2000 | 0,43 ± 0,01 | 0,48 ± 0,03 | 0,21 ± 0,02 | 0,27 ± 0,02 | 57 |
| | 20-50 | 0,22 ± 0,01 | 0,32 ± 0,01 | 0,21 ± 0,01 | 0,11 ± 0,01 | 34 |
| | 2-20 | 0,71 ± 0,02 | 0,62 ± 0,02 | 0,49 ± 0,02 | 0,13 ± 0,0 | 21 |
| | < 2 | 0,92 ± 0,03 | 0,72 ± 0,03 | 0,56 ± 0,03 | 0,16 ± 0,01 | 23 |
| | total | 2,28 | 2,14 ± 0,09 | 1,46 ± 0,07 | 0,68 ± 0,04 | 32 |
| 5-10 | 50-2000 | 0,15 | 0,45 | 0,23 ± 0,02 | 0,22 ± 0,02 | 48 |
| | 20-50 | 0,14 | 0,21 | 0,17 ± 0,02 | 0,04 ± 0,0 | 20 |
| | 2-20 | 0,61 | 0,56 | 0,50 ± 0,02 | 0,06 ± 0,0 | 11 |
| | < 2 | 0,85 | 0,72 | 0,63 ± 0,04 | 0,09 ± 0,01 | 13 |
| | total | 1,75 | 1,94 | 1,53 ± 0,08 | 0,41 ± 0,03 | 22 |
| 10-20 | 50-2000 | 0,10 | 0,15 | 0,09 ± 0,02 | 0,06 ± 0,01 | 42 |
| | 20-50 | 0,07 | 0,20 | 0,17 ± 0,01 | 0,03 ± 0,0 | 16 |
| | 2-20 | 0,40 | 0,46 | 0,42 ± 0,02 | 0,04 ± 0,0 | 9 |
| | < 2 | 0,77 | 0,71 | 0,64 ± 0,04 | 0,07 ± 0,0 | 10 |
| | total | 1,34 | 1,52 | 1,31 ± 0,08 | 0,21 ± 0,02 | 14 |
| 20-30 | 50-2000 | 0,04 | 0,07 | 0,05 ± 0,02 | 0,02 ± 0,01 | 27 |
| | 20-50 | 0,03 | 0,08 | 0,07 ± 0,01 | 0,01 ± 0,0 | 10 |
| | 2-20 | 0,28 | 0,25 | 0,22 ± 0,02 | 0,03 ± 0,0 | 10 |
| | < 2 | 0,61 | 0,62 | 0,57 ± 0,04 | 0,05 ± 0,0 | 8 |
| | total | 0,96 | 1,02 | 0,92 ± 0,09 | 0,10 ± 0,01 | 10 |

4. Discussion générale sur l'évolution des stocks de COS

4.1. Incertitudes et implications méthodologiques

4.1.a. Comparaison des méthodes d'échantillonnage

Il est possible d'évaluer la méthode de mesure de la densité apparente (DA) par prélèvement à la tarière à cylindre, qui est assez peu employée en comparaison avec les mesures de la DA dans des fosses. La comparaison des DA mesurées à T5 dans les fosses (prélèvements jusqu'à 100 cm) et par prélèvement à la tarière à cylindre montre des valeurs obtenues assez proches entre les deux méthodes (Tableau 4.11). Nous notons tout de même que la DA des fosses (méthode à l'eau) est souvent légèrement supérieure à celle obtenue par la tarière à cylindre, ce qui pourrait s'expliquer par les volumes plus importants considérés par la méthode à l'eau. Les prélèvements dans les fosses n'ayant pas été répliqués au sein d'un même bloc nous ne pouvons comparer statistiquement les DA obtenues par les deux méthodes.

Tableau 4.12 : Densité apparente des sols cultivés (g cm^{-3}) mesurée à T5 (novembre 2013) dans les fosses (méthode à l'eau) ou par prélèvement à la tarière à cylindre jusqu'à 30 cm de profondeur. Pour les prélèvements à la tarière la moyenne est suivie de l'erreur standard ($n = 6$).

| Bloc | Couche / cm | Prairie | | Semis direct | | Semis conventionnel | |
|------|-------------|--------------|-------|--------------|-------|---------------------|-------|
| | | Tarière cyl. | Fosse | Tarière cyl. | Fosse | Tarière cyl. | Fosse |
| I | 0-10 | 1,27 ± 0,09 | 1,49 | 1,37 ± 0,08 | 1,38 | 1,34 ± 0,12 | 1,34 |
| | 10-20 | 1,46 ± 0,06 | 1,61 | 1,59 ± 0,06 | 1,54 | 1,57 ± 0,09 | 1,50 |
| | 20-30 | 1,51 ± 0,07 | 1,56 | 1,60 ± 0,05 | 1,57 | 1,52 ± 0,11 | 1,62 |
| III | 0-10 | 1,23 ± 0,09 | 1,28 | 1,27 ± 0,15 | 1,28 | 1,24 ± 0,08 | 1,28 |
| | 10-20 | 1,43 ± 0,09 | 1,48 | 1,51 ± 0,11 | 1,66 | 1,47 ± 0,09 | 1,52 |
| | 20-30 | 1,42 ± 0,17 | 1,63 | 1,58 ± 0,07 | 1,66 | 1,50 ± 0,12 | 1,44 |
| IV | 0-10 | 1,24 ± 0,08 | 1,11 | 1,31 ± 0,14 | 1,37 | 1,27 ± 0,14 | 1,47 |
| | 10-20 | 1,49 ± 0,05 | 1,49 | 1,50 ± 0,10 | 1,68 | 1,48 ± 0,04 | 1,58 |
| | 20-30 | 1,51 ± 0,07 | 1,54 | 1,49 ± 0,14 | 1,52 | 1,50 ± 0,11 | 1,57 |

La mesure des stocks jusqu'à 100 cm de profondeur 5 ans après déforestation ne donne pas de différence significative de stockage de COS entre les 3 systèmes de culture en dessous de 30 cm de profondeur. Nous pouvons attribuer cela en partie au nombre d'échantillons

prélevés dans les parcelles cultivées ($n = 3$), qui réduit la puissance de l'analyse statistique. Cela a été souligné par Kravchenko & Robertson (2011) qui mettent évidence que certaines études n'observent pas de différences de stocks de COS en profondeur entre deux modalités, mais que leur plan d'échantillonnage n'était pas adapté pour mettre en évidence de faibles variations de COS compte tenu de l'hétérogénéité naturelle des sols. A Combi, si l'on considère que la variabilité naturelle des stocks de COS pour la couche 0-100 cm est équivalente à celle rencontrée pour la couche 0-40 cm (profondeur pour laquelle nous disposons du nombre d'échantillons le plus important dans les sols sous forêt prélevés en 2008), c'est-à-dire avec un coefficient de variation de 11 % ($n = 17$), le nombre d'échantillons nécessaires pour mettre en évidence de faibles variations de stockage de COS dans les agrosystèmes est élevé. Une analyse de puissance (Dagnelie, 2003) montre qu'avec ces paramètres, mettre en évidence une variation de stock de COS de 10 % avec une *P value* de 0,10 requiert au minimum 15 échantillons (Figure 4.13). Cela illustre les difficultés à déterminer des variations de stocks de COS en profondeur dans les cas où les prélèvements profonds avec une forte densité d'échantillonnage sont rendus difficiles par la configuration des parcelles (dimension réduite comme à Combi) et par leur coût.

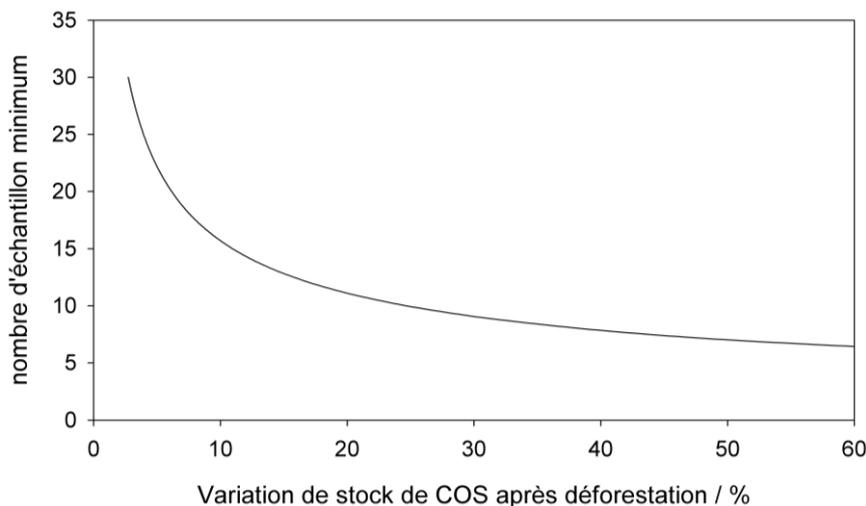


Figure 4.13 : Nombre d'échantillons nécessaires pour mettre en évidence une variation de stock de COS après déforestation à Combi avec une *P value* de 0,10 avec un coefficient de variation des stocks de 11 %.

4.1.b. Quelques incertitudes méthodologiques

Les profils $\delta^{13}\text{C}$ sous forêt jusqu'à 200 cm de profondeur, très hétérogènes en dessous de 40 cm de profondeur (Figure 4.5), montrent la forte variabilité potentielle de ce genre de

mesure sur une surface de quelques hectares seulement. Freycon *et al.* (2010), sur le site de Paracou (situé à quelques kilomètres de Combi) obtiennent des profils forestiers différents, avec des valeurs n'excédant pas -24 ‰ (Figure 4.14), comparables à d'autres profils forestiers amazoniens n'ayant pas connu de changement de végétation au cours des derniers millénaires (Desjardins *et al.*, 1991). Les profils A et B de Combi présentent des similarités avec les profils obtenus par Desjardins *et al.* (1996) dans le Roraima, dans des zones forestières situées à proximité de savanes (Figure 4.14). Dans cette étude les auteurs interprètent l'augmentation du $\delta^{13}\text{C}$ entre 50 et 200 cm de profondeur par la persistance de MO originaire d'une végétation de savane ancienne (végétation C4) qui se serait développée au profit de la forêt au milieu de l'Holocène. Le même phénomène, de façon moins marquée, pourrait s'être produit à Combi, situé à quelques kilomètres de savanes naturelles. Des analyses complémentaires seraient nécessaires pour confirmer cette hypothèse paléoclimatique. Si l'origine de cette hétérogénéité des profils $\delta^{13}\text{C}$ peut être discutée, celle-ci empêche toute interprétation d'une accumulation de COS-C4 dans la terre fine du sol en dessous de 40 cm, c'est pourquoi nous n'avons pas analysé les échantillons du sol sous prairie en dessous de cette profondeur.

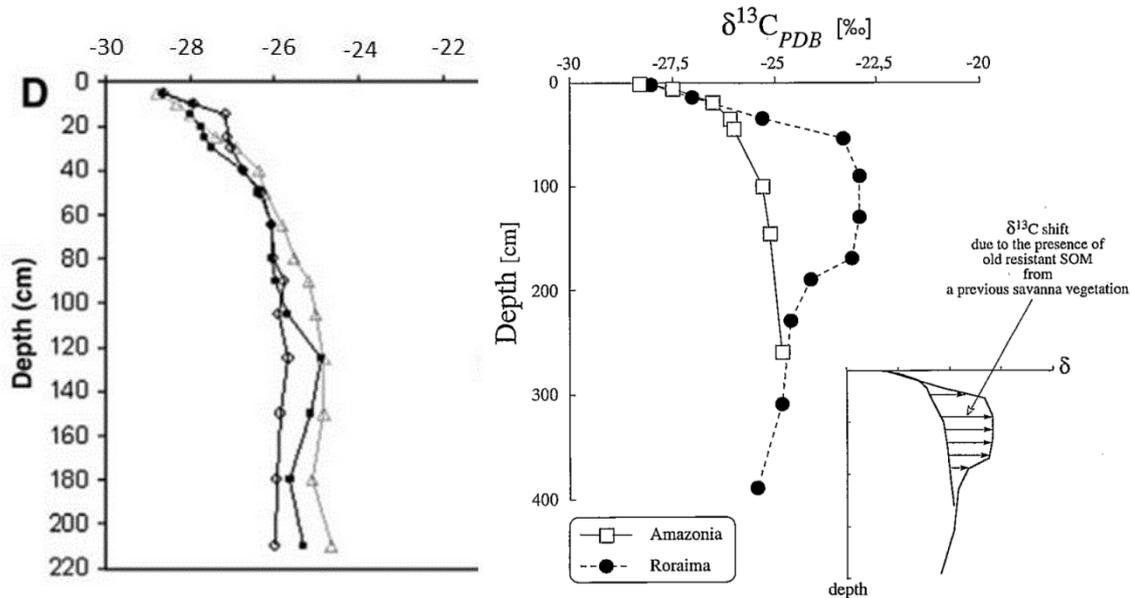


Figure 4.14 : Profils forestiers $\delta^{13}\text{C}$ mesurés à Paracou (figure de gauche, Freycon *et al.*, 2010), et profils $\delta^{13}\text{C}$ forestiers mesurés en Amazonie et dans le Roraima, à proximité de savanes (figure de droite, Desjardins *et al.*, 1996).

Les mesures de stocks racinaires sous forêt (7,08 t C ha⁻¹ dans la couche 0-100 cm), effectuées sur le profil forestier échantillonné en 2013, sont probablement sous-estimées. En effet, dans la forêt de Paracou, Bréchet (2009) estime le stock de carbone racinaire total

(< 2 mm et > 2 mm) à 29,3 t MS ha⁻¹ dans la couche 0-30 cm, ce qui représente 12,5 t C ha⁻¹ si l'on considère une teneur en carbone des racines de 42,5 % (valeur moyenne mesurée par Bréchet (2009) dans les racines fines). Dans des ferralsols guyanais à drainage vertical libre, Humbel (1978) reporte des biomasses racinaires jusqu'à 100 cm comprises entre 31 et 50 t MS ha⁻¹, ce qui représente des stocks de C racinaire compris entre 13,2 et 21,4 t C ha⁻¹. La valeur plus faible dans notre étude pourrait s'expliquer par la location de la fosse étudiée, implantée sur une zone où la densité d'arbres était relativement faible pour que la pelle mécanique puisse manœuvrer et creuser la fosse.

Les résultats du fractionnement granulométrique doivent parfois être pris avec précaution. En particulier le taux de recouvrement du COS dans la couche 0-5 cm sous forêt n'est pas satisfaisant. Les couches superficielles du sol contenant à priori plus de matière organique hydrosoluble que les couches profondes, il est possible qu'une partie de la MO se soit solubilisée au cours du fractionnement (et perdue lors de la centrifugation des fractions 2-20 et < 2 µm), amputant le bilan en C de la couche 0-5 cm. Cela limite la portée de l'analyse de l'évolution des associations du carbone et de la matière minérale suite à la mise en culture.

Par ailleurs la dispersion n'a pas été totale dans les fractions < 50 µm, puisque les fractions 2-50 µm contiennent une part importante de carbone alors que le sol est quasiment dépourvu de limons. Pour autant, la matière organique localisée dans les microagrégats argileux de la fraction 2-20 µm a la même sensibilité à la minéralisation que celle localisée dans la fraction < 2 µm. Ces deux fractions ont des C/N proches, et sont affectées de la même façon par la minéralisation du carbone forestier natif du sol (Figure 4.12).

De nombreux travaux mettent en avant l'intérêt de fractionner le sol de façon incomplète, afin de mettre en évidence la stabilisation du carbone dans des macroagrégats, la plupart du temps formés par l'activité des vers de terre (Six *et al.*, 2000; Fonte *et al.*, 2012). Des unités structurales avec des teneurs élevées en carbone ont été isolées par un fractionnement ménagé à sec dans les sols de Combi (comparaison forêt – agrosystèmes en mai 2013). Cependant ces macro-agrégats semblent peu reliés à l'activité des vers de terre (Caurel, 2013; Annexe 8, Annexe 9, Annexe 10), et la grande variabilité de l'organisation structurale des sols rend difficile une interprétation des résultats en terme de devenir du carbone forestier contenu dans ces agrégats. Les résultats de ces travaux ne sont pas discutés dans ce manuscrit.

4.2. Effet global de la déforestation, devenir du carbone forestier

4.2.a. Conséquences à court terme de la déforestation sur les stocks de *COS*

Suite à la déforestation des quantités importantes de carbone sont entrées dans le système sol, principalement sous forme de matières organiques figurées : la litière forestière, les racines forestières, les débris de bois issus du broyage de la végétation forestière et les résidus des plantes de couverture (Tableau 4.12). Ces apports massifs expliquent aisément l'augmentation du stock de $C_{>2}$ observée à T1 et T1,5 dans les systèmes cultivés. Les variations de stocks de $C_{<2}$ présentent une diminution continue à partir de T2, dans les 3 systèmes cultivés : nous pouvons supposer que ces variations sont liées à la minéralisation du carbone apporté lors de la déforestation sous forme de débris figurés (Figure 4.15). La diminution du stock de carbone racinaire observée dans les profils de sols cultivés 5 ans après déforestation (Figure 4.4) et la diminution exponentielle du stock de carbone des débris de bois confirment cette analyse.

Tableau 4.13 : Apports de carbone suite à la déforestation. Le site forestier de Paracou est situé à quelques kilomètres de Combi. Pour les données du site de Combi la moyenne est suivie de l'écart type ($n = 14$ pour les débris de bois, $n = 9$ pour les plantes de couverture broyées).

| Date apport | Biomasse | Matière sèche / t ha ⁻¹ | Stock C / t ha ⁻¹ | Site | Référence |
|-------------|-----------------------|------------------------------------|------------------------------|---------|---------------------------------|
| Sept 08 | Litière forestière | 9,4 | 4,6 | Paracou | (Janssens <i>et al.</i> , 1998) |
| Sept 08 | Racines forestières * | | 6,4 | Paracou | (Bréchet, 2009) |
| Sept 08 | Débris de bois | 24,1 ± 14,3 | 11,2 ± 7,1 | Combi | (CETIOM, 2011) |
| Oct 09 | Plantes de couverture | 10,7 ± 3,4 | 4,9 ± 1,6 | Combi | (CETIOM, 2011) |

* Racines forestières > 2 mm

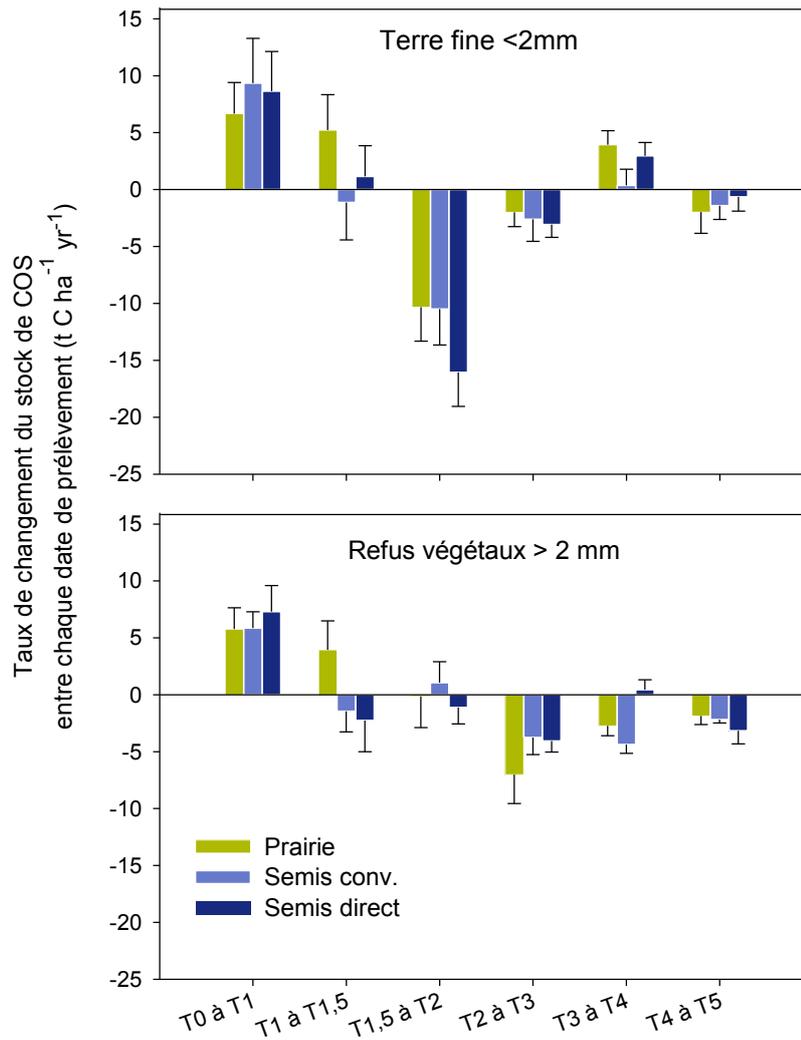


Figure 4.15 : Variations de stocks de C < 2mm (terre fine) et C > 2 mm (Refus végétaux) entre chaque date de prélèvement. Les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard (n = 24).

L'augmentation du stock de COS dans la terre fine ($C_{>2}$) observée entre T0 et T1,5 peut avoir plusieurs origines. Le travail du sol suite à la déforestation, en brisant la stratification naturelle du COS sous forêt, a pu être à l'origine de l'augmentation du stock de COS en dessous de 5 cm de profondeur à très court terme (Tableau 4.2) Mais nos données montrent également qu'il y a eu des transferts de carbone entre l'ensemble du carbone apporté la première année de l'expérimentation et la terre fine du sol. Le stock des débris de bois diminue fortement entre T0 et T1, mais parallèlement nous observons une augmentation des stocks des autres fragments végétaux et de la terre fine entre ces dates (Figure 4.15 et Figure 4.16). Cela montre que si ces apports de carbone suite à la déforestation ont été massivement minéralisés, une part significative de ces apports se sont fragmentés et/ou humifiés et ont alimenté les compartiments plus fins de sol.

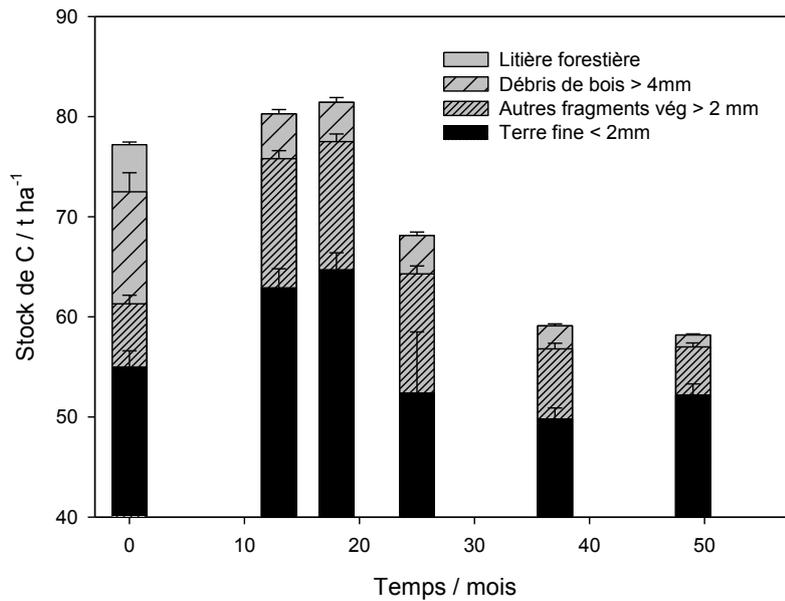


Figure 4.16 : Stock de carbone de la litière forestière, des débris de bois > 4 mm, des autres fragments végétaux > 2 mm et de la terre fine au moment de la déforestation et dans les sols cultivés jusqu'à 4 ans après déboisement. Pour les systèmes cultivés nous avons considéré la moyenne des stocks des 3 systèmes. Les barres d'erreur correspondent à l'erreur standard ($n = 17$ au moment de la déforestation, $n = 72$ pour les sols cultivés pour la terre fine et les fragments végétaux > 2 mm).

Il est néanmoins difficile d'évaluer le devenir de ce carbone une fois entré dans la terre fine. Nous pouvons supposer qu'une partie importante de ce carbone était présent sous forme de matières organiques particulières (MOP) issues de la fragmentation des débris de bois ou des racines forestières. Ces MOP récemment incorporées ont pu être rapidement minéralisées plutôt qu'humifiées et intégrées dans les fractions fines du sol, ce qui expliquerait la diminution brutale du stock de $C_{<20}$ observée entre T1,5 et T2 (Figure 4.16 et Figure 4.15). La distribution granulométrique de la matière organique 4 ans après déboisement montre que les pertes en C entre la forêt et les systèmes cultivés sont plus importantes pour les fractions fines < 20 μm que pour les MOP (Figure 4.11). Cela confirmerait que le carbone apporté lors de la déforestation transite des fractions très grossières vers les MOP (50-2000 μm) et dans une moindre mesure vers la fraction 20-50 μm , mais n'intègre pas les compartiments plus fins du sol.

Une autre explication des variations importantes observées entre T1,5 et T2 serait qu'une partie du carbone natif forestier de la terre fine a été minéralisé par le processus du *priming effect*, lié à l'apport de matière organique fraîche et labile (Paterson, 2003; Zhang *et al.*, 2013). Nous ne sommes pas en mesure d'évaluer l'importance de ce processus à partir de nos données.

4.2.b. Devenir du carbone forestier analysé par l'isotopie $\delta^{13}\text{C}$

Les données $\delta^{13}\text{C}$ obtenues sous prairie dans la terre fine du sol, les racines du sol et les fractions de sol permettent de préciser le devenir du carbone forestier, qu'il soit issu de la déforestation ou présent initialement dans la terre fine du sol.

Le COS-C3 de la terre fine 5 ans après déforestation diminue de façon plus marquée en surface que dans la couche 10-30 cm (Figure 4.7). Nous ne disposons pas d'éléments suffisants pour interpréter ce résultat, qui peut être lié à un turnover plus lent de la matière organique dans les couches profondes du sol (Van Dam *et al.*, 1997), ou bien au fait que des apports de carbone issus de la déforestation ont compensé en partie la minéralisation du carbone forestier natif. La diminution du COS-C3 à Combi, de 8,8 t ha⁻¹ (soit -16 %) dans les 30 premiers cm du sol, peut être comparée aux autres données amazoniennes discutées dans le premier chapitre. L'interprétation n'est pas aisée car seules deux chronoséquences comportent des données 5 ans après déforestation (pâturages de Nova Vida dans le Rondônia, Neill *et al.*, 1997), pour lesquelles le COS marqué C3 sous prairie est identique voire supérieur au stock de COS sous forêt (Figure 4.17). S'il est difficile de préjuger l'évolution du stock de COS marqué C3 à Combi, nous observons néanmoins que plusieurs pâturages ont des proportions de COS-C3 assez proches de nos valeurs entre 7 et 10 ans après déforestation : c'est le cas de pâturages du Rondônia étudiés par Neill *et al.* (1997) (Vilhena, Porto Velho, Lenk) et du pâturage d'Água Parada (état du Pará). Tous ces pâturages ont été installés après déforestation par brûlis, sans restitution de matière organique fraîche. Le site de Combi ne se situe pas dans la fourchette supérieure des proportions en COS C3 dans les pâturages amazoniens, même si l'on a vu dans le premier chapitre que de nombreuses incertitudes liées à l'utilisation des chronoséquences altèrent la qualité des données. Cela suggérerait que 5 ans après déforestation, les apports de carbone liés à la méthode de déforestation sans brûlis à Combi, essentiellement constitués de carbone marqué C3, ne se font plus sentir sur la dynamique du stock de carbone.

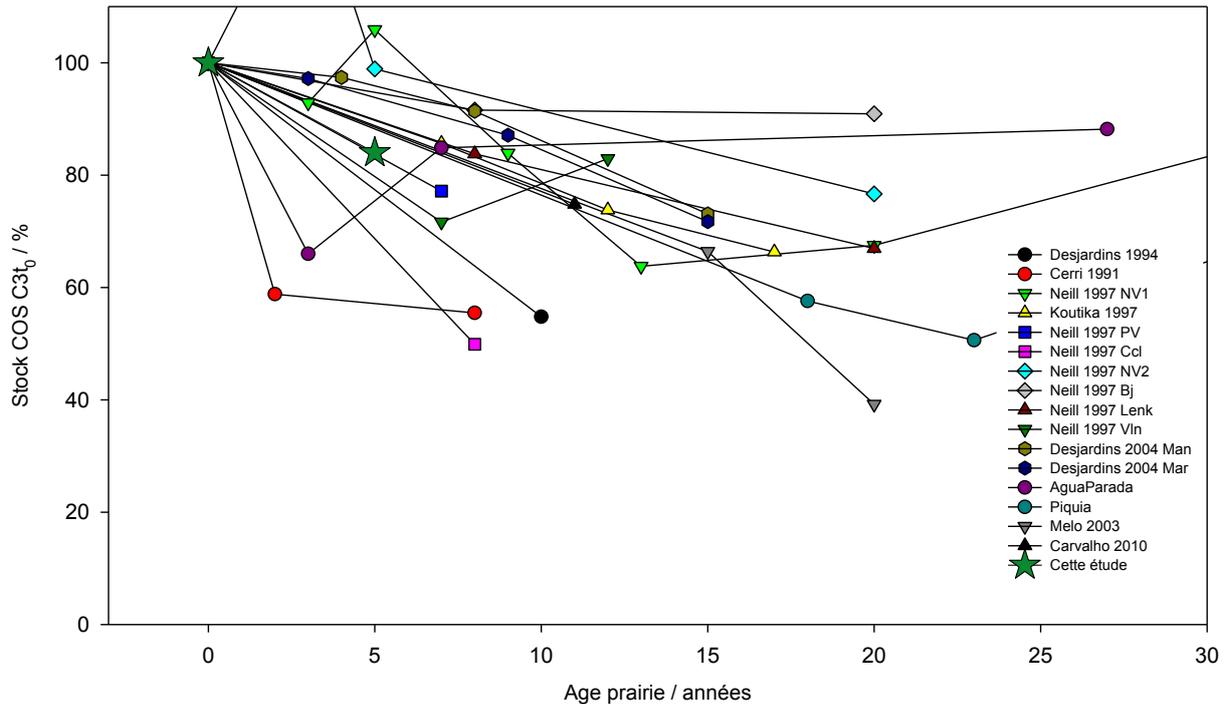


Figure 4.17 : COS-C3 (carbone dérivé de la forêt) sous prairie exprimé par rapport au stock de COS présent sous forêt à Combi et dans les chronoséquences amazoniennes.

La diminution du stock de C-C3 racinaire dans le sol sous prairie 5 ans après déforestation (diminution de 77 % par rapport à la forêt, Figure 4.9) vient conforter l'idée d'une décomposition poussée des matières organiques figurées fournies au sol lors de la déforestation, que l'on a également observé dans le cas des débris de bois enfouis dans le sol (Figure 3.1). Cette décroissance du C-C3 racinaire concerne à la fois les racines fines et grossières, et s'est également produite dans les couches profondes du sol, jusqu'à 70 cm de profondeur. A notre connaissance il n'existe pas d'autres données de dynamique du C-C3 des racines dans des chronoséquences amazoniennes.

L'étude des teneurs en COS-C3 dans les fractions du sol sous prairie 4 ans après déboisement permet d'affiner l'analyse des transferts de carbone entre les compartiments d'entrée du carbone et la terre fine. Dans la couche 0-5 cm du sol le C-C3 de la fraction 50-2000 μm a diminué de moitié entre la forêt et la prairie, montrant que les MOP des sols cultivés ne sont plus alimentées par les compartiments du carbone apporté lors de la déforestation (Tableau 4.10). D'autres études amazoniennes ont montré que toutes les fractions du sol étaient affectées par une diminution du COS-C3 suite à l'installation de pâturages : c'est le cas de Desjardins et *al.* (2004), qui montrent qu'à court terme (3-4 ans après déforestation) les MOP étaient les plus affectées par cette diminution de COS-C3, dans des sols sablo-argileux ou très argileux.

En revanche les teneurs en C-C3 de la fraction 20-50 μm , même si cette dernière ne représente qu'une petite part du carbone du sol, sont peu différentes entre la forêt et la prairie. Lisboa *et al.* (2009) montrent quant à eux que le COS-C3 diminue dans toutes les fractions, mais la diminution la plus marquée se produit pour la fraction (2-50 μm) dans les jeunes pâturages de Nova Vida. Nous pouvons émettre l'hypothèse qu'à Combi, une partie des apports de carbone forestier a été fragmentée très finement et/ou a pu être protégée physiquement au sein de micro-agrégats stables. Cependant, dans les fractions fines < 20 μm , nous observons une diminution des teneurs en C-C3 entre la forêt et la prairie à T4 : cela montre que le carbone forestier issu de la déforestation n'a pas été intégré sous forme de matière organique humifiée dans ces fractions, et qu'une partie du carbone forestier natif de cette fraction a été minéralisé suite à l'installation de la prairie.

A partir de deux ans après déforestation, les données de stock total de COS montrent une différenciation des systèmes de cultures, suggérant que les effets du mode de déforestation s'atténuent, et laissent place aux effets liés aux itinéraires techniques des systèmes cultivés, en particulier les restitutions de matière organique au sol. Les sections suivantes analysent ainsi les variations de stock de COS dans les 3 systèmes de cultures pour les points de prélèvements les plus récents (T4 et T5).

4.3. Cas de la prairie

4.3.a. La prairie de Combi dans le contexte amazonien

Le stock de COS de la terre fine ($C_{<2}$) dans la couche 0-30 cm est presque similaire entre la forêt et la prairie 5 ans après déboisement (55,0 et 55,4 t ha^{-1} respectivement, données des prélèvements à la tarière à cylindre (Tableau 4.3). Si l'on considère le stock total en tenant compte des refus végétaux ($C_{>2}$), les stocks dans les deux systèmes sont alors de 61,2 et 58,8 t ha^{-1} , soit une diminution du stock non significative de 3,9 % (Tableau 4.3). La prairie de Combi est considérée comme améliorée au regard des prairies amazoniennes (toutes pâturées) étudiées dans le chapitre 1, car elle reçoit une fertilisation inorganique (NPK) et est chaulée. Si l'on compare les variations de stocks de COS de la terre fine après déforestation de la prairie de Combi à T5 aux autres prairies amazoniennes améliorées, nous constatons que la prairie de Combi est dans la fourchette basse des variations de COS, de nombreuses prairies ayant vu leur stock de COS augmenter suite à la déforestation (Figure 4.18). Il faudrait donc

apporter une nuance à la classification de la gestion des prairies, qui peuvent être fertilisées mais avec une utilisation extensive (cas des prairies améliorées amazoniennes étudiées dans le chapitre 1) mais également fertilisées avec une gestion assez intensive (cas de Combi). En effet, les prélèvements de foin à Combi sont importants ($6,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en 2013), alors que les restitutions aériennes sont assez faibles (les fauches de régénération apportent au maximum $2,2 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) (Tableau 2.5). Le sol parvient néanmoins à maintenir un stock de COS similaire à la forêt. Si nous n'avons pas quantifié la production de litière par la chute des feuilles de *Brachiaria*, de nombreux résultats obtenus grâce aux analyses isotopiques et au fractionnement granulométrique montrent que la dynamique racinaire sous prairie joue un rôle majeur dans le maintien du stock de carbone.

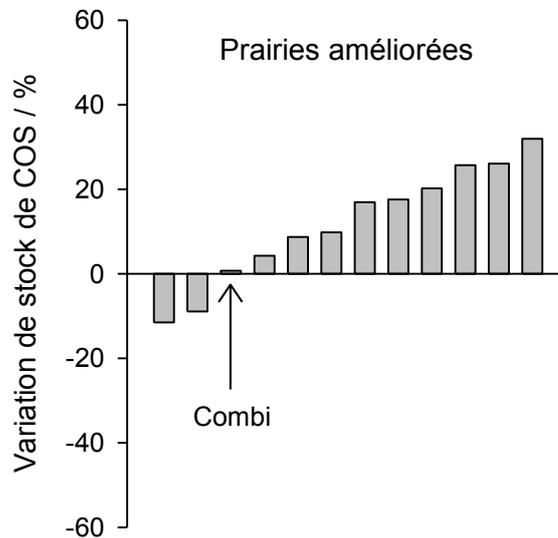


Figure 4.18 : Variations de stocks de COS (terre fine uniquement) après déforestation dans les prairies « améliorées » amazoniennes âgées en moyenne de 15 ans, et dans la prairie âgée de 5 ans à Combi.

4.3.b. Accumulation du carbone C4, activité racinaire

L'accumulation de COS marqué C4 dans le sol sous prairie à T5 est au total de 10,4 t ha⁻¹ sur la couche 0-30 cm, avec un marquage C4 qui diminue avec la profondeur (Figure 4.7). Comme pour le carbone C3, nous pouvons comparer ce résultat aux études amazoniennes du chapitre 1. Notre point à Combi suit la même tendance que celle observée en Amazonie, et se situe à l'intérieur de l'intervalle de confiance du modèle d'accumulation ajusté aux autres prairies (Figure 4.19). Le point le plus proche de notre résultat est un pâturage âgé de 5 ans à Nova Vida (Rondônia) étudié par Neill *et al.* (1997), pour lequel le stock de COS-C4 est de 9,3 t ha⁻¹. L'ajout du point à Combi et la suppression du point à 8 ans avec 46,1 t COS ha⁻¹ fait passer le R² à 0,59 (n = 40). La quasi-totalité des prairies amazoniennes étudiées par δ¹³C était caractérisée par une gestion nominale, sans fertilisation. Cela montre qu'une gestion intensive d'une prairie fertilisée comme celle de Combi peut conduire à une accumulation de COS-C4 similaire à celle rencontrée dans des pâturages extensifs.

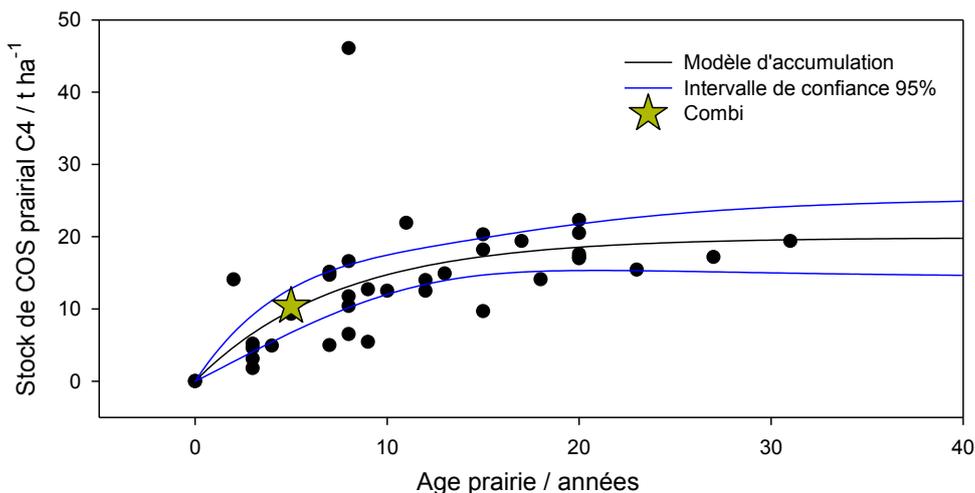


Figure 4.19 : Accumulation du COS-C4 dans les prairies amazoniennes dans la couche 0-20/30 cm. L'ajustement du modèle ne prend pas en compte le point à 8 ans avec 46,1 t ha⁻¹ issu des travaux de Cerri *et al.* (1991).

Si les stocks ne diffèrent pas entre la forêt et la prairie à T5, la stratification du carbone dans les deux systèmes est différente. Sous forêt le stock de C₂ est plus élevé dans la couche 0-5 cm par rapport à la couche 5-10 cm, alors que nous observons l'inverse sous prairie (Tableau 4.2). Cela montre que les entrées de carbone diffèrent entre les deux systèmes : sous forêt les apports principaux sont liés à la chute des litières, tandis que sous prairie les restitutions de carbone par les litières sont faibles, mais compensées par l'activité racinaire qui restitue des racines mortes et du carbone rhizodéposé.

Dans les couches profondes du sol, nous ne pouvons pas mettre en évidence des variations significatives des stocks de COS entre la forêt et la prairie à T5 (Tableau 4.5). L'analyse isotopique du sol total n'était pas pertinente en raison de la forte hétérogénéité des profils de référence sous forêt (Figure 4.5). En revanche, les données $\delta^{13}\text{C}$ des racines du sol montrent très nettement l'importance de l'activité racinaire de la prairie, et ce même en profondeur où la majorité des racines sont issus de la prairie (Figure 4.8). Trumbore *et al.* (2006) montraient dans des pâturages plus âgés que la quasi-totalité des racines fines dans le premier mètre du sol avait une signature de plantes C4. A court terme cette activité racinaire ne se fait pas sentir sur la dynamique du COS en profondeur, mais pourrait jouer un rôle important à des pas de temps plus longs.

L'analyse de la distribution granulométrique du COS dans la prairie renforce l'idée d'une activité racinaire qui contribue fortement à l'absence de différence entre les stocks sous forêt et sous prairie. La prairie se distingue par des teneurs en C 50-2000 μm peu différentes voire plus importantes que sous forêt, notamment dans la couche 5-10 cm (Tableau 4.9, Figure 4.11) ; cette tendance a également été observée par Silva Júnior *et al.* (2009) et Koutika *et al.* (2000) dans des pâturages du Pará et du Rondônia, et par Lisboa *et al.* (2009) dans des pâturages du Rondônia. Nos données $\delta^{13}\text{C}$ montrent que 4 ans après déforestation, les quantités de COS-C4 sont non négligeables dans les fractions $< 20 \mu\text{m}$ du sol, en particulier dans la couche 0-5 cm (21 % du COS total pour la fraction 2-20 μm et 23 % pour la fraction $< 2 \mu\text{m}$) (Tableau 4.10). La fraction 20-50 μm contient 34 % de COS-C4 dans la couche 0-5 cm, mais ce carbone est probablement constitué de carbone humifié associé à des microagrégats et du carbone particulaire. Desjardins *et al.* (1994, 2004) ont également montré une intégration significative du COS-C4 dans les fractions fines du sol des couches 0-4 ou 0-5 cm. Ce COS-C4 associé aux argiles et à des microagrégats $< 20 \mu\text{m}$ peut avoir plusieurs origines : d'une part les racines produites par la *Brachiaria* se décomposent rapidement une fois qu'elles sont mortes : Trumbore *et al.* (2006) estimait le temps de résidence de racines fines dans des pâturages amazoniens à 1,0 an dans la couche 0-10 cm. Mais l'activité racinaire produit également de la rhizodéposition : ces exsudats racinaires carbonés, constitués de sucres et de produits solubles sont rapidement biodégradés dans le sol mais sont convertis en composés microbiens et ont une forte interaction avec les particules fines du sol (Balesdent *et al.*, 2011). Dans le cas de la prairie de Combi nos données expérimentales ne permettent pas de déterminer dans quelle mesure le COS-C4 associé aux fractions fines du sol provient de la décomposition des racines ou de la rhizodéposition. Quoi qu'il en soit, les restitutions aériennes de carbone par les fauches de régénération ne permettent pas d'expliquer

l'accumulation de COS-C4 observée. Dans le chapitre 5, nous estimerons les flux de carbone apportés par l'activité racinaire, afin de pouvoir simuler la dynamique des stocks de COS dans la prairie au cours du temps.

4.4. Cas des cultures annuelles

4.4.a. Une diminution marquée des stocks de COS

A partir de 3 ans après déforestation (dont deux années de cultures annuelles avec deux cycles par an), les stocks de COS total (terre fine + refus végétaux) dans la couche 0-30 cm dans les systèmes SC (semis conventionnel avec travail du sol) et semis direct (sans travail du sol) sont inférieurs au stock de COS sous forêt et diminuent progressivement jusqu'à T5, où ils représentent 50,3 t COS ha⁻¹ en SC et 49,3 t COS ha⁻¹ en SD contre 61,2 t ha⁻¹ initialement sous forêt (Tableau 4.3).

Il est possible de replacer ces résultats dans le contexte amazonien, en utilisant les résultats des stocks de COS de la terre fine (les autres études amazoniennes n'ont pas pris en compte les refus végétaux). Cinq ans après déforestation, nous observons une diminution du stock de COS par rapport à la forêt de 11,4 % pour SC et 13,8 % pour SD (couche 0-30 cm), alors que la moyenne amazonienne sans ces deux points (n = 16) correspond à une diminution de 7,6 % en 9,6 années (Figure 4.20). La diminution du stock de COS observée à Combi serait donc plus marquée que dans les autres sites amazoniens, mais comme nous l'évoquions dans le chapitre 1, peu d'éléments permettent d'expliquer l'éventail assez large des variations observées à l'échelle amazonienne.

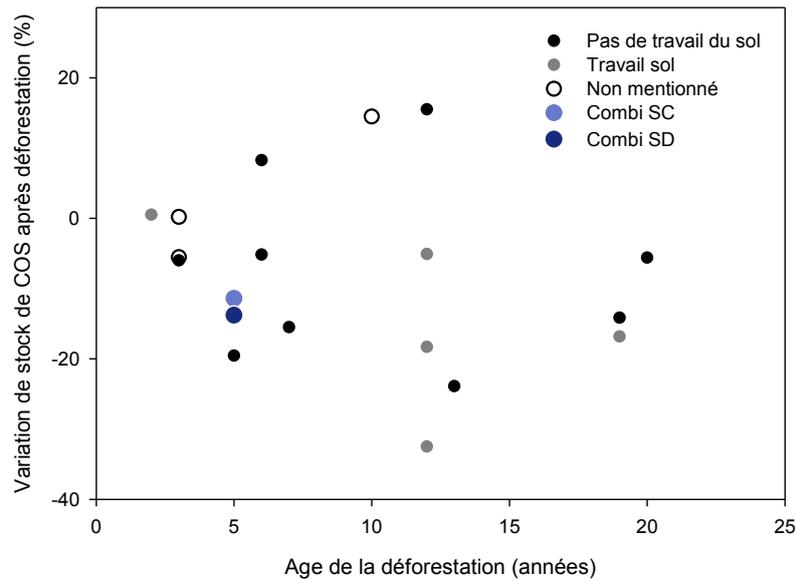


Figure 4.20 : Variation de stocks de COS (terre fine uniquement) dans la couche 0-20/30 cm après déforestation dans les systèmes à cultures annuelles en Amazonie et à Combi.

Les cultures annuelles restituent au sol entre 5,43 (SC) et 5,87 (SD) t C ha⁻¹ an⁻¹, via les résidus de culture qui sont laissés au sol suite aux récoltes du maïs et du soja (Tableau 4.13). Ces restitutions aériennes sont plus importantes que les apports de carbone par les litières sous forêt : Chave *et al.* (2010) estiment les chutes de litière dans la forêt de Paracou à 8,30 tonnes de matière sèche par hectare et par an, ce qui représente environ 3,7 t C ha⁻¹ an⁻¹. Néanmoins ces différences de taille du compartiment d'entrée du carbone ne tiennent pas compte ici de l'activité racinaire, qui est peu importante pour le maïs et le soja ; nous verrons dans le chapitre 5 que les apports totaux de carbone (aériens + racinaires) sont au final plus élevés sous forêt, expliquant partiellement la diminution des stocks de COS suite à l'installation des cultures annuelles. Par ailleurs, les vitesses de décomposition des litières sous forêt sont plus lentes que sous cultures. Durant la saison sèche en Amazonie centrale, la demi-vie des litières forestières est de 218 jours (Luizão & Schubart 1987), tandis qu'elle est de 3 mois environ pour les litières de soja en semis direct, restituées fin août à Combi (Annexe 5).

Dans les couches plus profondes du sol, au-delà de 30 cm, nous ne pouvons pas discerner un effet de la mise en culture sur le stock de COS total. En revanche, les variations du carbone racinaire mettent en évidence les faibles apports racinaires sous cultures, puisque les stocks de racines fines y sont systématiquement inférieurs comparés à la forêt et la prairie (Figure 4.4).

Tableau 4.14 : Restitutions aériennes annuelles des systèmes semis conventionnel et semis direct à Combi. La moyenne est suivie de l'erreur standard ($n = 4$ années).

| Système | Restitutions aériennes moyennes / t C ha ⁻¹ an ⁻¹ | | | |
|--------------|---|-------------|-------------|-------------|
| | Maïs | Soja | Autre* | Total |
| Semis conv. | 3,04 ± 0,54 | 2,29 ± 0,21 | 0,11 ± 0,11 | 5,43 ± 0,51 |
| Semis direct | 2,78 ± 0,64 | 2,23 ± 0,18 | 0,81 ± 0,68 | 5,87 ± 0,21 |

* Couvert ou repousses de *Brachiaria ruziziensis*, détails dans le [Tableau 2.5](#)

L'analyse de la distribution granulométrique du COS 4 ans après déforestation montre que les cultures annuelles (SC et SD) peuvent être « appauvries » en carbone par rapport à la forêt dans les 4 fractions du sol, mis à part la fraction 20-50 μm ([Figure 4.11](#)). Le différentiel entre les restitutions aériennes de la forêt et des cultures, ainsi que la décomposition rapide du carbone forestier issu de la déforestation explique que les teneurs en COS de la fraction 50-2000 μm diminuent dans les cultures âgées de 4 ans. Le fait que l'ensemble des fractions du sol puissent être affecté par des diminutions de COS rejoint les conclusions de Balesdent *et al.* (1998), qui montraient dans une chronoséquence forêt - maïs en milieu tempéré que toutes les fractions du sol voyaient leurs teneurs en COS diminuer suite à la mise en culture. Cependant, dans leur cas les restitutions aériennes étaient peu différentes entre la forêt et la culture de maïs ; ils attribuaient donc la diminution du C des fractions à des changements des propriétés des sols suite à la mise en culture tels que l'augmentation de température du sol, la modification des conditions d'aération du sol, ou encore la modification de l'activité microbologique liée à la fertilisation minérale. A Combi ces facteurs liés à la mise en culture du sol ont très probablement aussi modifié la dynamique de minéralisation du carbone : par exemple la température du sol est bien plus élevée sous cultures que sous forêt ([Figure 2.6](#)), ce qui peut favoriser la respiration hétérotrophe (Paul, 2001). La fertilisation annuelle, le passage des outils ont pu également fortement modifier l'équilibre du sol, facilitant la minéralisation du carbone réputé stable (faible C/N, temps de résidence élevé) associé aux fractions fines du sol.

4.4.b. L'impact mineur du travail du sol dans la comparaison entre SC et SD

La connaissance des restitutions aériennes pour les cultures annuelles de Combi permet également de comparer les systèmes avec ou sans travail du sol en tenant compte des

différences éventuelles des restitutions aériennes (Virto *et al.*, 2012). Or ces restitutions aériennes moyennes sont assez proches entre le SC et le SD (Tableau 4.13). Cela montre qu'à court terme l'absence de travail du sol n'induit pas de différenciation dans la productivité du maïs et du soja. Nous sommes donc dans une situation où seul l'effet du travail du sol, par la modification de la répartition verticale de la matière organique dans le sol, de l'agrégation et des conditions d'aération du sol peut influencer la dynamique du COS (Balesdent *et al.*, 2000).

Globalement nous observons peu de différences entre la densité apparente du sol entre SC et SD (Tableau 4.1). En revanche la stratification des teneurs en carbone est différente et se caractérise par une concentration plus élevée du COS dans la couche 0-5 cm en SD ; ces différences de distribution sont couramment observées dans la littérature (Powlson *et al.*, 2014). Cependant à T5 nous n'observons pas de différence significative entre les stocks de $C_{<2}$ (terre fine) entre SC et SD pour les 4 couches du sol (Tableau 4.1) ; il est possible que la bioturbation atténuée l'absence de travail du sol en SD. Le stock de $C_{>2}$ est également similaire entre SC et SD à T4 et T5, ce qui tendrait à montrer que globalement les mêmes dynamiques de minéralisation des débris végétaux sont à l'œuvre dans les deux systèmes. Au vu de ces données nous pouvons suggérer que les fortes vitesses de décomposition en milieu tropical humide pourraient masquer des effets plus fins liés au travail du sol, mais que nous n'avons pas pu détecter. Si nous n'avons pas évalué le devenir des résidus de cultures enfouis dans le sol en SC, une évaluation du stock de C des litières de soja et de maïs en semis direct montre que le fait de laisser les résidus de culture en surface du sol durant la saison sèche n'empêche pas leur minéralisation. Le stock de C des litières de soja durant la saison sèche diminue de moitié, alors que les pluies ont été très faibles (Annexe 5). Cela suggère que la photodégradation et la respiration hétérotrophe au niveau de l'interface sol-litière dans des conditions de rosées importantes (l'humidité de l'air est élevée sur le littoral guyanais même en saison sèche) jouent un rôle important dans le devenir des litières en semis direct, et qu'une partie des litières n'est pas intégrée et recyclée dans le sol.

Nos résultats montrent que l'effet isolé du travail du sol n'a pas d'impact à court terme sur le stockage de COS. Dans une synthèse bibliographique récente, Powlson *et al.* (2014) mettent évidence que les gains de COS dans des systèmes non travaillés sont minimes et facilement réversibles. Seuls des différences majeures dans la conduite des rotations, comme l'implantation ou non d'un couvert végétal durant la croissance des plantes cultivées (Boddey *et al.*, 2010; Tivet *et al.*, 2013), pourraient permettre de différencier les deux systèmes de cultures annuelles à Combi.

Chapitre 5. Approche par modélisation de l'évolution des stocks de carbone organique du sol

AVANT-PROPOS

Nous tentons dans ce chapitre de reproduire la trajectoire des stocks de COS à Combi, en utilisant le modèle RothC, dans le but de pouvoir extrapoler temporellement l'évolution des stocks de COS sur ce site. Les simulations sont confrontées aux stocks de COS mesurés ainsi qu'à d'autres mesures connexes, puis discutées. L'originalité de notre approche dans le contexte amazonien est d'avoir pu utiliser les données de restitutions organiques par les agrosystèmes comme données d'entrées du modèle.

1. Introduction

La modélisation de la dynamique du carbone organique dans les sols sous l'effet de pratiques anthropiques a pour but d'étendre les observations empiriques des stocks de COS à des échelles plus réduites, qu'elles soient temporelles ou spatio-temporelles. La plupart des modèles de minéralisation du carbone du sol considère plusieurs compartiments conceptuels du carbone du sol, qui se décomposent à des vitesses variables sous l'effet des conditions environnementales (Manzoni & Porporato, 2009) ; en outre ils requièrent une estimation des flux de carbone entrant dans le sol. Les deux modèles les plus utilisés pour prédire l'évolution des stocks de COS sont Century (Parton *et al.*, 1987) et RothC (Coleman & Jenkinson, 1999). Nous avons ici utilisé le modèle RothC, plus simple à implémenter que Century et requérant moins de données d'entrées. Le modèle RothC a été paramétré sur le site expérimental de longue durée à Rothamsted (Royaume-Uni) mais a été validé en conditions tropicales humides en suivant la décomposition de résidus de culture marqués au ^{14}C (Jenkinson & Ayanaba, 1977; Jenkinson *et al.*, 1991). Ce modèle a été testé dans diverses situations tropicales (Cerri *et al.*, 2003; Diels *et al.*, 2004; Kamoni *et al.*, 2007; Kaonga & Coleman, 2008; Gottschalk *et al.*, 2010; Gonzalez-Molina *et al.*, 2011; Shirato *et al.*, 2013). Néanmoins en milieu tropical humide ces études sont rares, et ne concernent que des pâturages en Amazonie (Cerri *et al.*, 2003, 2007a).

Dans le cas du site de Combi, l'objectif appliqué est d'estimer quelle sera la trajectoire future des stocks de COS de la couche 0-30 cm dans les systèmes cultivés, étant donné leur jeune âge. Avant d'extrapoler la dynamique des stocks de COS au-delà de 5 ans après déforestation nous évaluons le modèle en comparant les mesures prédites et observées.

Les données de gestion du site de Combi permettent pour les cultures annuelles d'estimer les apports de carbone entrants dans le sol, via l'utilisation de rapports allométriques entre le flux de carbone aérien (apporté par les restitutions de culture) et le flux de carbone racinaire. Il faut souligner ici qu'à notre connaissance, cette tentative de modélisation en contexte tropicale humide pour des cultures annuelles est la première existante. Dans le cas de la prairie nous avons utilisé les données isotopiques (discrimination du carbone d'origine forestière ou prairiale) pour estimer le flux de carbone prairial entrant dans le sol, que l'on suppose dominé par les contributions racinaires au vu des résultats du chapitre 4. Enfin le stock de RPM (*resistant plant material*), qui constitue le compartiment du carbone de RothC composé de débris végétaux en cours de décomposition, a été comparé avec les stocks de matières organiques particulaires (50-2000 μm) mesurés par la méthode du fractionnement

granulométrique de la matière organique. Plusieurs auteurs ont en effet considéré que ces deux compartiments avaient des temps de résidence proches (Balesdent, 1996; Zimmermann *et al.*, 2007). Nous avons également comparé la respiration hétérotrophe mesurée à certaines dates à Combi avec les valeurs de flux mensuels de C-CO₂ simulés par RothC pour les systèmes SC et SD.

Plusieurs objectifs sont recherchés dans ce chapitre : (i) estimer les flux de carbone entrant dans les agrosystèmes de Combi ; (ii) valider le modèle RothC dans les sols de Combi, où l'on dispose de mesures de stocks de COS jusqu'à 5 ans après déforestation ; (iii) extrapoler les résultats obtenus à une échelle temporelle plus longue pour examiner l'effet à long terme de la déforestation et de la mise en culture en contexte tropical humide.

2. Matériels et méthodes

2.1. Modèle RothC

2.1.a. Principe, données requises

Le modèle RothC 26.3 (Coleman & Jenkinson, 1999) est un modèle de décomposition et de renouvellement de la matière organique du sol basé sur des compartiments conceptuels qui respirent du carbone avec des cinétiques de décomposition du premier ordre. Le pas de temps considéré par le modèle est mensuel. RothC comprend 5 compartiments du carbone (qui forment l'ensemble du carbone du sol), dont 4 sont actifs (Figure 5.1) : DPM (la fraction labile des apports organiques), RPM (la fraction résistante des apports organiques), BIOM (biomasse microbienne) et HUM (la matière organique humifiée). IOM est un compartiment inactif, constitué de matière organique d'origine géologique. Les apports organiques au sol sont divisés en DPM et RPM avec un ratio dépendant de l'écosystème considéré (1,44 pour les cultures et prairies fertilisées, 0,25 pour les forêts, 0,67 pour les savanes, prairies dégradées et jachères). Ces deux compartiments se décomposent en respirant du CO₂ et en formant du BIO et HUM, qui à leur tour respirent du CO₂ et forment du BIO et HUM. Le partitionnement du carbone respiré et transféré vers BIO et HUM est défini par la teneur en argile du sol.

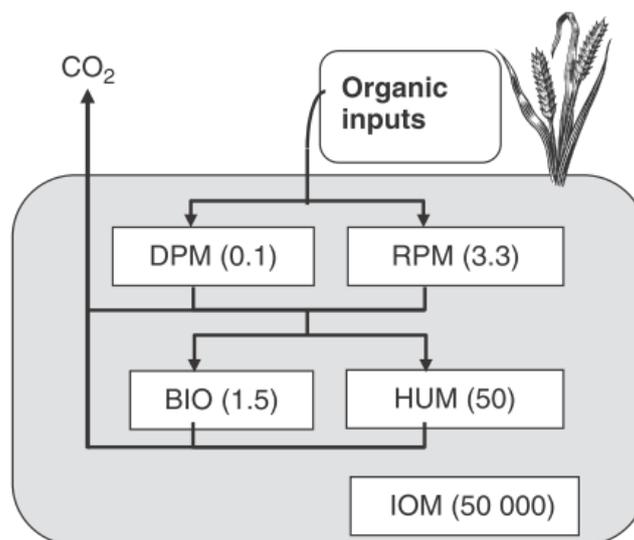


Figure 5.1 : Structure du modèle RothC. DPM = decomposable plant material, RPM = resistant plant material, BIO = biomasse microbienne, HUM = matière organique humifiée, IOM = matière organique inerte. Les chiffres entre parenthèses correspondent aux temps de résidence moyens des compartiments du carbone. Source : Shirato et al. (2013).

La quantité de carbone ΔY qui se décompose dans un compartiment pour un mois donné est calculée selon l'Équation 5.1.

$$\Delta Y = Y (1 - e^{-abckt}) \quad \text{Équation 5.1}$$

où Y est la taille du compartiment au début du mois, k le temps de résidence défini pour le compartiment (Figure 5.1), a le facteur de décomposition lié à la température, b le facteur de décomposition lié à l'humidité du sol, et c le facteur lié à la couverture ou non du sol. a est calculé en fonction de la température de l'air pour le mois donné (Tableau 5.1).

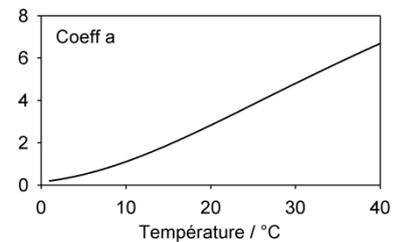
Le calcul de b est plus complexe, et fait appel au déficit d'humidité du sol (TMSD pour *topsoil moisture deficit*), dont la valeur maximale exprimée en mm est définie par la teneur en argile du sol selon l'Équation 5.2.

$$\text{Max. TMSD} = -(20,0 + 1,3 (\% \text{ Argile}) - 0,01 (\% \text{ Argile})^2) \quad \text{Équation 5.2}$$

RothC calcule ensuite le TMSD accumulé (acc. TMSD) dans le sol comme étant la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration durant les mois où l'évapotranspiration est supérieure aux précipitations. Dans RothC l'évaporation « open-pan » est multipliée par 0,75 pour obtenir l'évapotranspiration.

Tableau 5.1 : Détermination des coefficients de décomposition a , b , et c du modèle RothC (d'après Coleman & Jenkinson, 1999).

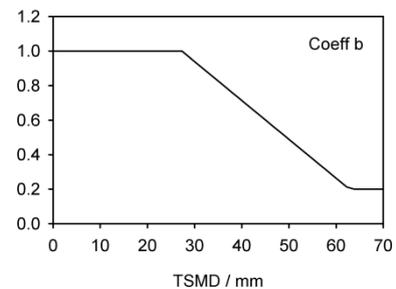
$$a = \frac{47,9}{1 + e^{\left(\frac{106}{T+18,3}\right)}}$$



si $\text{acc. TMSD} < 0,444 \times \text{max. TMSD}$, $b = 1,0$

sinon,

$$b = 0,2 + (1,0 - 0,2) \times \frac{(\text{max. TMSD} - \text{acc. TMSD})}{(\text{max. TMSD} - 0,444 \times \text{max. TMSD})}$$



$c = 0,6$ si des plantes sont en place
 $c = 1,0$ si le sol est nu

La décomposition de chaque compartiment actif produit donc du CO₂ et du carbone transféré vers les compartiments HUM et BIOM. Le partitionnement entre le CO₂ et HUM+BIO est défini par la teneur en argile du sol selon l'Équation 5.3 (Coleman & Jenkinson, 1999).

$$CO_2/(HUM + BIO) = 1,67 \times (1,85 + 1,60 \exp^{-0,0786 \times Argile}) \quad \text{Équation 5.3}$$

où Argile est la teneur en argile sol (g 100g⁻¹) de la couche de sol considérée.

Au-delà de 30 %, la teneur en argile fait peu varier ce partitionnement (Figure 5.2).

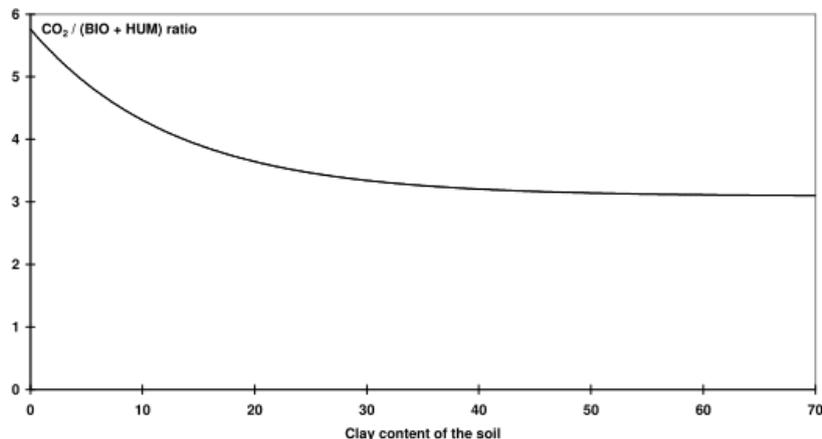


Figure 5.2 : Effet de l'argile sur le partitionnement CO₂ / (HUM+BIO) dans le modèle RothC (Coleman & Jenkinson, 1999).

Plusieurs variables d'entrées sont donc nécessaires pour simuler la dynamique du carbone du sol avec RothC, elles sont regroupées dans le Tableau 5.2. Pour les variables climatiques la température de l'air est requise (moyenne mensuelle), ainsi que les précipitations mensuelles moyennes et l'évaporation mensuelle moyenne. Pour la température de l'air et les précipitations nous avons utilisé les données climatiques fournies par Météo France pour la station de Sinnamary (à une dizaine de kilomètres de Combi). Nous avons utilisé les données d'évapotranspiration (ETP) de la station de Kourou (à environ 40 km de Combi). Les valeurs d'ETP ont été divisées par 0,75 afin d'estimer l'évaporation « open pan » utilisée dans RothC (Coleman & Jenkinson, 1999). Les simulations dans notre cas ont été effectuées sur la couche 0-30 cm. La teneur en argile du sol a été calculée sur 0-30 cm à partir des données mesurées dans le sol sous forêt en 2008. La couverture ou non du sol a été déterminée dans les agrosystèmes pour chaque mois à partir des itinéraires techniques fournis par le CETIOM.

Les apports mensuels de carbone ont été calculés à partir des restitutions aériennes, cet aspect est développé dans les sections 2.1.c à 2.1.e.

Tableau 5.2 : Données d'entrée et de sortie du modèle RothC. Les apports de carbone incluent les restitutions de litière aérienne et racinaire ainsi que la rhizodéposition. Le ratio DPM/RPM est défini par défaut selon le type d'écosystème étudié : il est de 0,25 pour les forêts (tropicales ou tempérées), 1,44 pour les cultures et les prairies fertilisées, et 0,67 pour les jachères ou prairies abandonnées (Coleman & Jenkinson, 1999).

| Données d'entrée | Données de sortie mensuelles |
|--|-----------------------------------|
| Température moyenne mensuelle de l'air | Stock de C de chaque compartiment |
| Précipitations mensuelles moyennes | Respiration hétérotrophe |
| Evaporation « open-pan » mensuelle | |
| Profondeur de la couche de sol | |
| Teneur en argile du sol | |
| Apports mensuels de carbone | |
| Ratio DPM/RPM | |
| Couverture du sol (oui/non) | |

2.1.b. Initialisation et simulation des stocks de COS

L'initialisation du modèle RothC requiert de connaître la taille des compartiments au début de l'expérimentation. Ces compartiments étant conceptuels, une méthode pour les estimer consiste à faire tourner RothC sur une très longue période en cherchant quels sont les apports de carbone nécessaires dans les conditions pédo-environnementales du site d'étude pour atteindre le stock de COS observé au début de l'expérimentation, c'est à dire dans notre cas le stock de COS mesuré sous forêt. Il faut pour cela considérer que le stock de COS des conditions initiales est à l'équilibre, ce qui est une hypothèse peu risquée dans le cas de Combi, où la forêt est stable depuis au moins plusieurs centaines d'années. Cette étape de « modélisation inversée » a été effectuée sur l'interface RothC (Coleman & Jenkinson, 1999). Une fois les apports annuels de carbone connus sous forêt, ils ont été distribués de façon équivalente au cours des douze mois, afin de simuler le stock de COS à l'équilibre sous forêt, ce qui fournit la taille des 4 compartiments de carbone actifs à l'équilibre.

La taille du compartiment IOM (*inert organic matter*), supposée stable dans le temps, a été estimée par l'Équation 5.4 proposée par Falloon *et al.* (1998) établie pour des sols tempérés et tropicaux.

$$IOM = 0,049 \times COS^{1,139}$$

Équation 5.4

où COS est le stock de COS de la terre fine du sol à l'équilibre, ici sous forêt.

Une fois les conditions initiales connues, les scénarios de gestion de la déforestation et de la mise en place des agrosystèmes ont été renseignés. Ces données sont les apports de carbone au cours du temps, le rapport DPM/RPM des apports de carbone, ainsi que la présence ou non de plantes poussant au sol. Les données climatiques n'ont pas été modifiées pour la simulation des stocks de COS suite à la déforestation, malgré des différences observées notamment dans la température du sol (Figure 2.6). Nous aborderons ce point dans la section discussion de ce chapitre. Les simulations de stocks de COS suite à la déforestation ont été effectuées à l'aide d'une feuille de calcul Excel où étaient rentrées les équations du modèle RothC (J. Balesdent, communication personnelle).

2.1.c. Apports de carbone liés à la méthode de déforestation

Suite à la déforestation plusieurs types d'apports organiques sont entrés dans le sol : du carbone d'origine forestière avec la litière (4,6 t C ha⁻¹)⁴, les racines forestières > 2 mm (6,4 t C ha⁻¹)⁵, et les débris de bois issus du broyage de la végétation forestière (11,2 t C ha⁻¹) (Tableau 2.5) ; et du carbone originaire de la plante de couverture implantée avant la différenciation des systèmes de cultures.

Nous avons testé plusieurs distributions des apports de carbone forestier au cours du temps :

- un apport unique en septembre 2008, au moment de la déforestation ;
- un apport étalé durant les 14 premiers mois de l'expérimentation, avant que les systèmes ne se différencient ;
- un apport étalé durant les 4 premières années de l'expérimentation, où pour chaque période délimitée par des dates d'échantillonnage de sol nous avons considéré que la perte de stock de C des débris de bois > 4 mm (définie dans le chapitre 3) correspondait au carbone qui était apporté au sol : cette quantité de carbone a été distribuée sur la durée de la période, et nous avons procédé de la même façon pour les racines forestières en appliquant les variations observées pour les débris de bois ;

⁴ Estimation à partir des données de Janssens *et al.* (1998) à Paracou

⁵ Estimation à partir des données de Bréchet (2009) à Paracou

- un apport étalé durant les 4 premières années de l'expérimentation, où nous avons appliqué mensuellement l'équation de perte de masse des débris de bois du chapitre 3 pour tous les apports forestiers. A chaque mois l'apport de carbone forestier correspond à la perte de masse y du mois précédent définie par l'équation $y = y_0 \exp(1 - \exp(-0,41t))$.

Nous avons testé deux valeurs de ratio DPM/RPM pour ces apports de carbone forestier. La valeur par défaut est de 0,25 puisque la matière organique est issue de végétation forestière, mais nous avons également simulé l'évolution des stocks avec un DPM/RPM pour ces apports forestiers de 1,44, qui correspond au rapport par défaut des cultures annuelles. L'hypothèse ici est que le DPM/RPM n'exprime pas seulement la qualité biochimique de la matière organique, mais également les conditions environnementales du sol, totalement bouleversées suite à la mise en culture (augmentation de la température, apports d'amendements, travail du sol).

Les restitutions aériennes des plantes de couverture ($4,9 \text{ t C ha}^{-1}$), broyées et incorporées dans les 10 premiers centimètres du sol en octobre 2009 constituent un apport unique. Le rapport DPM/RPM pour ces apports est considéré de 1,44. L'estimation des restitutions racinaires par les plantes de couverture est détaillée dans la section suivante.

2.1.d. Cas de la prairie : utilisation de données isotopiques

L'évolution des stocks dans la prairie implique des apports significatifs de carbone issus de l'activité racinaire des graminées (Figure 4.19), ces dernières restituant peu de carbone lors des fauches de restitution. Dans une optique de modélisation, il est donc nécessaire d'estimer correctement ces apports racinaires, qui sont composés de la production de racines et du carbone rhizodéposé (Figure 5.3). Cependant dans le cas des graminées des prairies les ratios de production de matériau aérien / racinaire (S/R pour shoot to root ratio) sont très variables. Bolinder *et al.* (2007) reportent des ratios S/R de $1,3 \pm 1,0$ (moyenne \pm écart-type) pour l'ensemble des graminées du Canada, avec une forte différence entre l'ouest du Canada ($0,6 \pm 0,4$) et l'est ($1,5 \pm 1,1$) du Canada. Pour les graminées tropicales, Rao *et al.* (2001) trouvent des ratios S/R compris entre 0,76 (*Andropogon gayanus*) et 1,52 (*Brachiaria decumbens*) (les auteurs n'ont pas étudié la *Brachiaria ruziziensis*). Les conditions environnementales affectent grandement le S/R des graminées, comme par exemple l'engorgement des sols (Caetano & Dias-Filho, 2008), l'aération des sols (Barley & Greacen, 1967), la fertilisation des sols (Bushby *et al.*, 1992), ou encore les conditions de luminosité (Dias-Filho, 2000). Il

est donc difficile d'estimer à partir de la littérature le ratio S/R de la *Brachiaria ruziziensis* cultivée à Combi, d'autant que cette graminée a été moins étudiée que la *Brachiria humidicola* ou la *Brachiaria brizantha*.

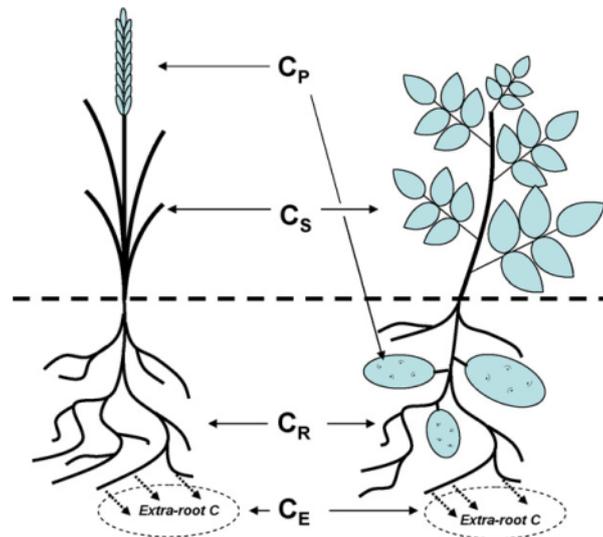


Figure 5.3 : Représentation des différentes composantes du carbone produit par les plantes et arrivant au sol. C_p désigne les parties récoltées des plantes (grains, tubercules) qui sont exportées de l'agrosystème. C_s désigne les parties aériennes non récoltées des plantes, qui sont retournées au sol et dont la quantité est mesurée à Combi. C_r désigne le carbone contenu dans les racines des plantes, et C_e désigne le carbone émis par la rhizodéposition. Source : Bolinder et al. (2007).

Nous avons donc simulé à l'aide de RothC quels étaient les apports de carbone issu de la prairie nécessaires pour atteindre le stock de COS issu de la prairie (COS-C4), qui a été évalué à l'aide des analyses $\delta^{13}C$ 5 ans après déforestation. Pour cela nous avons considéré qu'à chaque fauche (exportée ou restituée au sol) une certaine quantité de biomasse racinaire avait été produite par la graminée, selon un rapport S/R (aérien/racinaire) qui restait à définir. Nous avons également considéré que le carbone rhizodéposé par les racines représentait 45 % de la production racinaire (Balesdent et al., 2011), et que le DPM/RPM des restitutions de la prairie était de 1,44. Selon l'historique de gestion et les mesures de la biomasse aérienne produite nous avons donc cherché par itération successive quel était le rapport S/R qui permettait d'atteindre un stock de carbone de $10,4 \text{ t ha}^{-1}$ dans la couche 0-30 cm au bout de 5 ans (stock de COS-C4 mesuré), avec comme point de départ un stock de COS nul, et ce dans les conditions pédoclimatiques observées à Combi. Nous avons considéré arbitrairement que le carbone des plantes C4 représentait la moitié du carbone restitué par les plantes de couverture implantées immédiatement après déforestation (les autres plantes de couverture sont marquées C3, à savoir le riz et les légumineuses).

Nous avons comparé les résultats obtenus par itération avec ceux testés pour deux valeurs de S/R issues de la littérature : S/R = 2,44 d'après l'étude de Caetano & Dias-Filho (2008) (espèce *Brachiaria ruziziensis*, expérimentation en pots, substrat sableux, fertilisation inorganique P et N), et S/R = 1,3 d'après la méta-analyse de Bolinder *et al.* (2007) (moyenne des graminées de prairies canadiennes). Une fois le rapport S/R défini nous l'avons appliqué à l'ensemble des apports de carbone de la prairie au cours des 5 années suite à la déforestation, ce qui fournit une estimation de l'ensemble des apports de carbone issus de la prairie au cours du temps.

Nous avons également utilisé ce rapport S/R et un rapport rhizodéposition/production racinaire = 0,45 (Balesdent *et al.*, 2011) pour l'estimation des apports de carbone racinaire par les plantes de couverture.

2.1.e. Cas des cultures annuelles

Dans le cas des cultures de maïs et de soja nous n'avons pas pu estimer les rapports S/R à partir de nos données expérimentales, mais cela est moins problématique car le S/R varie moins que pour les graminées des prairies, et les apports racinaires de carbone sont minoritaires dans ces cultures annuelles par rapport aux apports aériens. Nous avons ici considéré que le rapport S/R pour le maïs était de 5,6, tandis qu'il était de 5,2 pour le soja, ces données étant issues de travaux en Amérique du nord (Bolinder *et al.*, 2007). Nous avons également considéré un rapport rhizodéposition/production racinaire = 0,45 (Balesdent *et al.*, 2011). Les apports de carbone par les litières et les racines ont été affectés au mois où la récolte a eu lieu, tandis que les apports de carbone issus de la rhizodéposition ont été étalés sur la durée du cycle cultural, du semis à la récolte. Le DPM/RPM des restitutions de carbone par le maïs et le soja a été laissé par défaut à 1,44.

2.2. Statistiques

L'évaluation des simulations de stock de COS par RothC s'est faite par comparaison avec les stocks mesurés à Combi sur la couche 0-30 cm, pour lesquels 6 dates d'échantillonnage jusqu'à 5 ans après déforestation sont disponibles (Tableau 4.3).

Pour chaque simulation plusieurs paramètres statistiques ont été calculés (Tableau 5.3), dont le coefficient de corrélation de Pearson r , la RMSE (*root mean square error*) exprimée

en valeur absolue de stock de COS et en pourcentage, l'efficacité du modèle (EF), ainsi que la différence moyenne (MD) entre les stocks observés et prédits.

Tableau 5.3 : Paramètres statistiques d'évaluation des simulations de stocks de COS par le modèle RothC. RMSE = root mean square error, EF = efficacité, MD = mean difference ; y_i = stock observé à une date i , \hat{y}_i = stock prédit à une date i , \bar{y} = moyenne des stocks observés, n = nombre d'observations.

| Paramètre | Formule | Valeur optimale |
|-------------|--|-----------------|
| RMSE | $\sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 / n}$ | 0 |
| CV RMSE / % | $RMSE \times 100 / \bar{y}$ | 0 |
| EF | $1 - \left(\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 / \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 \right)$ | 1 |
| MD | $\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i) / n$ | 0 |

3. Résultats

3.1. Simulation de l'état d'équilibre

Dans les conditions environnementales et pédologiques de Combi, RothC estime à $8,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ les apports de carbone au sol issus des litières, des racines forestières et de la rhizodéposition, pour obtenir un stock à l'équilibre de COS dans la terre fine de $55,0 \text{ t COS ha}^{-1}$ jusqu'à 30 cm de profondeur. Le stock d'IOM (carbone inerte) est estimé à $4,70 \text{ t C ha}^{-1}$.

Les valeurs des coefficients a, b et c de l'Équation 5.1 dans les conditions à l'équilibre montrent que la température (a) fait peu varier au cours du temps les cinétiques de décomposition mensuelles, en revanche la saison sèche s'exprime sur le coefficient lié à l'humidité du sol (b), qui prend la valeur minimale (0,2) de août à novembre (Figure 5.4).

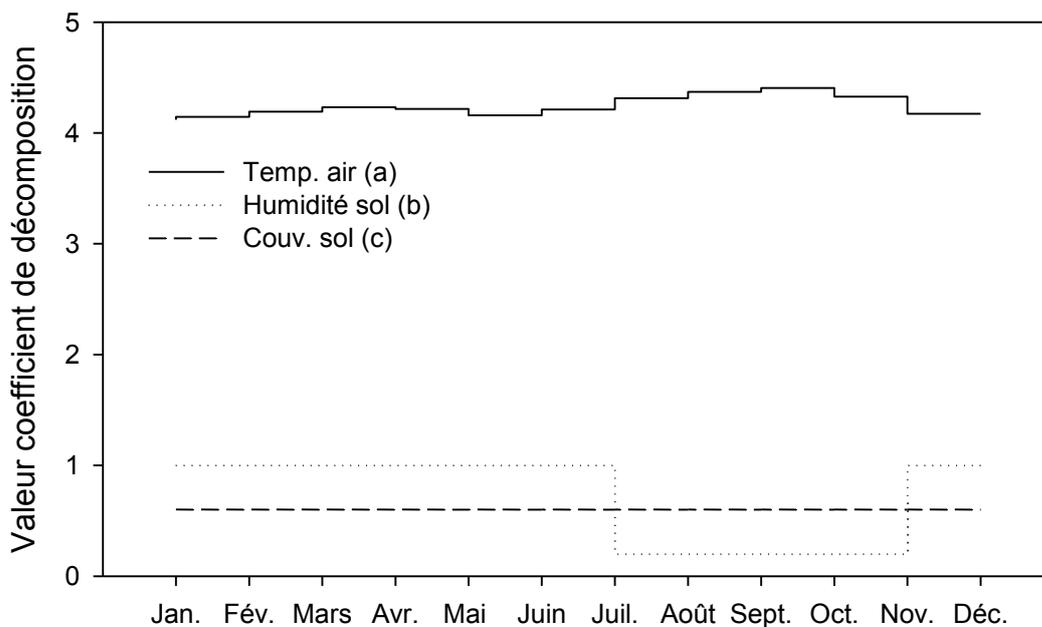


Figure 5.4 : Valeur des coefficients de décomposition du carbone par le modèle RothC dans la situation à l'équilibre du sol sous forêt à Combi.

3.2. Estimation des apports de carbone par la graminée

Le rapport S/R (carbone de la biomasse aérienne / carbone de la biomasse racinaire) optimal des apports de carbone dans le sol sous prairie pour atteindre $10,4 \text{ t COS ha}^{-1}$ 5 ans après déforestation est estimé à 1,77 (Figure 5.5). Avec un rapport rhizodéposition/production

racinaire = 0,45, le rapport entre le flux de carbone produit par les parties aériennes et le flux de carbone produit par les racines (biomasse + rhizodéposition) est donc estimé à 1,22.

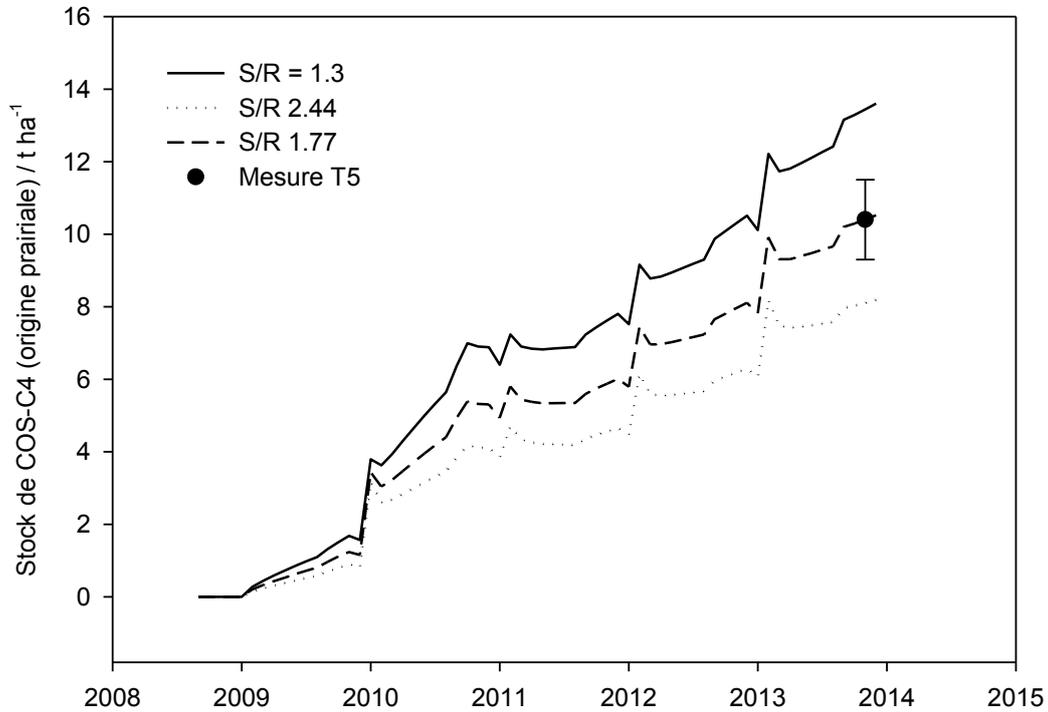


Figure 5.5 : Estimation du rapport S/R (carbone de la biomasse aérienne / carbone de la biomasse racinaire) nécessaire pour stocker 5 ans après déforestation 10,4 t COS-C4 ha⁻¹ dans le sol sous prairie (0-30 cm). Les S/R de 1,3 et 2,44 sont issus de la littérature (respectivement Bolinder et al., 2007, et Caetano & Dias-Filho, 2008).

En considérant que la moitié des apports de la plante de couverture était marquée en C4, l'apport de carbone C4 est estimé à 4,46 t C ha⁻¹ pour la période 2009-2010 (plante de couverture) et de 27,4 t C ha⁻¹ pour la période 2010-2014 (4 années de prairie fauchée). En moyenne dans la prairie fauchée les apports annuels de carbone sont estimés à 6,84 t ha⁻¹ an⁻¹ (Tableau 5.4).

Tableau 5.4 : Apports de carbone marqué C4 (issu de la *Brachiaria ruziziensis*) à Combi.

| | Plantes de couverture (2009) t ha ⁻¹ | Prairie (2010 à 2014) t ha ⁻¹ | Prairie (moy annuelle) t ha ⁻¹ an ⁻¹ |
|-------------|--|---|---|
| C aérien | 2,45 | 4,9 | 1,22 |
| C racinaire | 2,01 | 22,5 | 5,62 |
| C total | 4,46 | 27,4 | 6,84 |

3.3. Simulation des stocks de COS jusqu'à 5 ans après déforestation

3.3.a. Paramétrisation des apports forestiers

La façon d'entrer les données d'apports de carbone forestier (litière, racines, débris de bois) suite à la déforestation dans le modèle RothC donne des résultats contrastés selon la distribution choisie et le rapport DPM/RPM de ces apports. Un unique apport en septembre 2008 donne une augmentation brutale du stock, qui décroît ensuite plus ou moins rapidement selon la valeur de DPM/RPM. Le fait d'étaler les apports dans le temps donne une augmentation du stock plus progressive, mais plus les apports sont étalés plus les stocks sont surestimés en novembre 2012 et 2013, en particulier pour un DPM/RPM de 0,25. Le fait d'étaler les apports sur un an et fixer le DPM/RPM à 1,44 constitue l'un des meilleurs compromis. Quoiqu'il en soit la façon de distribuer les apports de carbone forestier dans le temps a peu d'influence sur le stock de COS 5 années après déforestation.

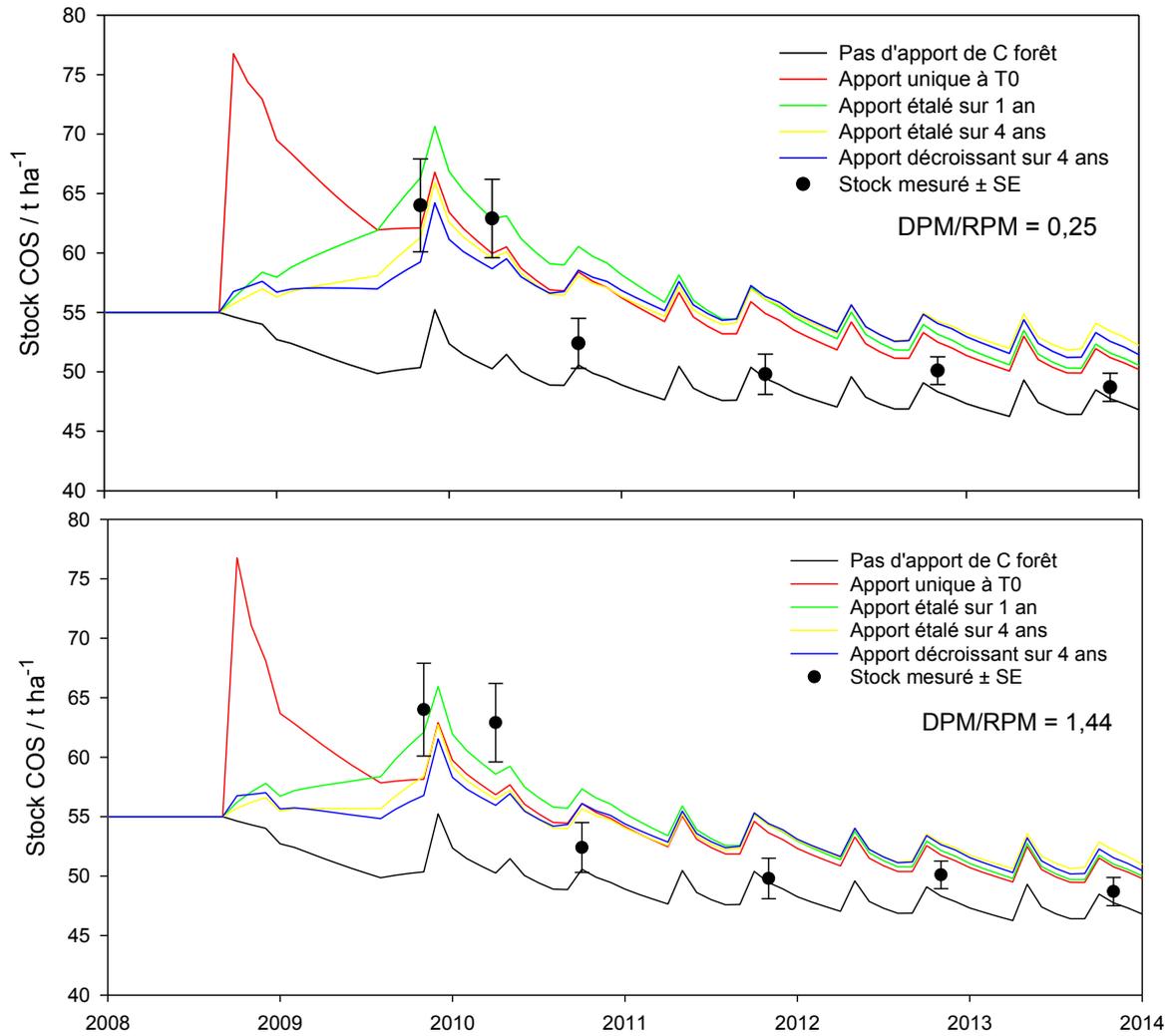


Figure 5.6 : Impact du mode d'apport de carbone forestier (litière, racines, débris de bois) et de son rapport DPM/RPM sur la prédiction des stocks de carbone, dans le cas du système en semis conventionnel.

3.3.b. Comparaison entre prédictions et mesures de stocks de COS

Avec un étalement des apports de carbone forestier sur un an, le modèle RothC simule l'augmentation du stock de COS la première année après déforestation, avec un pic qui dépasse les valeurs observées à T1 dans les 3 systèmes cultivés (Figure 5.7). Le scénario 2 (DPM/RPM des apports de carbone forestier = 1,44) se caractérise par des stocks prédits moins élevés que pour le scénario 1 (DPM/RPM des apports de carbone forestier = 0,25), la différence entre les deux scénarios s'estompe à partir de novembre 2011 (T3). Pour le point à T1,5 (avril 2010) le scénario 1 permet une meilleure prédiction des stocks que le scénario 2, mais à partir de T2 les valeurs observées sont plus proches du scénario 2. La RMSE et l'EF

(efficacité du modèle) sont meilleures pour le scénario 2 (Tableau 5.5). Dans les paragraphes suivants les stocks prédits seront ceux du scénario 2.

Visuellement les prédictions de stock dans le cas de la prairie sont correctes à partir de T2 (novembre 2010), même si RothC sous-estime légèrement les stocks à T4 et T5. La différence moyenne (MD) est ainsi de 2,0 t ha⁻¹ ; la RMSE est de 4,6 t ha⁻¹, soit 7,9 % du stock total (Tableau 5.5). En revanche EF (efficacité du modèle) est très faible (-0,19) et le r n'est que de 0,61. Cela peut s'expliquer par le fait que sur 6 dates d'échantillonnage, 4 dates correspondent à des stocks de COS observés très proches de la forêt (à partir de T2) : le peu de contraste entre les dates d'échantillonnage fait diminuer le terme en dénominateur dans le calcul d'EF (Tableau 5.3) ce qui favorise une diminution d'EF.

Pour le semis conventionnel le modèle surestime légèrement les valeurs de stocks à partir de T2 (MD = -0,9), et ne parvient pas à simuler la baisse brutale du stock entre avril et octobre 2010. Les paramètres statistiques du SC sont meilleurs que pour la prairie et SD, avec notamment une RMSE de 3,5 t ha⁻¹ et un EF de 0,68.

La paramétrisation de RothC est similaire entre SC et SD, seules les quantités de carbone arrivant au sol varient mais nous avons vu dans le chapitre 2 qu'elles étaient très proches. La simulation des stocks à court terme est donc très proche entre les deux systèmes, mais les performances du modèle sont moins bonnes pour SD, notamment pour les points de novembre 2010 et novembre 2011 (T2 et T3) où les stocks observés sont inférieurs de plus de 5 t C ha⁻¹ par rapport au modèle. Les stocks observés et prédits convergent néanmoins à partir de T3.

Tableau 5.5 : Evaluation des prédictions des stocks de COS par le modèle RothC.

| | Prairie scén. 1 ^a | scén. 2 ^b | Semis conv. scén. 1 | scén. 2 | Semis direct scén. 1 | scén. 2 |
|-------------|---------------------------------|----------------------|------------------------|---------|-------------------------|---------|
| RMSE | 4,9 | 4,6 | 4,4 | 3,5 | 8,0 | 7,0 |
| CV RMSE / % | 8,3 | 7,9 | 8,0 | 6,7 | 15,2 | 13,7 |
| EF | -0,33 | -0,19 | 0,51 | 0,68 | 0,05 | 0,29 |
| MD | -0,7 | 2,0 | -3,4 | -0,9 | -6,0 | -3,5 |
| r Pearson | 0,66 | 0,61 | 0,90 | 0,89 | 0,79 | 0,76 |

^a scénario 1 : les apports de carbone forestier ont un DPM/RPM = 0,25 (valeur par défaut dans RothC)

^b scénario 2 : les apports de carbone forestier ont un DPM/RPM = 1,44 (valeur des systèmes cultivés)

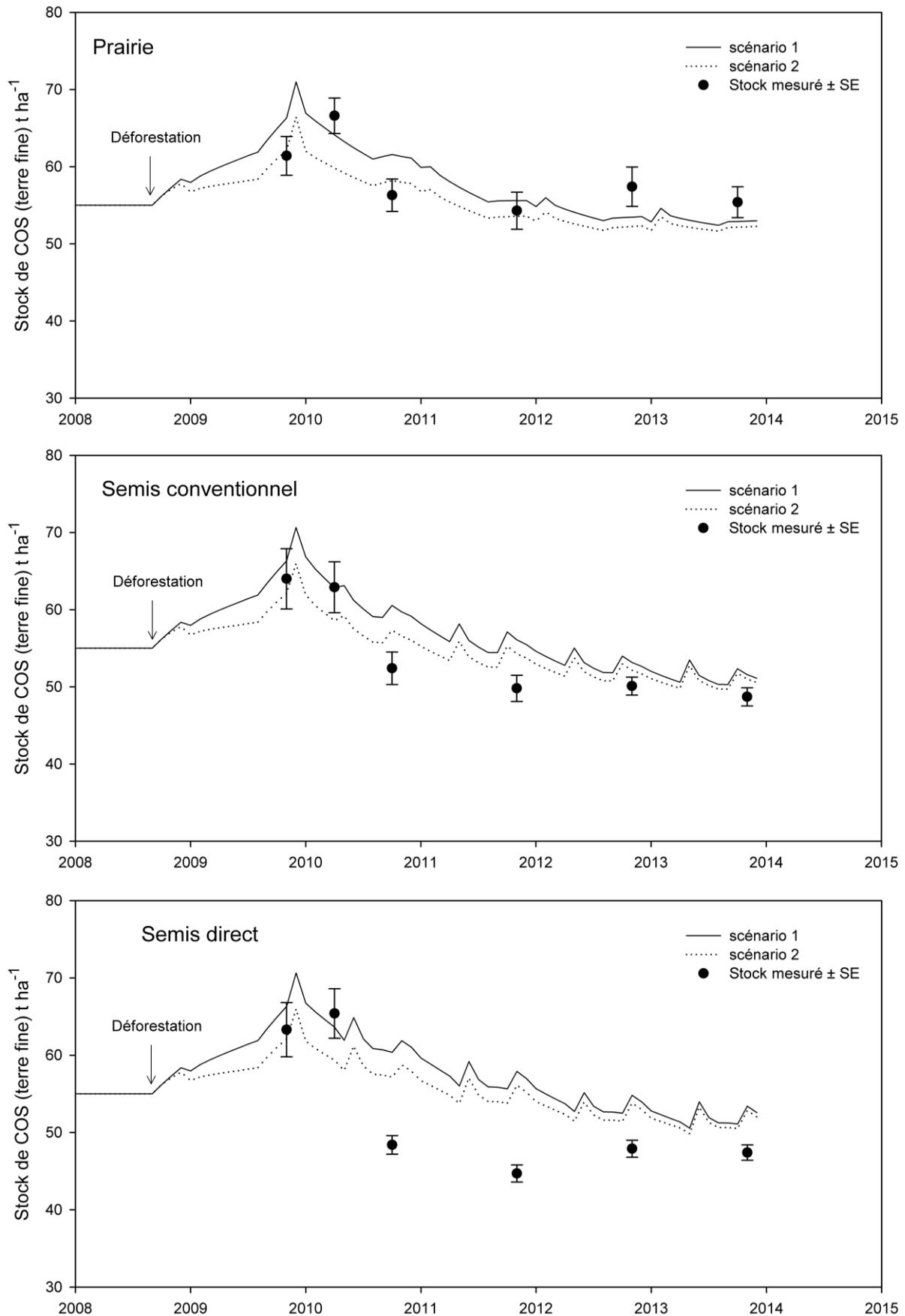


Figure 5.7 : Simulation des stocks de COS de la couche 0-30 cm des 3 systèmes de culture par le modèle RothC.

3.3.c. Comparaison entre taille du RPM et stock de carbone des matières organiques particulières

La comparaison de la taille du compartiment RPM (resistant plant material) prédit par RothC avec le stock de C de la fraction 50-200 μm (matières organiques particulières, sans liaison avec la matière minérale du sol) à T4 (novembre 2012) (Chapitre 1.3) montre des résultats très proches pour la prairie, que ce soit pour le RPM total ou le RPM du carbone prairial C4 (Figure 5.8). Ce dernier est de 4,2 t C-C4 ha^{-1} selon RothC, alors que l'estimation du stock à partir des données du fractionnement donne un stock de 3,8 t C-C4 ha^{-1} . En revanche, comme pour le sol total, RothC surestime la taille du compartiment RPM pour SC et SD, avec un écart plus important pour SD d'environ 3 t C ha^{-1} .

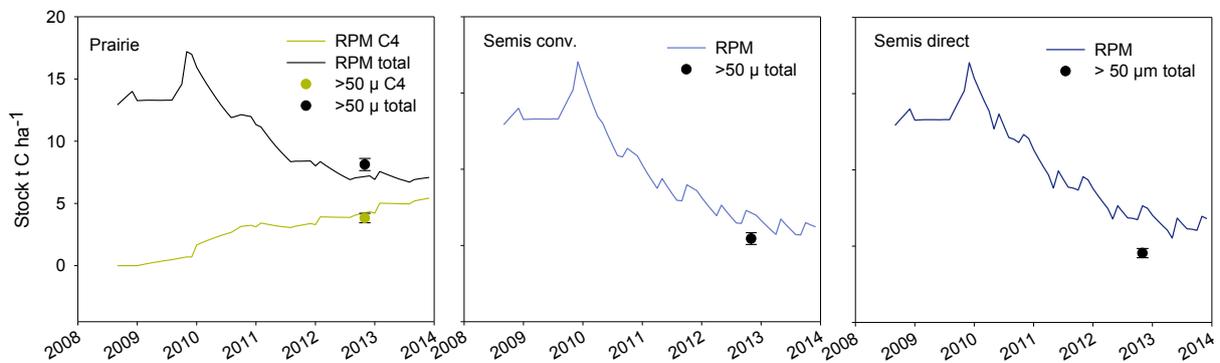


Figure 5.8 : Comparaison des stocks de RPM (resistant plant material) prédit par RothC et des stocks de COS de la fraction 50-2000 μm (correspondant aux matières organiques particulières) des sols de Combi dans la couche 0-30 cm.

3.3.d. Comparaison des flux de C-CO₂ simulés et mesurés

La confrontation entre la respiration simulée de l'ensemble des compartiments de RothC à des mesures de respiration au champ est possible dans les cas où la respiration du sol a été mesurée sur des sols nus (la respiration autotrophe est alors considérée comme nulle). Cette situation a parfois été rencontrée pour les systèmes SC et SD entre 2010 et fin 2013. Pour SC les flux de CO₂ simulés par RothC sont souvent inférieurs à ceux mesurés au champ. Pour SD les résultats sont meilleurs que SC, avec cependant des flux mesurés inférieurs aux flux estimés en mai 2010 et mai 2011. Dans les deux cas l'amplitude des flux est plus faible pour les flux mesurés que pour les flux simulés.

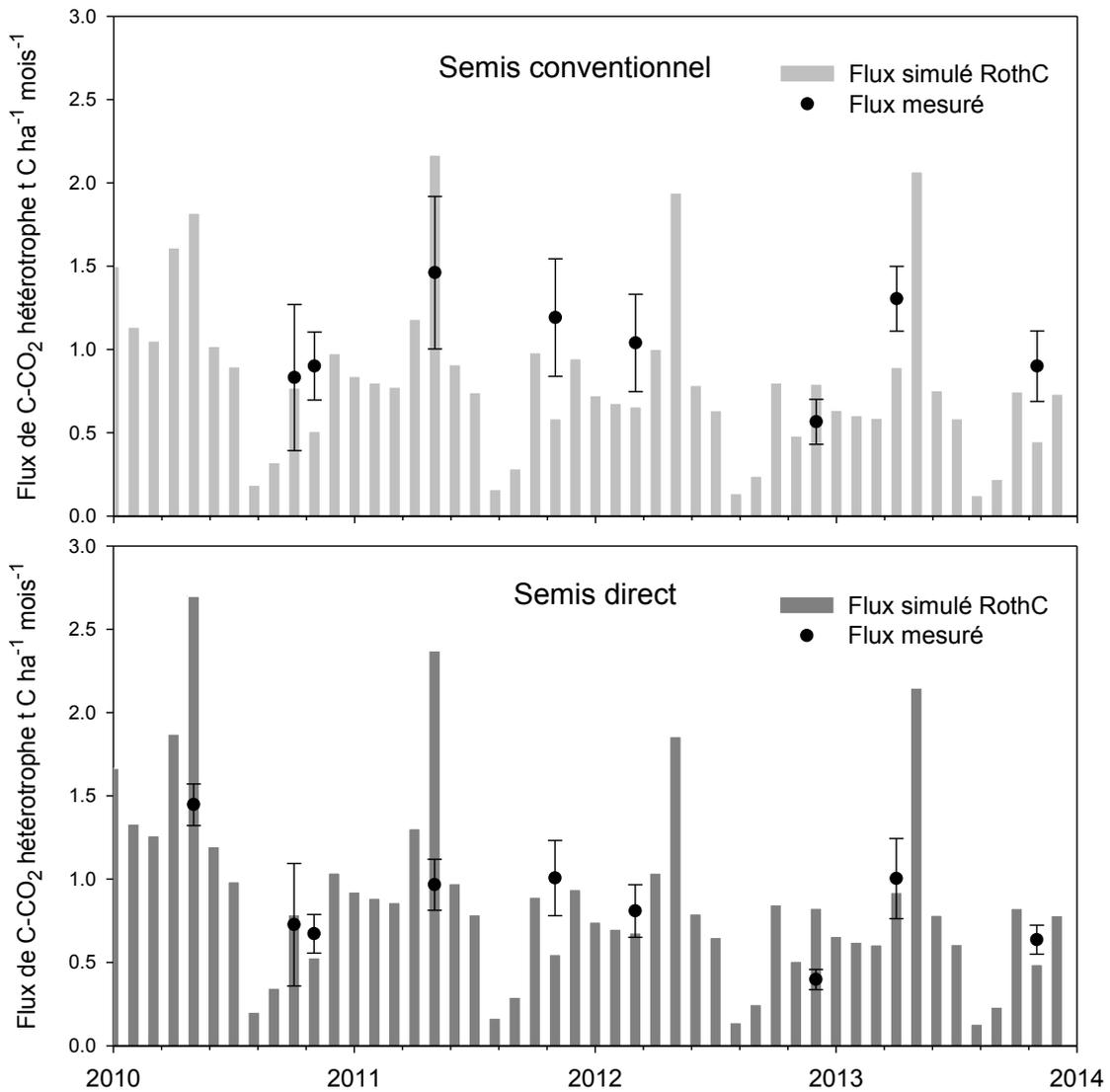


Figure 5.9 : Flux de CO_2 hétérotrophe (respiration du sol) mesuré à Combi et simulé par RothC. Les barres d'erreur correspondent à l'écart type ($n = 4$). Sources des données de respiration du sol : Petitjean (2013) et Perrin et al., en préparation.

3.4. Simulation des stocks de COS à long terme

3.4.a. Accumulation du carbone C4, décroissance du carbone C3

L'accumulation de carbone C4 (d'origine prairiale) dans la prairie a été simulée sur le long terme, avec deux scénarios : des données de restitutions identiques à l'année 2013 (c'est-à-dire un flux de carbone entrant au sol de $9,05 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$), et des données de restitutions qui correspondent à la moyenne du flux de carbone entrant dans le sol durant les 4 années de prairie à Combi (soit $6,84 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). Cette simulation indique une accumulation de carbone prairial qui n'atteint pas encore l'équilibre 40 ans après l'installation du pâturage (Figure

5.10). Au bout de 20 années environ 30 t COS-C4 ha⁻¹ s'accumulent dans le sol si le flux entrant est de 9,05 tC ha⁻¹ an⁻¹ ; l'accumulation est d'environ 22 t COS-C4 ha⁻¹ si le flux entrant est de 6,84 t ha⁻¹ an⁻¹.

La décroissance du carbone C3 (d'origine forestière) dans la prairie suit une forme exponentielle, avec un équilibre qui n'est pas atteint 40 ans après déforestation. La demi-vie du COS-C3 est d'environ 20 ans.

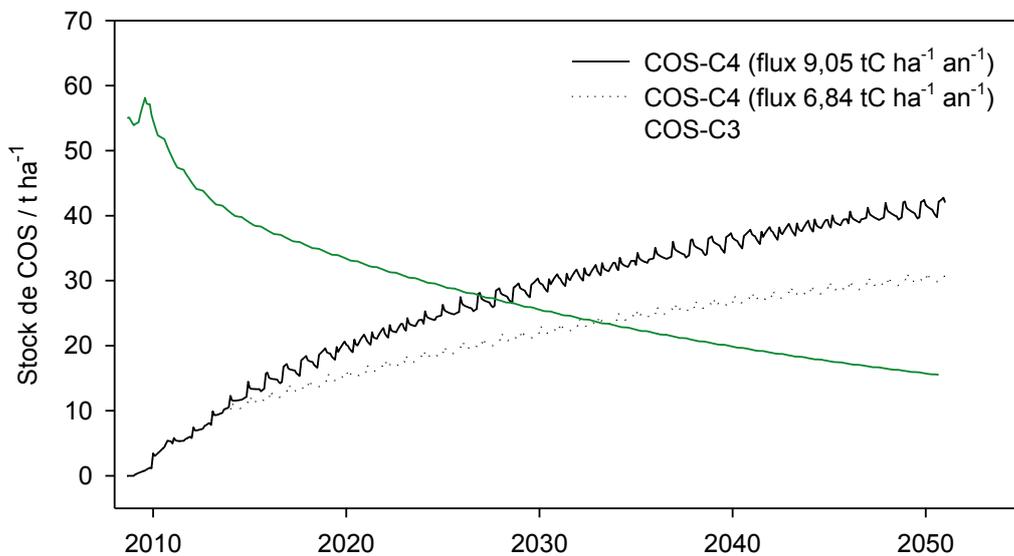


Figure 5.10 : Simulation de l'accumulation du carbone prairial (C4) et de la décroissance du carbone forestier (C3) à long terme dans la prairie de Combi dans la couche 0-30 cm, avec un flux d'entrée de carbone C4 de 9,05 t ha⁻¹ an⁻¹ (flux estimé pour l'année 2013) et 6,84 t ha⁻¹ an⁻¹ (flux moyen estimé pour les 4 années de prairie) à partir de 2013.

3.4.b. Estimation du devenir des stocks dans les 3 systèmes

Si l'on poursuit les simulations de stocks de COS jusqu'à plus de vingt ans après déforestation en appliquant les apports de carbone estimés de l'année 2013 pour la prairie (9,05 t C ha⁻¹ an⁻¹), et la moyenne des apports de carbone des années 2012 et 2013 pour les cultures annuelles (7,17 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour le semis conventionnel, 7,35 pour le semis direct), nous observons les tendances suivantes. Pour la prairie, 20 ans après déforestation le stock de COS de la terre fine simulé est d'environ 52 t ha⁻¹, soit une diminution d'environ 5 % par rapport au stock sous forêt (Figure 5.11) ; à partir de 2015 les stocks n'évoluent presque plus. Sans surprise les simulations à long terme sont très proches pour SD et SC étant données les faibles différences de restitutions organiques. Vingt ans après déforestation les stocks simulés sont d'environ 45 t COS ha⁻¹ pour SC et SD, soit des diminutions respectives par rapport à la

forêt de 18 %. Ces diminutions de stock sont assez proches de celles observées à T5, ce qui montre que la dynamique des stocks simulés évolue peu au-delà de 5 ans après déforestation.

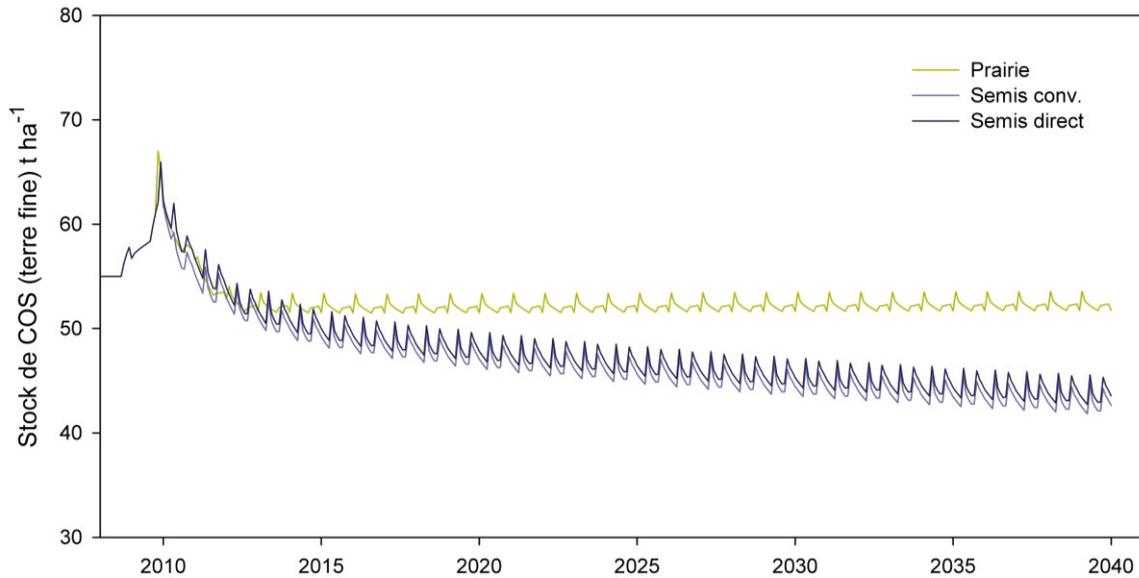


Figure 5.11 : Simulation à long terme des stocks de COS dans les 3 systèmes de Combi dans la couche 0-30 cm, à partir des données de restitution en carbone mesurées pour l'année 2013.

L'impact à long terme des apports de carbone forestiers dans le cas du semis conventionnel montre que ces apports déterminent faiblement à long terme la dynamique des stocks de COS. Pour le semis conventionnel les stocks de COS simulés par RothC 10 ans après déforestation ne sont différents que de 2,5 t COS ha⁻¹ entre la situation où 22,1 t C ha⁻¹ sont apportés au sol et la situation sans apport de carbone forestier (Figure 5.12).

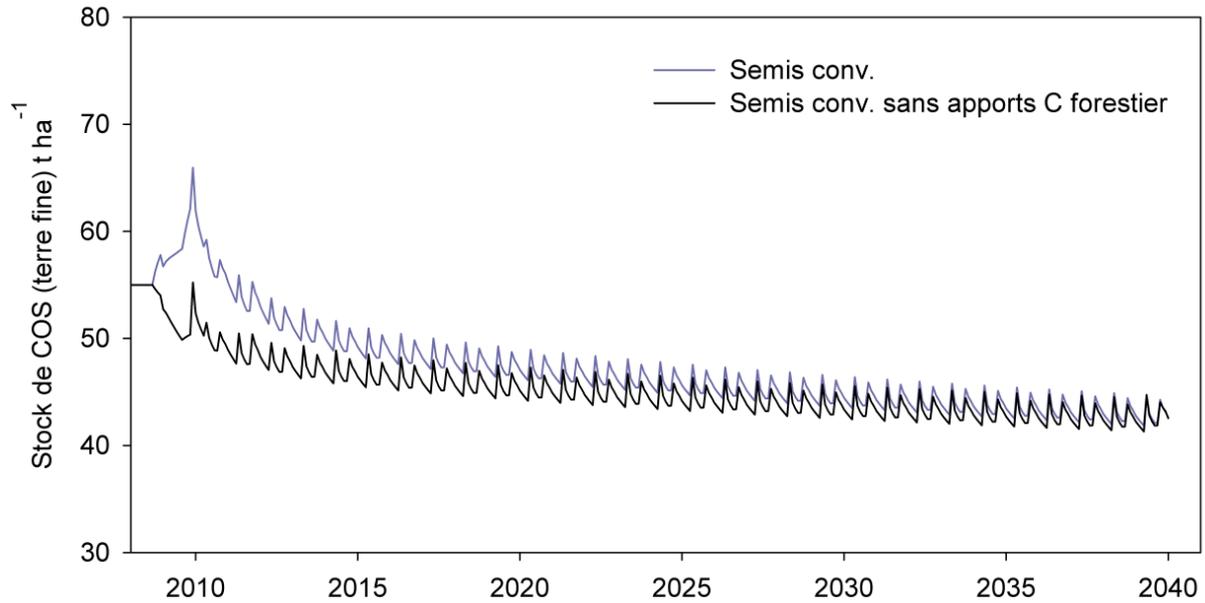


Figure 5.12 : Modélisation de l'impact des apports de carbone forestier sur le devenir des stocks de COS à long terme, dans le cas du semis conventionnel (couche 0-30 cm).

En cas de réduction des apports de carbone (aériens et racinaires) au sol, la dynamique des stocks simulés par RothC changerait de façon notable. Dans le système semis conventionnel, une réduction des apports de carbone par le maïs et le soja de 25 % (flux de 5,4 t C ha⁻¹ an⁻¹) entraîne une diminution des stocks de COS de 4,6 t ha⁻¹ 20 ans après déforestation par rapport au scénario observé à Combi, ce qui représente une diminution des stocks suite à la déforestation de 14,6 t COS ha⁻¹ (27 %) (Figure 5.13). Une réduction des apports de carbone de 50% (flux de 3,6 t C ha⁻¹ an⁻¹) entraîne une diminution de 9,3 t C ha⁻¹, soit une diminution par rapport à la forêt de 35 %.

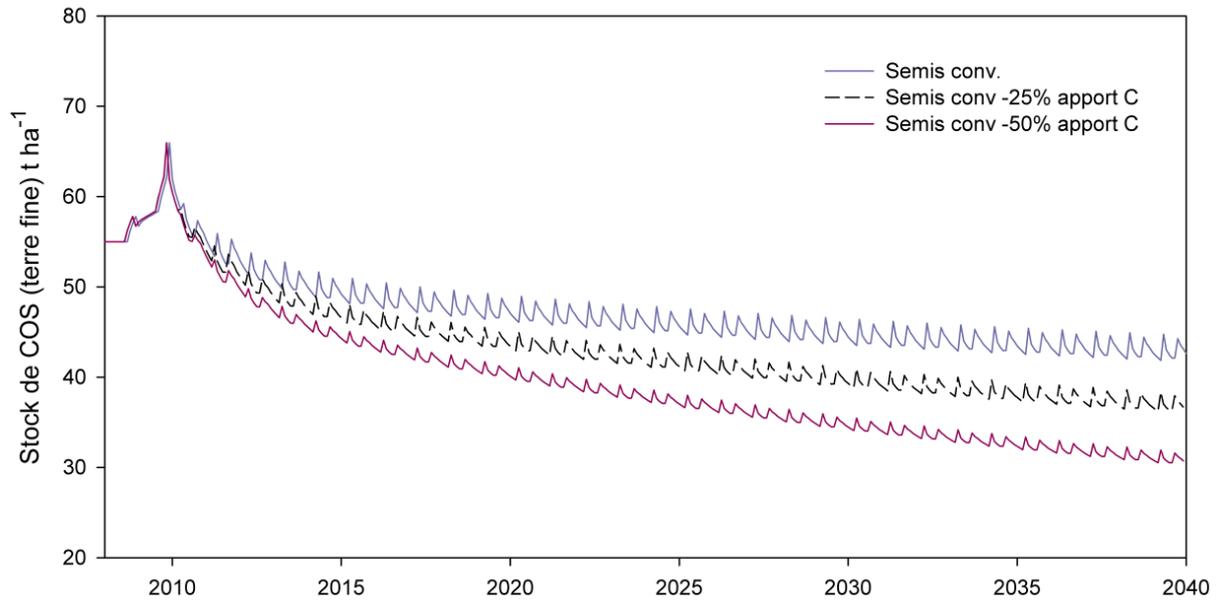


Figure 5.13 : Modélisation de l'impact d'une réduction des apports de carbone par les cultures annuelles sur les stocks de COS, dans le système semis conventionnel (couche 0-30 cm).

4. Discussion

4.1. Comparaison entre prédictions et observations

4.1.a. Etat d'équilibre sous forêt

RothC simule à l'état d'équilibre sous forêt des apports de carbone de $8,31 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans la couche 0-30 cm pour atteindre le stock observé de 55 t COS ha^{-1} ; ces apports de carbone intègrent la production de litière aérienne et la production de carbone racinaire. Dans la forêt de Paracou, Chave *et al.* (2010) estiment la production de litière à $8,30 \text{ t}$ de matière sèche $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, soit $4,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en considérant une proportion de carbone dans la litière de 49,2 % (Hättenschwiler *et al.*, 2011). Toujours à Paracou, Bréchet (2009) estime la production de racines fines à $3,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans la couche 0-15 cm d'un sol sableux (20 % d'argile). Au total nous pouvons donc estimer le flux d'entrée de carbone dans le sol à environ $7,6 \text{ t C ha}^{-1}$ à Paracou (qui ne tient pas compte du flux de racines fines dans la couche 15-30 cm ni du flux de C par les racines grossières, ni de la rhizodéposition), ce qui est assez proche du flux simulé à Combi par RothC.

4.1.b. Modélisation des apports de carbone forestiers

RothC parvient difficilement à simuler correctement la dynamique à très court terme des stocks de COS, fortement influencée par les apports de carbone forestiers suite à la déforestation. Cet apport ponctuel conduit RothC à prédire une augmentation immédiate des stocks de carbone du sol, alors que nous pouvons raisonnablement penser que les transferts de carbone entre les apports forestiers de racines et de débris de bois se sont fait plus progressivement. Le fait de distribuer les apports au cours du temps améliore les prédictions, probablement car les transferts de carbone entre ces apports et le sol se sont faits plus progressivement que prédits par RothC, mais aucun scénario testé ne reflète parfaitement les tendances observées. Cela pénalise les comparaisons à très court terme entre les stocks prédits et mesurés, mais impacte peu les prédictions à partir de 4 ans après déforestation. La comparaison de simulations avec ou sans apport de carbone forestier confirme nos résultats expérimentaux des chapitres 3 et 4 : la décomposition du carbone forestier a été très rapide, et 5 ans après déforestation sa contribution au stock total de COS est faible. Dix ans après déforestation la détection d'un effet de ces apports sur le stock serait probablement ardue compte tenu des incertitudes sur la mesure des stocks de COS.

4.1.c. Prédiction des stocks dans les systèmes cultivés

Les prédictions de stocks de COS par RothC sont plutôt satisfaisantes pour la première année après déforestation et 5 ans après déforestation, cependant le modèle peine à reproduire la forte diminution des stocks observée dans les 3 systèmes cultivés entre avril 2010 et octobre 2010 (de T1,5 à T2), en particulier pour le semis direct. Le fait de fixer le DPM/RPM des apports de carbone forestier (litière, débris de bois, racines) à 1,44 plutôt qu'à 0,25 améliore les prédictions. Considérer que la majorité de la matière organique qui arrive au sol dans les systèmes cultivés a un temps de résidence court fait diminuer le stock de COS prédit par RothC. Cela suggère que le DPM/RPM intègre implicitement certaines conditions environnementales liées à la mise en culture (travail du sol, fertilisation), en plus d'être relié à la composition biochimique de la matière organique.

En milieu tropical humide, à notre connaissance seuls les travaux de Cerri *et al.* (2003, 2004, 2007a) ont simulé les stocks de COS après déforestation, mais exclusivement pour des pâturages amazoniens (au Brésil) avec les modèles RothC et/ou Century. Ces auteurs parviennent à simuler correctement le devenir des stocks dans des prairies non-surpâturées, mais leur démarche était différente de la nôtre. Ne possédant pas d'estimation des restitutions de carbone par les graminées, ils ont cherché par itération successive quelles étaient les restitutions nécessaires pour atteindre le stock de COS total observé pour le point le plus âgé de leur chronoséquence, et ont ensuite utilisé RothC en entrant ces apports pour toute la durée de la chronoséquence. Pour la chronoséquence de Nova-Vida (Rondônia), Cerri *et al.* (2003) obtiennent à l'aide de RothC de bonnes prédictions avec un flux de carbone entrant dans le sol de $8,28 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, ajusté sur une prairie âgée de plus de 80 ans. Ce flux de carbone entrant est plus élevé que la moyenne des 4 années de prairie à Combi ($6,84 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) mais assez proche du flux observé en 2013 ($9,05 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). La paramétrisation des apports de C à Combi par les méthodes isotopiques donne des résultats satisfaisants : RothC simule une relative stabilisation du stock de COS à partir de T4 et les stocks mesurés varient peu à partir de T2 (Figure 5.5). De plus, à T4 la taille du compartiment RPM total et RPM prairial (C4) est très proche du stock des matières organiques particulaires (50-2000 μm) mesuré par fractionnement granulométrique (Figure 5.6), ce qui montre que la taille des compartiments prédits par RothC semble représenter correctement la répartition de la matière organique dans le sol.

Les performances de RothC sont les meilleures pour le semis conventionnel d'après tous les paramètres statistiques testés, même si à partir de T2 le modèle surestime légèrement les

stocks de COS. Cela montre que les hypothèses sous-jacentes de RothC (vitesse de minéralisation, partitionnement du carbone) ainsi que les estimations du carbone racinaire produit par le maïs et le soja sont correctes. En revanche les prédictions surestiment de manière plus importante les stocks de COS (et des matières organiques particulières) pour le semis direct, avec une MD (*mean difference*) de $-3,5 \text{ t COS ha}^{-1}$ (Tableau 5.5). En milieu tropical (non équatorial) plusieurs travaux montrent également que RothC surestime les stocks de COS dans des systèmes cultivés : c'est le cas pour des sols amendés avec des pailles en Thaïlande (Shirato *et al.*, 2005), pour des sols déforestés au profil de monocultures de maïs au Zimbabwe (Gottschalk *et al.*, 2010), et pour des sols cultivés en agroforesterie au Nigeria (climat tropical sub-humide) où les taux de décomposition ont dû être doublés pour observer une bonne concordance entre les stocks observés et prédits (Diels *et al.*, 2004). Ces différentes études suggèrent diverses raisons pour lesquelles RothC surestime les stocks de COS : la déprotection du carbone physiquement protégé dans le sol suite à la déforestation (Diels *et al.*, 2004; Gottschalk *et al.*, 2010) ; le priming effect dû à l'apport de carbone frais qui surminéralise le carbone du sol (Diels *et al.*, 2004) ; l'activité importante de la macrofaune (notamment les termites) qui exporte et minéralise rapidement une grande partie des restitutions de carbone par les plantes (Diels *et al.*, 2004; Shirato *et al.*, 2005). A Combi, il est probable que la déforestation a eu un effet global sur la déprotection du carbone du sol, notamment via la fertilisation et le travail du sol. De la même façon l'apport massif de matière organique en début d'expérimentation a pu entraîner une surminéralisation du carbone du sol par priming effect, et expliquerait la non-prise en compte par RothC des diminutions brutales de stocks de COS dans les 3 systèmes cultivés entre T1,5 et T2. Mais ces deux processus ne peuvent expliquer les différences entre les simulations de stocks de COS entre le SC et le SD, puisque ces deux systèmes ne se distinguent que par le travail du sol qui enfouit ou non les résidus de culture dans le sol. En conditions tropicales cependant, les résidus laissés à la surface du sol se décomposent rapidement et une partie de ces résidus n'entre pas dans le sol, ce qui a pour conséquence de surestimer les flux de carbone entrant dans le sol lors de la paramétrisation de RothC (Shirato *et al.*, 2005; Liu *et al.*, 2009). Si l'activité des termites est très faible voire nulle à Combi, nous avons observé que même durant la saison sèche, les pailles de soja en surface du sol subissaient une perte de masse non négligeable, signifiant qu'une partie de cette biomasse était minéralisée avant d'intégrer le sol par la bioturbation. Liu *et al.* (2009) ont ainsi paramétré RothC en incluant un « facteur de rétention » (proportion des résidus qui intègrent le sol) des résidus de culture laissés en surface du sol afin de mieux ajuster les stocks prédits et mesurés. En appliquant une sous-estimation de 25 % du carbone

aérien restitué par les pailles de soja et de maïs dans le SD (ce qui correspond à la perte de stock de C dans les pailles de soja pendant la saison sèche, [Annexe 5](#)), les prédictions de RothC sont légèrement meilleures mais ne concernent que les dates d'échantillonnage les plus récentes ([Figure 5.14](#)). Il serait possible de tester quel serait la sous-estimation des restitutions aériennes qui donnerait les meilleures prédictions mais ce type de calibration nécessiterait de disposer d'un jeu de données plus important et sur le long terme (nombre de comparaisons prédictions/observations) comme c'était le cas dans l'étude de Liu *et al.* (2009). A ce stade il est donc difficile de conclure sur les raisons des prédictions des stocks moins performantes pour le SD comparé au SC.

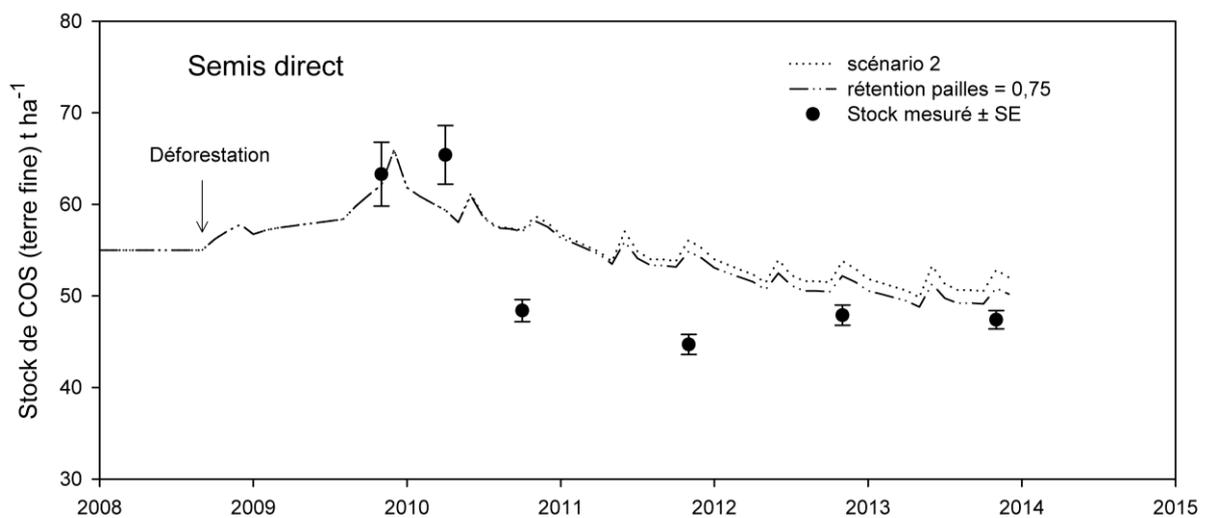


Figure 5.14 : Simulation des stocks de COS dans le semis direct en testant l'effet d'une sous-estimation des restitutions aériennes du soja et du maïs de 25 %.

Nous ne disposons pas de suffisamment de données pour pouvoir valider ou non les simulations de RothC à l'aide des mesures de la respiration hétérotrophe, mais sur le jeu de données dont nous disposons la simulation du carbone respiré est plutôt correcte. Les fortes variations de stocks simulés par RothC se retrouvent dans l'amplitude importante des flux de CO₂ simulés, que l'on ne retrouve pas dans les mesures au champ, en tout cas aux dates de prélèvement de CO₂ dont nous disposons.

4.2. Prévisions à long terme

4.2.a. Accumulation du carbone prairial

La prolongation de la courbe d'accumulation du carbone prairial (COS-C4) dans le sol sous prairie avec deux scénarios de restitutions (9,05 ou 6,84 t C ha⁻¹ an⁻¹) peut être comparée aux données amazoniennes présentées dans le chapitre 1 (Figure 1.14). Contrairement aux prairies amazoniennes, l'accumulation n'est pas à l'équilibre au bout de 20 ans quel que soit le scénario d'apport de C4 à Combi, bien que nous soulignons le manque de données expérimentales au-delà de 20 ans dans les chronoséquences amazoniennes (Chapitre 1.1.4.c). Avec un flux de 6,84 t C ha⁻¹ an⁻¹, l'accumulation simulée 20 ans après déforestation (~22 t COS-C4 ha⁻¹) est proche de celle observée dans les pâturages amazoniens, bien que la gestion de ces pâturages soit très différente de la prairie de Combi (absence de fertilisation et de chaulage). L'augmentation des restitutions de carbone C4 au cours du temps à Combi suggère qu'une prairie installée depuis au moins 3 ans produit bien plus de carbone qu'une prairie jeune. Si l'itinéraire de gestion reste identique au cours du temps il est probable que l'accumulation du COS-C4 dans le sol se rapproche plus du scénario d'accumulation avec un flux de 9,05 t C ha⁻¹ an⁻¹. Dans ce cas, 20 ans après déforestation l'accumulation de stock de COS-C4 est estimée à environ 30 t ha⁻¹, et à 40 t ha⁻¹ pour une prairie de 40 ans dans la couche 0-30 cm.

4.2.b. Simulation des stocks de COS dans les systèmes de culture

Si l'on considère que le flux de carbone dans la prairie se maintient à 9,05 t C ha⁻¹ an⁻¹, la simulation des stocks sur le long terme montre que les stocks évoluent peu à partir de 2015, où ils sont d'environ 52 t COS ha⁻¹, soit une diminution d'environ 5 % par rapport au stock observé sous forêt. Le fait que les stocks simulés sous prairie soient inférieurs à ceux sous forêt malgré des flux de C plus importants sous prairie s'explique par le rapport DPM/RPM qui est de 1,44 sous prairie contre 0,25 sous forêt. Ces résultats suggèrent qu'une augmentation des stocks de COS sous prairie nécessiterait une restitution partielle de la biomasse destinée à la fauche de foin.

Pour les cultures annuelles (SC et SD) la prolongation des courbes (scénario 2 avec un flux de carbone correspondant aux restitutions moyennes 2012-2013) indique que la diminution des stocks de COS se poursuit au-delà de 5 années après déforestation. Les variations de stocks prédites 20 ans après déforestation (-15 % environ pour SC et SD) sont moins

importantes que le facteur par défaut du GIEC pour les conversions forêt - cultures annuelles en milieu tropical humide (-42 %, Penman *et al.*, 2003). Don *et al.* (2011) rapportent quant à eux une diminution du stock de COS de 32 % en milieu tropical humide 28 ans après déforestation, ce qui est également une variation plus importante que nos prédictions à Combi (-19 % pour SD et SC 28 ans après déforestation). On ne peut pas exclure que RothC surestime les valeurs de stocks sur le long terme, néanmoins cette surestimation est probablement faible compte tenu des prédictions qui s'améliorent entre T3 et T5 pour SC et SD. Les variations de stocks de COS moins importantes que celles reportées dans la littérature pourraient s'expliquer par le fait que la gestion agronomique à Combi est de grande qualité : le suivi agronomique et la fertilisation des sols conduisent à des rendements élevés pour des situations tropicales, et les restitutions organiques qui en résultent (en intégrant le carbone racinaire) sont supérieures à $7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, ce qui est assez élevé. A l'inverse les chronoséquences étudiées par Don *et al.* (2011) concernaient rarement des sites agronomiques, très peu représentés en milieu tropical humide. Les simulations avec une réduction des apports de carbone par les cultures conduit effectivement à des diminutions de stocks de COS plus marquées (Figure 5.13).

4.3. Discussion méthodologique

1. Limites de RothC

L'utilisation de RothC dans notre contexte tropical humide de déforestation, avec des apports massifs de matière organique lors de la déforestation et une comparaison entre valeurs prédites et observées à court terme met en avant plusieurs limites du modèle RothC, qui sont parfois déjà évoquées dans la littérature. Le revers de la simplicité du modèle RothC est qu'il ne tient pas compte de l'activité de la macrofaune du sol (Shirato *et al.*, 2005), de la déprotection du carbone suite à la déforestation (Diels *et al.*, 2004; Gottschalk *et al.*, 2010), et des interactions possibles entre les différents pools de carbone (*priming effect*) (Diels *et al.*, 2004; Stockmann *et al.*, 2013). Cela pourrait expliquer l'incapacité du modèle à simuler la forte diminution des stocks entre T1,5 et T2, mais nous n'avons pas de résultats expérimentaux qui expliquent cette diminution brutale.

Les simulations de stocks ne prennent en compte que le carbone de la terre fine, or nous avons montré dans le chapitre précédent l'importance du carbone des refus végétaux $> 2 \text{ mm}$, qui décroît fortement 5 années après déforestation (Tableau 4.3). Cela pourrait expliquer les

incertitudes associées aux prédictions de stocks pour les premiers pas de temps après la déforestation. Dans le cas d'agrosystèmes avec des apports ponctuels et importants de résidus végétaux, les outils de modélisation devront intégrer l'évolution du stock de carbone des refus végétaux.

La taille du compartiment inerte (IOM) de RothC a ici été estimée en fonction du stock de COS total sous forêt, bien que l'incertitude sur la taille de ce compartiment soit assez importante (Falloon *et al.*, 2000) ; de plus la sensibilité de ce type de compartiment très stable à la décomposition face à des changements globaux n'est pas exclue (Davidson & Janssens, 2006).

Nous avons vu avec nos simulations que les apports de carbone entrant dans le sol étaient un facteur majeur de la dynamique du COS simulée par RothC. Le fait d'attribuer des valeurs par défaut aux ratios C aérien / C racinaire et C de la rhizodéposition / C racinaire ne semble pas avoir entraîné de biais importants, puisque l'on a vu que les prédictions étaient correctes pour le système SC. Malgré tout l'incertitude sur la valeur de ces ratios est importante, et la rhizodéposition possède une dynamique temporelle en fonction de la croissance des plantes (Molina *et al.*, 2001) que nous n'avons pas intégré.

Nos simulations montrent que plus les apports de carbone sont importants, plus les stocks de COS seront importants, et nous n'atteignons pas un état d'équilibre 40 ans après déforestation. Etant donné l'indépendance des sources du carbone dans RothC (l'accumulation de carbone prairial est indépendante de la minéralisation du carbone natif forestier), cela signifierait que si le stock de COS était moins important dans la forêt de Combi, les stocks de COS sous prairie auraient pu augmenter suite à la déforestation compte tenu des apports de carbone importants des graminées. Ainsi il y aurait une corrélation négative entre le stock de COS suite à la déforestation et le stock de COS sous forêt. Or nous avons vu dans le chapitre 1 que cette corrélation est inexistante en Amazonie (Figure 1.9), ce qui interroge à la fois la validité d'un changement d'échelle spatiale de RothC, et d'autre part la validité des simulations à l'équilibre dans les forêts amazoniennes. Les seules différences qui interviennent dans la simulation de stocks à l'équilibre à l'échelle amazonienne seraient les restitutions mensuelles de carbone, étant donné la simplicité du module climatique et la faible influence des teneurs en argile au-delà de 30 % sur la dynamique du COS dans RothC (Figure 5.2) (Coleman & Jenkinson, 1999). Nous pouvons donc formuler l'hypothèse que RothC accorde un poids trop important aux restitutions de carbone, même si les chutes de litières sont variables à l'échelle amazonienne (Chave *et al.*, 2010) ; à l'inverse, RothC sous-

estimerait d'autres facteurs tels que la teneur en argile qui influence à l'échelle régionale la valeur de stock de COS rencontrée sous forêt (Figure 1.14).

2. Changements pédoclimatiques suite à la déforestation

Nous n'avons pas fait varier le module pédoclimatique de RothC suite à la déforestation, malgré des changements observés pour la température du sol (augmentation d'environ 4°C suite à la mise en culture) et l'humidité volumique (Figure 2.6). Il n'est pas aisé d'une part de relier température de l'air (donnée d'entrée dans RothC) et température du sol, et d'autre part de relier le déficit d'humidité de RothC (TSMD) et l'humidité volumique, et ce d'autant plus à une échelle mensuelle alors que les variations intra-mensuelles d'humidité sont importantes (Petitjean, 2013). A court terme les effets d'une augmentation de la température de l'air de 4°C (valeur arbitraire) ne se font pas sentir sur les stocks de COS, cependant à long terme l'augmentation de la température joue un rôle non négligeable dans la dynamique des stocks, avec un écart d'environ 5 t COS ha⁻¹ an⁻¹ 20 ans après déforestation comparé à une simulation du stock où la température ne varie pas après déforestation (Figure 5.15). Les études à long terme devraient donc tenir compte de la variation de la température suite à des changements d'usage des terres.

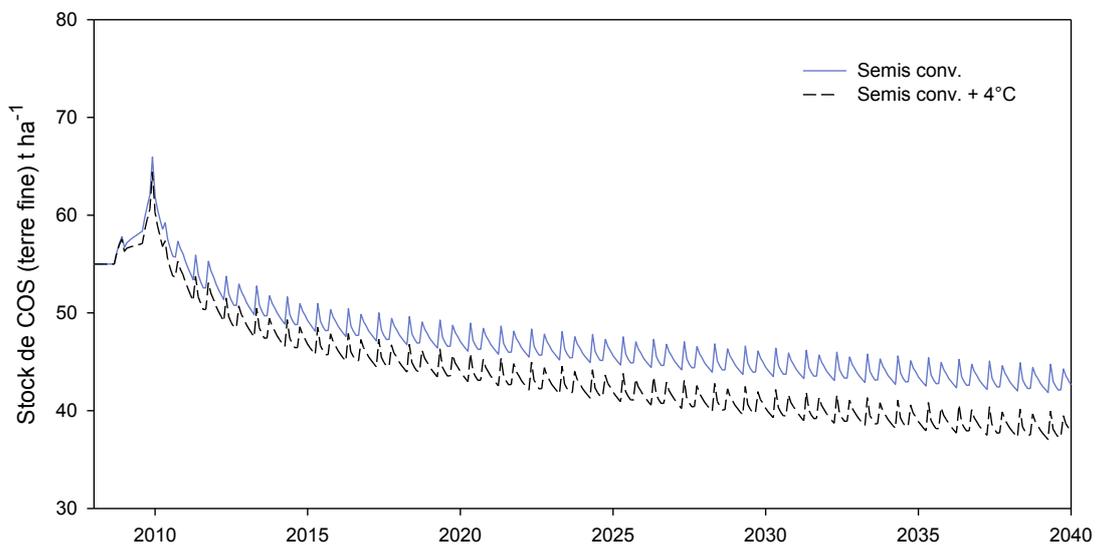


Figure 5.15 : Simulation à long terme des stocks de COS en semis conventionnel en considérant une augmentation de la température liée à la déforestation de 4°C.

5. Conclusions et perspectives

La modélisation des stocks de COS à Combi suite à la déforestation donne des résultats plutôt satisfaisants : si l'on distribue les apports de carbone forestier dans le temps RothC simule l'augmentation des stocks de COS observée après déforestation, et les prédictions 5 ans après déforestation sont assez proches des valeurs observées. Néanmoins le modèle ne simule pas la variation rapide des stocks entre T1,5 et T2, probablement en raison de la non prise en compte à l'échelle temporelle de RothC de processus de déprotection massive et/ou de priming effect. Les prédictions sont meilleures pour SC que pour SD, sans que nous puissions fournir une explication de ce phénomène à l'aide de nos données expérimentales.

La calibration du modèle par les données isotopiques dans le cas de la prairie a permis d'estimer correctement le flux de carbone prairial entrant dans le sol, en moyenne de 6,84 t C ha⁻¹ an⁻¹ de 2010 à 2013, et de 9,05 t C ha⁻¹ an⁻¹ durant l'année 2013. Ces flux sont comparables aux autres données disponibles en Amazonie, et favorisent le maintien à long terme des stocks de COS, qui ne diminuent que de 5 % par rapport au sol sous forêt 30 ans après déforestation d'après notre simulation.

En revanche la diminution simulée des stocks de COS pour les cultures annuelles (SD est SC) est plus importante (-18 % par rapport à la forêt). Ces variations prédites sont néanmoins plus faibles que celles rapportées dans la littérature des milieux tropicaux humides, probablement en raison des restitutions par les cultures relativement importantes compte tenu des rendements agronomiques élevés. A notre connaissance ce genre d'étude pour des cultures annuelles est unique en Amazonie, et met en perspective les tendances observées dans le chapitre 1 (Figure 1.11). Nous mettons toutefois en garde contre des extrapolations spatio-temporelles de nos résultats en particulier pour les cultures annuelles, compte tenu d'une part des incertitudes liées à la modification du pédoclimat qui peut influencer le devenir de stocks de COS sur le long terme, et d'autre part des restitutions en carbone probablement plus faibles dans des systèmes moins optimisés, ou avec des rotations à un seul cycle par an. Avec des apports de carbone deux fois moins importants qu'à Combi, la diminution des stocks n'atteindrait pas d'équilibre 10 ans après déforestation et serait de 35 % à 20 ans. Cela souligne encore une fois le besoin de données de longue durée pour pouvoir apprécier correctement la dynamique des stocks de COS après déforestation.

Les simulations de stocks effectuées suggèrent également qu'un changement de gestion des systèmes qui viserait à stocker plus de carbone dans le sol, nécessiterait de restituer plus de carbone au sol. Ce point sera abordé dans le chapitre suivant.

Chapitre 6. Discussion générale et perspectives

1. Dynamique du carbone du sol à Combi

A partir des résultats discutés dans les chapitres précédents, nous pouvons répondre aux questions de recherche formulées dans ce travail. Dans une optique d'évaluation des changements globaux causés par les changements d'usage des terres, il faut garder à l'esprit que la déforestation entraîne des émissions massives de CO₂ vers l'atmosphère, conséquentes de la mort des arbres, qu'ils soient brûlés sur place ou rassemblés en andains. A Combi nous pouvons considérer que le stock de carbone de la biomasse aérienne avant déforestation était compris entre 160 et 180 t C ha⁻¹, ces valeurs étant observées dans la forêt voisine de Paracou (Hérault *et al.*, 2013). Seule une petite partie de ce carbone a été intégrée au sol lors de la déforestation via les débris de bois (11,2 t C ha⁻¹), les futs larges et les houppiers ont été évacués du site ou rassemblés en andains.

1.1. Quel est le devenir du carbone forestier ?

1.1.a. Carbone forestier issu de la déforestation

Plusieurs arguments permettent d'affirmer que les apports de carbone forestier (débris de bois, racines grossières, litière) ont entraîné une augmentation des stocks de COS (carbone organique du sol) à très court terme (jusqu'à 1,5 ans après déforestation) mais que ces apports influencent faiblement la variation de stock observée 5 ans après déforestation :

- les débris de bois > 4 mm sont quasiment inexistantes dans le sol 4 ans après déforestation, et ont décliné de façon exponentielle avec une demi-vie de 17,6 mois ; le stock de C des racines forestières grossières diminue également très fortement 5 ans après déforestation ;
- les analyses Rock-Eval menées sur les débris de bois > 4 mm montrent l'absence de préservation d'une fraction stable du carbone de ces débris au cours du temps ;
- vraisemblablement, les fractions granulométriques < 50 µm du sol 4 ans après déforestation contiennent peu de carbone issu de ces apports forestiers, montrant que ces apports ont surtout alimenté les matières organiques particulaires (50-200 µm) de la terre fine, qui se sont ensuite minéralisées et ont contribué à la diminution rapide des stocks de COS entre T1,5 et T2 ;
- la proportion de COS-C3 (carbone dérivé de la forêt) dans le sol de prairie 5 ans après déforestation (84 % du COS initial) ne se situe pas dans la fourchette haute des

chronoséquences amazoniennes, pour lesquelles la déforestation s'était faite en brûlant la végétation forestière ;

- la modélisation à court terme des stocks montre que quelle que soit la façon dont RothC est paramétré pour prendre en compte ces apports forestiers, la contribution de ces derniers au stock de COS est mineure dans les agrosystèmes âgés d'au moins 4 à 5 ans.

Nous pouvons ainsi proposer un schéma de l'évolution temporelle du carbone apporté par la déforestation, progressivement intégré dans la terre fine par fragmentation mais qui se minéralise rapidement au sein de celle-ci, les transferts vers les fractions argileuses, voire l'ensemble de la fraction $< 50 \mu\text{m}$, étant limités (Figure 6.1). Il nous manque des données expérimentales pour décrire l'évolution à très court terme de ce carbone dans les fractions granulométriques du sol, mais nous pouvons affirmer avec une grande confiance que ces apports de carbone forestier n'induisent pas de stockage durable de COS dans le sol (Chapitre 3.4). L'inverse aurait pu être affirmé si par exemple nous avions trouvé dans les fractions fines ($< 20 \mu\text{m}$) du sol sous prairie 4 ans après déforestation des proportions de carbone C3 égales ou supérieures à celles observées sous forêt.

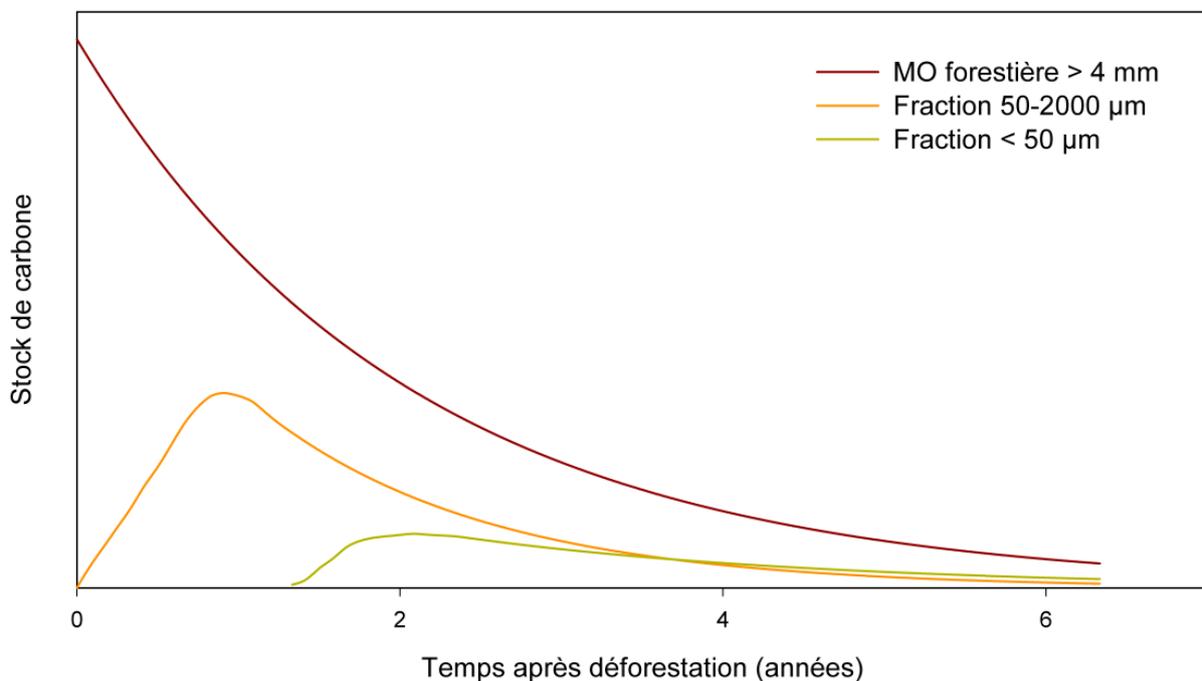


Figure 6.1 : Schéma du devenir de la matière organique apportée par la méthode de déforestation (litière, racines, débris de bois).

1.1.b. Carbone natif du sol sous forêt

Le devenir du carbone natif présent initialement sous forêt est plus délicat à discuter étant donné que le COS-C3 (carbone dérivé de la végétation forestière) mesuré sous prairie intègre ce carbone natif mais également le carbone issu de la déforestation.

La diminution rapide des stocks entre T1,5 et T2 laisse penser qu'une part significative du carbone natif forestier s'est minéralisée durant cette période, que ce soit sous l'action des conditions pédoclimatiques agressives et/ou sous l'effet du *priming effect* lié à l'apport de matière organique fraîche ; nous n'avons pas pu distinguer ces deux processus dans ce travail. En tout état de cause la décroissance du COS-C3 5 ans après déforestation est d'environ 16 % dans la couche 0-30 cm, ce qui s'inscrit dans les ordres de grandeurs observés des chronoséquences de pâturages amazoniens. La demi-vie simulée du COS-C3 (20 ans) est néanmoins plus faible que celle des autres pâturages amazoniens (26 ans), mais nous avons montré que la décroissance du COS-C3 à l'échelle amazonienne était sujette à de nombreuses incertitudes.

Les données des fractionnements granulométriques montrent que la minéralisation du COS-C3 natif concerne l'ensemble de la matière organique, qu'elle soit particulaire ou associée aux minéraux argileux, en accord avec de précédents travaux en milieu tempéré (Balesdent *et al.*, 1998) et tropical (Cerri *et al.*, 1985).

1.2. Les systèmes de cultures peuvent-ils maintenir le stock de COS ?

1.2.a. Prairie

La prairie mise en place à Combi contribue à des stocks de COS proches de ceux sous forêt, malgré des prélèvements de carbone importants par les fauches ($> 6 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en 2013). Cinq ans après déforestation le stock de COS de la terre fine dans la couche 0-30 cm de la prairie est de $55,4 \text{ t ha}^{-1}$ ($55,0 \text{ t ha}^{-1}$ pour la forêt), et de $58,8 \text{ t ha}^{-1}$ si l'on inclut le carbone des refus végétaux $> 2 \text{ mm}$ ($61,2 \text{ t ha}^{-1}$ sous forêt). L'approche par la modélisation couplée aux analyses de $\delta^{13}\text{C}$ montre que le flux de carbone prairial entrant dans le sol, principalement racinaire, est estimé en moyenne à $6,84 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ sur les 4 années de prairie, et à $9,05 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour la dernière année (2012-2013). Si ce niveau de restitution se maintient, le modèle RothC simule des stocks de COS qui se stabilisent sur le long terme à environ 52 t ha^{-1} dans la terre fine.

La variation de stock de COS dans la prairie de Combi après déforestation est inférieure à la moyenne des autres prairies amazoniennes (toutes pâturées), alors que de nombreux auteurs considèrent que les prairies fertilisées, ou en tout cas non surpâturées peuvent stocker plus de COS que la forêt (Neill *et al.*, 1997; Fearnside & Barbosa, 1998; Maia *et al.*, 2009). Cette différence notable avec les résultats de la littérature est difficilement interprétable, car pour les pâturages amazoniens le ratio prélèvements de carbone / restitutions de carbone n'est pas connu. Il est cependant possible que les prélèvements de carbone par le bétail dans les pâturages extensifs soient moins importants que ceux associés aux fauches à Combi. L'âge de la prairie de Combi, inférieur à la moyenne amazonienne (17,6 ans) pourrait également expliquer cette différence de variation de stockage de COS, étant donné que ces variations dans les prairies amazoniennes sont corrélées à leur âge (Tableau 1.4). Concernant les restitutions de carbone prairial, dans des prairies non fertilisées, Cerri *et al.* (2003) estiment que les restitutions de carbone sont de 8,28 t C ha⁻¹ an⁻¹, ce qui est assez proche des valeurs observées à Combi.

1.2.b. Cultures annuelles

Dans les cultures annuelles, 5 ans après déforestation les stocks de COS de la couche 0-30 cm ont décliné de 11,5 % pour SC (semis conventionnel, avec travail du sol) et 13,8 % pour SD (semis direct, sans travail du sol) dans la terre fine. Si l'on considère l'ensemble du stock de COS incluant le carbone des refus végétaux, la diminution de stock est de 17,8 % pour SC et 19,4 % pour SD (Tableau 4.3). Les systèmes de cultures intensives maïs/soja subissent donc une diminution significative des stocks de COS, attribuable à une déprotection du COS suite à la mise en culture qui n'est pas compensée par les restitutions organiques des cultures, contrairement à la prairie. Il faut noter que la diminution des stocks entre T3 et T5 est relativement faible, suggérant que l'évolution future de ces systèmes à Combi devrait être peu marquée. Les résultats de la modélisation des stocks de COS montrent tout de même que la diminution se poursuit 10 années après déforestation.

Les restitutions de carbone par les cultures, légèrement supérieures à 7 t C ha⁻¹ an⁻¹, sont au final assez importantes et conduisent probablement à une diminution des stocks inférieure à celles observées dans d'autres travaux (voir les méta-analyses de Guo & Gifford, 2002; Murty *et al.*, 2002; Don *et al.*, 2011). Dans la plupart des travaux analysant l'impact de la déforestation/mise en culture sur les stocks de COS en milieu tropical, ces restitutions organiques par les cultures sont inconnues, mais elles sont probablement souvent inférieures à

celles observées à Combi. Etant donné le faible capital économique des agriculteurs en milieu tropical (Mazoyer & Roudart, 2002), l'absence de fertilisation et la compétition importante sur la biomasse produite par les agrosystèmes (Corbeels *et al.*, 2014) peuvent conduire à des restitutions organiques très faibles. L'étude de Solomon *et al.* (2007) apparaît ici exemplaire, avec des stocks de COS qui diminuent de 80 % dans des Acrisols du Kenya, où les cultures (maïs, millet, sorgho) ne sont pas fertilisées, et où les résidus de cultures sont utilisés comme fourrage pour l'alimentation animale. Nos résultats confirment que la mesure des niveaux de restitutions organiques est une donnée essentielle pour pouvoir comparer des variations de stocks de COS après déforestation.

Nous n'observons pas de différences de variation de stock de COS entre les systèmes avec ou sans travail du sol 5 années après déforestation. Cela va à l'encontre des résultats de Maia *et al.* (2010) qui montraient que les stocks de COS après déforestation en Amazonie brésilienne étaient plus élevés pour les systèmes non-travaillés que travaillés. Il est possible que le travail du sol pratiqué sur le système SC à Combi (travail superficiel avec des disques, pas de retournement du sol par un labour total) soit moins intense que pour les systèmes étudiés par Maia *et al.* (2010). Cependant nous montrons qu'à des niveaux de restitutions organiques équivalents, l'absence de travail du sol n'induit pas de protection ou de stabilisation du carbone du sol. Ces résultats sont en accord avec des études récentes qui montrent que l'effet de l'absence de travail du sol sur les stocks de COS a été largement surestimé (Angers & Eriksen-Hamel, 2008; Powlson *et al.*, 2014). Dans les cas où les systèmes en semis direct stockent plus de carbone que les systèmes conventionnels, c'est en raison des apports de carbone plus élevés sous semis direct (Virto *et al.*, 2012). En milieu tropical les intercultures et les plantes de couverture en semis direct peuvent effectivement mener à un stockage de COS plus important en semis direct qu'en semis conventionnel (Tivet *et al.*, 2013).

Etant donné les conditions optimales du site expérimental de Combi (propriétés hydriques du sol favorables, fertilisation, gestion des adventices) il n'est probablement pas raisonnable de recommander à des échelles plus globales le type de gestion très intensive pratiquée, avec deux cycles de cultures annuelles par an. Dans des conditions moins favorables, une diminution des rendements et des restitutions organiques pourraient entraîner une diminution des stocks de COS plus importante, ce qui pourrait se répercuter en cascade sur les propriétés des sols et la production agricole.

2. Un premier bilan du carbone du sol, des eaux et des gaz à effet de serre 5 ans après déforestation

2.1. Flux de carbone exportés par l'eau

2.1.a. Carbone exporté par les eaux de percolation

Les flux de carbone (particulaire et dissous) exportés par le drainage vertical ont été mesurés à Combi à l'aide de plaques lysimétriques placées à 60 cm de profondeur (Tableau 6.1). Ces flux sont inférieurs à $0,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ et sont insignifiants comparés aux variations de stocks de COS du sol, même si nous notons que les flux de COT (carbone organique total) sont plus élevés dans les agrosystèmes que sous forêt. Dans des pâturages du Pará (Amazonie brésilienne) Markewitz *et al.* (2004) montraient également que les flux de carbone exportés par les eaux étaient dans l'ensemble mineurs comparés au stock de carbone contenu dans le sol et la végétation. Cependant de tels résultats pour les cultures annuelles sont inédits en milieu tropical humide.

Tableau 6.1 : Flux de carbone organique dissous (COD) et total (COT) exportés par les eaux de percolation du sol à Combi, et flux de CH_4 et de N_2O , pour les années 2012 et 2013. Les flux des eaux de percolation sont calculés à partir de la collecte de l'eau percolée au niveau de plaques lysimétriques ($n = 8$ par système excepté sous forêt où $n = 2$) installées à 60 cm de profondeur (Perrin *et al.*, en préparation). Les flux de CH_4 et N_2O sont mesurés par la méthode des chambres statiques (Perrin *et al.*, en préparation).

| | | Eaux de percolation | | Gaz à effet de serre * | |
|--------------|------|---|---|--|---|
| | | Flux COD / t C ha ⁻¹ an ⁻¹ | Flux COT / t C ha ⁻¹ an ⁻¹ | Flux CH ₄ / t eq C ha ⁻¹ an ⁻¹ | Flux N ₂ O / t eq C ha ⁻¹ an ⁻¹ |
| Forêt | 2012 | 0,014 | 0,028 | 0,00 | 0,38 |
| | 2013 | 0,006 | 0,013 | -0,01 | 0,14 |
| Prairie | 2012 | 0,014 | 0,077 | 0,04 | 0,30 |
| | 2013 | 0,011 | 0,054 | 0,08 | 0,14 |
| Semis conv. | 2012 | 0,018 | 0,067 | 0,03 | 0,43 |
| | 2013 | 0,012 | 0,056 | 0,04 | 0,63 |
| Semis direct | 2012 | 0,008 | 0,036 | 0,00 | 0,40 |
| | 2013 | 0,008 | 0,031 | 0,02 | 0,36 |

* Facteur de réchauffement à 100 ans (eq CO₂) : 34 pour CH₄, 298 pour N₂O

2.1.b. Carbone ruisselé et érodé

Les flux de carbone associés au ruissellement de surface et à l'érosion des sols n'ont pas été mesurés à Combi. Cependant, d'après le suivi continu du site, le ruissellement de surface a été très faible, comme en témoignent les quantités d'eaux de percolation recueillies par les plaques lysimétriques, proches de la pluviométrie mesurée sur le site (Perrin *et al.*, en préparation). Ainsi les phénomènes d'érosion n'ont pas été observés sur l'ensemble des 5 années de l'expérimentation (tout au plus quelques transferts laminaires intraparcellaires). Cela s'explique par la topographie du site, volontairement implanté sur une zone presque plane, le drainage vertical qui évite l'engorgement des sols, et enfin la couverture du sol, qui est importante tout au long de l'année. Même pour le semis conventionnel la couverture du sol par les plantes ou les résidus de culture est correcte, car l'enfouissement des résidus de culture par le travail du sol est effectué juste avant le semis. De plus, l'apport des débris de bois a évité les phénomènes érosifs, et le semis des plantes de couverture a eu lieu rapidement après la déforestation.

2.2. Flux de GES : CH₄, N₂O

Les flux de CO₂, de CH₄ et de N₂O sont mesurés à Combi par la méthode des chambres statiques depuis mai 2010. Les flux de CO₂ sont difficilement exploitables car ils regroupent à la fois la respiration hétérotrophe (respiration microbienne liée à la décomposition de la matière organique) et la respiration autotrophe des racines, à l'équilibre avec la photosynthèse. A Combi les flux de CO₂ sont les plus élevés pour la prairie, et les plus faibles pour la forêt ([Annexe 7](#)).

Jusqu'à fin 2012 les flux de CH₄ sont insignifiants, pour l'année 2013 ils augmentent légèrement notamment sous prairie, probablement en raison de la compaction des sols. En exprimant ces flux en équivalent CO₂ (1 t de CH₄ a un potentiel de réchauffement 34 fois supérieur à 1 t de CO₂), les émissions de CH₄ n'excèdent pas 0,08 t C ha⁻¹ an⁻¹ ([Tableau 6.1](#)).

Les flux de N₂O ont un potentiel d'émissions de GES plus importants que les flux de CH₄. A Combi ces flux sont principalement liés à la fertilisation des sols, et n'excèdent pas 0,63 t C-CO₂ ha⁻¹ an⁻¹ en 2012 et 2013 (Perrin *et al.*, en préparation ; Petitjean *et al.*, soumis).

2.3. Stocks de carbone et flux de GES : comparaison forêt – systèmes de culture âgés de 5 ans

A partir des résultats de cette thèse et des éléments discutés précédemment, nous pouvons proposer un schéma de l'état stocks de carbone (de la végétation et du sol) au moment de la déforestation (septembre 2008) et 5 ans après déforestation, ainsi que les flux de carbone exportés par les eaux et les flux de N₂O et de CH₄ (Figure 6.2). Nous n'avons pas représenté les flux de CO₂ car nous ne sommes pas en mesure de distinguer la respiration hétérotrophe de la respiration autotrophe. Cette comparaison met en évidence la perte très importante du carbone aérien de la forêt, ainsi que l'importance de la quantification des variations de stocks de COS suite à la déforestation. En comparaison les flux de carbone exportés par les eaux de percolation et les flux de N₂O et CH₄ sont mineurs dans l'évaluation des émissions de GES liées à la mise en culture du sol.

Un bilan carbone complet nécessiterait de prendre en compte les émissions de GES des premiers mois ayant suivi la déforestation, ainsi que les émissions associées à la production et au transport des intrants apportés au sol, et les émissions associées à l'utilisation du matériel forestier et agricole.

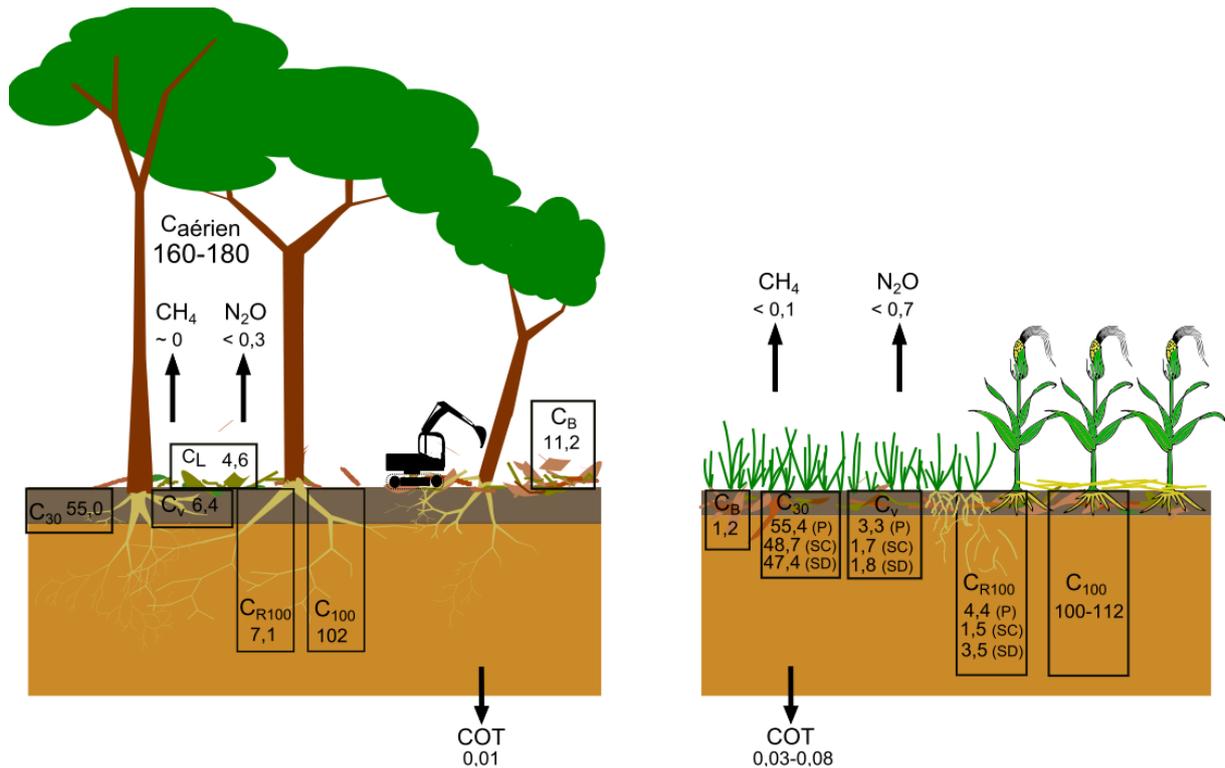


Figure 6.2 : Stocks et flux de carbone et de gaz à effet de serre sous forêt et 5 ans après déforestation. P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct. Les stocks sont exprimés en t C ha⁻¹. Caérien : stock de carbone de la biomasse aérienne sous forêt ; C_v = stock de C des refus végétaux du sol > 2 mm dans la couche 0-30 cm ; C₃₀ = stock de COS de la terre fine dans la couche 0-30 cm ; C_{R100} = stock de C racinaire 0-100 cm ; C₁₀₀ = stock de COS de la terre fine dans la couche 0-100 cm ; C_B = stock de C des débris de bois apportés par la déforestation (valeurs à T4 dans les sols cultivés) ; CL = stock de carbone des litières ; COT = flux de C organique total exporté par les eaux de percolation à 60 cm de profondeur, exprimés en t C ha⁻¹ an⁻¹ ; les flux de N₂O et CH₄ sont exprimés en t eq C ha⁻¹ an⁻¹.

3. Implications en terme de gestion des agrosystèmes

3.1. Evaluation de la méthode de déforestation sans brûlis

Nous avons vu précédemment que les apports de carbone issus du mode de déforestation, sans brûlis et broyage d'une partie de la végétation forestière (24 t MS ha⁻¹), avaient un impact très limité sur les stocks de COS dans les agrosystèmes au-delà de 4-5 années après déforestation. Le site de Combi ne fournit pas d'étude comparative de différentes méthodes de déforestation, mais les méthodes de déforestation sans brûlis et avec restitution de matière organique (couramment appelées *chop-and-mulch*) peuvent néanmoins être recommandées dans le cas des défrichements menant à des agrosystèmes implantés pour des longues durées, pour plusieurs raisons :

- un bilan comparé des émissions de gaz à effet de serre (GES) montre que les agrosystèmes avec déforestation par abattis-brûlis (*slash-and-burn*) ont des émissions de GES bien plus importantes que des agrosystèmes créés suite à un déboisement par *chop-and-mulch* (Davidson *et al.*, 2008). La différence d'émissions de GES est surtout due aux émissions pyrogéniques de CH₄ qui se produisent lors du brûlis ;
- l'érosion des sols a été évitée grâce aux débris de bois qui ont protégé le sol de l'énergie cinétique des pluies. La déforestation par abattis-brûlis peut quant à elle mener à des phénomènes érosifs importants, en raison de la faible couverture du sol et de la dégradation de la structure du sol (Fritsch & Sarrailh, 1986; Grimaldi *et al.*, 2003) ;
- la compaction des sols a été limitée durant la première année de l'expérimentation (seul le système SD a une densité apparente significativement plus élevée dans les couches 0-5 et 10-20 cm, [Tableau 4.1](#)), alors que celle-ci peut être plus importante dans des sols aux propriétés similaires déboisés par abattis-brûlis mécanisé (Janssen *et al.*, 1990). Néanmoins la méthode *chop-and-mulch* peut dans certains cas faire augmenter la densité apparente via le passage des machines au sol (Reichert *et al.*, 2014) ;
- les performances agronomiques des agrosystèmes n'ont pas été pénalisées par la méthode de déforestation, avec des rendements satisfaisants obtenus pour les premiers cycles de culture. Le phénomène de « faim d'azote » qui était redouté, en raison de l'apport massif de matière organique avec un C/N élevé (> 100), n'a pas eu lieu ;
- les indicateurs faunistiques de la qualité des sols sont généralement meilleurs quand la déforestation se fait sans brûlis (Rousseau *et al.*, 2010).

La quantité de matière sèche produite par le broyage de la végétation forestière pourrait être augmentée à environ 100 t MS ha⁻¹ selon certaines estimations (CETIOM, 2011). Dans ce cas les bénéfices pour la protection des sols seraient augmentés, mais la possibilité d'implanter des cultures dans ce contexte nécessite d'être évaluée, en raison des limites possibles pour les opérations agricoles (semis) ou liées à des phénomènes de faim d'azote.

3.2. Faut-il travailler le sol dans les cultures annuelles ?

La variation de stock de COS observée 5 ans après déforestation est identique dans les systèmes SC et SD (Tableau 4.3), pourtant nous pouvons considérer que l'absence de travail du sol serait bénéfique d'un point de vue agro-environnemental sur le long terme.

Le site de Combi est implanté sur une zone plane, mais nous pouvons supposer que sur des grandes parcelles, l'intensité des pluies en milieu tropical humide pourrait mener à des phénomènes érosifs importants si le sol n'était pas couvert en permanence. L'absence de travail du sol est considérée comme un moyen efficace d'augmenter la protection des sols en conservant leur structure, ce qui contribue à une diminution de l'érosion hydrique et à une amélioration de l'activité biologique (Powlson *et al.*, 2014). De plus les performances agronomiques à Combi sont pour l'instant identiques entre le semis conventionnel et le semis direct, les émissions de N₂O qui sont réputées plus importantes en semis direct (Rochette, 2008) sont très faibles dans les deux systèmes.

3.3. Les pistes possibles pour réduire le déstockage de COS dans les agrosystèmes après déforestation

Si le système prairie de Combi maintient les stocks de COS à un niveau proche de la forêt, il n'en est pas de même pour les cultures annuelles. Etant donné qu'il est plus facile de stocker du COS en augmentant les restitutions organiques plutôt qu'en tentant de minimiser la minéralisation du COS (Virto *et al.*, 2012), plusieurs voies peuvent être évoquées pour limiter la diminution des stocks de COS dans le cas de la mise en culture des sols en contexte tropical humide.

Une augmentation des rendements des cultures annuelles, à elle seule ne semble pas suffisante pour assurer le maintien à un niveau acceptable (d'un point de vue de la conservation des sols) des stocks de COS. En Amazonie brésilienne, les rendements des

monocultures de soja (un cycle par an) sont passés d'environ 2 t ha⁻¹ dans les années 90 à plus de 3 t ha⁻¹ à partir des années 2000 (Brown *et al.*, 2005) ; dans les expérimentations agronomiques ces rendements atteignent 3,5 t ha⁻¹ (Souza *et al.*, 2011). Certes cette augmentation des rendements s'est traduite par une augmentation de la biomasse non récoltée, mais en appliquant un ratio Rendement / (Rendement + biomasse aérienne non récoltée) de 0,40 (observé à Combi et au Canada, voir Bolinder *et al.*, 2007) à des rendements compris entre 3 et 3,5 t C ha⁻¹, le carbone restitué par les résidus de culture ne dépasserait pas 2,4 t C ha⁻¹ an⁻¹, ce qui est bien plus faible qu'à Combi. Par ailleurs il a été montré qu'une augmentation des rendements par les monocultures de soja en Amazonie brésilienne n'avait pas pour effet de réduire les taux de déforestation au niveau des fronts pionniers (Morton *et al.*, 2006), ce qui réfute une hypothèse de préservation des écosystèmes naturels par l'intensification d'activités agricoles restreintes géographiquement (Barbier & Burgess, 1997).

Une désintensification des cultures annuelles, via l'implantation de plantes de couverture ou de prairies entre deux cycles de cultures annuelles, pourrait mener à des restitutions en carbone plus élevées. Ces systèmes mixtes cultures/prairies (appelés *Integrated Crop-Livestock systems*) donnent des résultats encourageants au niveau des stocks de COS dans des sols argileux du sud de l'Amazonie (Carvalho *et al.*, 2010). D'un point de vue agronomique ces systèmes sont bien plus simples à implanter que de tenter d'associer sur un même cycle une culture et une plante de couverture, ce type d'association a échoué à Combi. Des systèmes mixtes cultures/prairies devraient intégrer des prairies sur au moins 2 ou 3 ans pour s'assurer de restitutions organiques importantes, plutôt que d'intercaler une prairie durant 6 ou 7 mois entre deux cultures. En effet l'évaluation agronomique de la prairie de Combi montre que celle-ci a augmenté ses restitutions aériennes au cours du temps : les bénéfiques en termes de COS d'une prairie implantée sur une courte période pourraient donc être mineurs.

Des systèmes agroforestiers incluant des cultures annuelles, des prairies et des lignes d'arbres pourraient également stocker plus de COS que les cultures annuelles seules (Albrecht & Kandji, 2003). Au Brésil l'adoption du plan ABC (*Low Carbon Agriculture*) promeut la mise en place de systèmes agroforestiers (*integrated crop-livestock forest, iCLF*) pour réduire les émissions de carbone liées à l'agriculture. Ces systèmes agroforestiers stockeraient plus de COS que les pâturages, les cultures voire parfois même que les forêts dans plusieurs biomes brésiliens (Pinto & Assad, 2013), mais aucune donnée n'est disponible à ce jour en Amazonie.

4. Notre étude dans le contexte tropical humide

4.1. Conception du site de Combi : apports majeurs, limites

Le présent travail comporte plusieurs apports majeurs à la compréhension du devenir du carbone organique du sol suite à la déforestation et à la mise en culture en milieu tropical humide. C'est l'une des rares études en milieu tropical à mettre en relation les apports de carbone dans les agrosystèmes et les stocks de COS qui en résultent. En milieu tropical humide ce parallèle est à notre connaissance inédit pour les cultures annuelles. L'approche diachronique couplée à des densités d'échantillonnage importantes nous donne une grande confiance dans les variations de stocks observées 5 ans après déforestation, tout du moins dans la couche 0-30 cm. Enfin nous mettons en évidence l'importance de la quantification du carbone du sol contenu dans les débris végétaux grossiers du sol, qui peuvent représenter un stock de carbone important, et dont la cinétique de décomposition nous renseigne sur son devenir à moyen terme.

Le site de Combi est néanmoins spécifique à plusieurs égards. Le mode de gestion des agrosystèmes est assez différent de ceux rencontrés couramment en milieu tropical humide, et le site a été implanté sur une zone naturellement favorable à la mise en culture. Cela nous invite à prendre garde à une extrapolation spatio-temporelle de nos résultats, étant donné la diversité des sols à l'échelle des bassins versants et du biome amazonien, et la diversité des pratiques humaines de gestion des agrosystèmes.

4.2. Perspectives de recherches

4.2.a. Dynamique du COS à Combi

Le devenir de la matière organique forestière apportée au sol a pu être globalement évalué à Combi, cependant nous ne sommes pas en mesure de fournir une description précise des transferts de carbone entre les fractions > 4 mm, 2-4 mm, 50-2000 μ m et < 50 μ m au cours du temps. Il est difficile de distinguer des débris de bois d'autres débris végétaux en dessous de 4 mm, et les analyses de pyrolyse Rock-Eval effectuées sur les fractions fines du sol (résultats non présentés) ne mettent pas en évidence la persistance dans le sol d'un signal lié à ces débris de bois. Des approches par le suivi de biomarqueurs forestiers (Hamer *et al.*, 2012) dans le temps et dans différentes fractions du sol aideraient peut-être à mieux comprendre le devenir de ces débris de bois.

Nous manquons de données pour expliquer certaines variations de COS observées, notamment la diminution brutale observée entre 1,5 et 2 ans après déforestation. Une évaluation de la dynamique des matières organiques particulières entre ces deux dates pourrait confirmer notre hypothèse de minéralisation massive du carbone dans ce compartiment à turnover rapide. Une minéralisation importante du carbone natif forestier liée aux apports de matière organique fraîche (*priming effect*) pourrait également expliquer cette forte variation, non simulée par le modèle RothC. Une évaluation du *priming effect* à Combi pourrait se faire dans des conditions contrôlées, avec des mesures de minéralisation en laboratoire du sol forestier avec ou sans ajout de matière organique enrichie en ^{13}C (Zhang *et al.*, 2013).

Dans une perspective de modélisation des stocks de carbone après déforestation, la mesure du carbone racinaire produit par les agrosystèmes réduirait une bonne partie des incertitudes associées aux simulations de stocks de COS. Une modification des paramètres par défaut du modèle RothC (coefficients de minéralisation, rapport DPM/RPM) nécessite des données de validation des stocks à plus long terme.

4.2.b. Dynamique du COS en Amazonie et en milieu tropical humide

A partir de nos résultats nous pouvons élargir les perspectives de recherches sur le devenir du COS après déforestation en Amazonie évoquées dans le [Chapitre 1](#), et qui peuvent s'appliquer à l'ensemble des tropiques humides étant donné le faible nombre d'études en Afrique équatoriale et en Asie du Sud-Est (Don *et al.*, 2011).

Les approches diachroniques et qui évaluent les stocks de COS sur le long terme doivent être développées afin de diminuer les incertitudes sur les variations de COS observées. La variabilité des profils de $\delta^{13}\text{C}$ dans les profils forestiers à Combi invite à une grande prudence sur l'interprétation dans les couches profondes du sol du renouvellement de la matière organique par une végétation C4. Cela est d'autant plus vrai si les études ont lieu en marge des biomes forestiers, pouvant être sujets à des changements de végétation au cours de l'Holocène (Desjardins *et al.*, 1996).

Nous mettons en évidence l'importance des restitutions organiques par les agrosystèmes dans la variation des stocks de COS observée. Des études comparant différents niveaux de restitutions organiques en milieu tropical humide seraient très utiles pour d'une part définir des seuils minimaux de restitutions pour maintenir un certain stock de COS, et d'autre part pour évaluer les performances des modèles de prédictions de stocks de COS (Saffih-Hdadi & Mary, 2008). L'impact des agrosystèmes mixtes sur les stocks de COS nécessite une

plus large évaluation en milieu tropical humide, avec par exemple des prairies intercalées entre des cultures annuelles, ou des lignes d'arbres plantées au sein des cultures.

Enfin, étant donné le peu de données disponibles en Amazonie et dans l'ensemble du milieu tropical humide, en particulier pour les cultures annuelles, nous invitons à une grande prudence sur la régionalisation des variations de stocks de COS après déforestation. Les tentatives existantes en Amazonie (Cerri *et al.*, 2007b; Maia *et al.*, 2010) font face à des incertitudes importantes : la régionalisation des stocks de COS sous forêt en Amazonie est incertaine ; la classification des modes de gestion (prairies dégradées / améliorées ; travail ou non du sol) n'est pas satisfaisante actuellement ; les modèles de prédictions de stocks de COS doivent être validés dans les situations à l'équilibre sous forêt.

Conclusion générale

En Amazonie, l'analyse de la littérature montre que la déforestation suivie de la mise en culture des terres mène à des changements de stocks de carbone organique du sol (COS), avec une légère augmentation des stocks sous les pâturages et une diminution des stocks sous les cultures annuelles, avec dans les deux cas de fortes variabilités. Nous montrons que les déterminants de ces changements sont cependant encore mal appréhendés, en raison du manque de caractérisation de la gestion des agrosystèmes et des incertitudes liées à l'approche par chronoséquence.

Nous avons analysé les variations de stock de COS d'un site dédié déforesté et mis en culture en Guyane, dont la conception diachronique ainsi que la méthode de déforestation sans brûlis avec de larges restitutions de matières organiques forestières constituent des originalités dans le contexte amazonien. L'objectif de ce travail était d'analyser le devenir du COS dans des systèmes de culture contrastés (prairie fauchée, cultures annuelles maïs/soja avec ou sans travail du sol) jusqu'à 5 ans après déforestation, avec deux questions principales : quel est le devenir du carbone forestier, et dans quelle mesure les systèmes de culture peuvent maintenir les stocks de COS de par leurs restitutions organiques.

Nos résultats montrent que les apports de carbone issus de la déforestation (litière, débris de bois, racines) ont entraîné une augmentation des stocks de COS à court terme. Cependant, des mesures de pertes de masse associées à une caractérisation organique des débris de bois, ainsi que des résultats d'analyses isotopiques ($\delta^{13}\text{C}$) et de fractionnements granulométriques du COS, montrent que 5 ans après déforestation la part de ces apports forestiers dans le stock mesuré est très faible. Nous attribuons ce résultat à la minéralisation très rapide des matières organiques en ce milieu tropical humide. Deux ans après déforestation, les stocks de COS dans les systèmes de culture ont décliné et les systèmes de culture se sont partiellement différenciés entre eux. Nous concluons de par nos approches méthodologiques à une accessibilité accrue du COS natif suite à la mise en culture, qui atteint l'ensemble des fractions granulométriques du COS.

Dans la prairie, 5 ans après déforestation les stocks de COS dans la couche 0-30 cm sont peu différents de la forêt (55,4 t COS ha⁻¹ dans la terre fine et 58,8 t COS ha⁻¹ dans le sol total, contre respectivement 55,0 et 61,2 t ha⁻¹ sous forêt). Nous attribuons ce maintien du stock de COS sous prairie aux apports racinaires importants. A l'aide de mesures $\delta^{13}\text{C}$ et du modèle RothC, nous estimons les flux de carbone entrant dans le sol sous prairie à environ 6,8 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur la moyenne des 4 années de prairie, mais avec une augmentation de ce flux entrant au cours du temps, qui atteint 9,1 t C ha⁻¹ an⁻¹ en 2013. Avec des restitutions identiques à la dernière année, les simulations à long terme du modèle RothC montrent que le stock de COS se maintiendrait dans la prairie à environ 52 t ha⁻¹. L'accumulation du carbone prairial (C4) dans le sol de la prairie s'inscrit remarquablement dans une tendance amazonienne elle-même bien organisée jusqu'à 20 ans après déforestation, malgré la forte hétérogénéité du devenir du COS observée après déforestation dans les prairies de ce biome.

Le travail du sol dans les cultures annuelles n'influence pas les variations des stocks observés 5 ans après déforestation. En raison de restitutions de carbone plus faibles dans les rotations maïs/soja (estimées à un peu plus de 7 t C ha⁻¹ an⁻¹) que dans la prairie et sous forêt, les stocks de COS total diminuent par rapport à la forêt d'environ 19 % dans la couche 0-30 cm, 5 ans après déforestation. Ce site expérimental dédié a été conduit de façon rigoureuse, les conditions de drainage vertical des sols ont été conservées et nous considérons l'érosion comme nulle à négligeable. Cependant les cultures annuelles apparaissent moins conservatrices que la prairie vis-à-vis du devenir du carbone du sol, d'autant qu'une diminution des restitutions organiques au niveau de celles observées chez les producteurs amazoniens entrainerait une diminution importante des stocks sur le long terme. Les simulations à long terme à partir des données de Combi montrent que la diminution des stocks de COS 20 ans après déforestation pourrait atteindre 35 % avec des restitutions organiques diminuées de moitié.

Le site de Combi s'insère dans la grande diversité des résultats amazoniens sur le COS après déforestation ; nos résultats soulignent le besoin d'études diachroniques de longue durée en milieu tropical humide. Compte tenu de la diminution marquée des stocks de COS dans les cultures annuelles, des systèmes alternatifs incluant des intercultures et/ou des plantes ligneuses mériteraient d'être évalués.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AFES (2009) *Référentiel pédologique*. Association Française pour l'Etude du Sol, Editions Quae, Versailles, 480 pp.
- Albrecht A, Kandji ST (2003) Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **99**, 15–27.
- Allard T, Weber T, Bellot C et al. (2011) Tracing source and evolution of suspended particles in the Rio Negro Basin (Brazil) using chemical species of iron. *Chemical Geology*, **280**, 79–88.
- Almendros G (2008) Carbon Sequestration in Soil. In: *Encyclopedia of Soil Science* (ed Chesworth W), pp. 97–99. Springer Netherlands, Dordrecht.
- Angers DA, Eriksen-Hamel NS (2008) Full-Inversion Tillage and Organic Carbon Distribution in Soil Profiles: A Meta-Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, **72**, 1370.
- Aragão LE, Poulter B, Barlow JB et al. (2014) Environmental change and the carbon balance of Amazonian forests. *Biological Reviews*, doi: 10.1111/brv.12088.
- Bahuchet S, Betsch J-M (2012) L'agriculture itinérante sur brûlis, une menace sur la forêt tropicale humide ? *Revue d'ethnoécologie*, **1**.
- Balesdent J (1991) Estimation du renouvellement du carbone des sols par mesure isotopique ¹³C. Précision, risque de biais. *Cahiers de l'ORSTOM série Pédologie*, **26**, 315–326.
- Balesdent J (1996) The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, **47**, 485–493.
- Balesdent J, Pétraud JP, Feller C (1991) Effets des ultrasons sur la distribution granulométrique des matières organiques des sols. *Science du sol*, **29**, 95–106.
- Balesdent J, Besnard E, Arrouays D, Chenu C (1998) The dynamics of carbon in particle-size fractions of soil in a forest-cultivation sequence. *Plant and Soil*, **201**, 49–57.
- Balesdent J, Chenu C, Balabane M (2000) Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, **53**, 215–230.
- Balesdent J, Derrien D, Fontaine S et al. (2011) Contribution de la rhizodéposition aux matières organiques du sol, quelques implications pour la modélisation de la dynamique du carbone. *Etude et Gestion des Sols*, **18**, 201–216.
- Barbier EB, Burgess JC (1997) The Economics of Tropical Forest Land Use Options. *Land Economics*, **73**, 174–195.
- Bardy M, Derenne S, Allard T, Benedetti MF, Fritsch E (2011) Podzolisation and exportation of organic matter in black waters of the Rio Negro (upper Amazon basin, Brazil). *Biogeochemistry*, **106**, 71–88.
- Barley KP, Greacen EL (1967) Mechanical Resistance as a Soil Factor Influencing the Growth of Roots and Underground Shoots. In: *Advances in Agronomy*, Vol. 19 (ed A.G. Norman), pp. 1–43. Academic Press.
- Barthès B (1990) *Programme intégré d'aménagement rural (PIAR) : cartographie des sols, propriétés agronomiques et possibilités d'extension de Rocoucoua-Sud (Iracoubo)*. ORSTOM, Cayenne.
- Barthès B, Manlay R, Porte O (2010) Effets de l'apport de bois raméal sur la plante et le sol : une revue des résultats expérimentaux = Effects of ramial wood amendments on crops and soil: a synthesis of experimental results. *Cahiers Agricultures*, **19**, 280–287.
- Behar F, Beaumont V, Penteadó HDB (2001) Rock-Eval 6 technology: performances and developments. *Oil & Gas Science and Technology*, **56**, 111–134.
- Bellamy PH, Loveland PJ, Bradley RI, Lark RM, Kirk GJD (2005) Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*, **437**, 245–248.
- Bernoux M, Cerri CC, Neill C, de Moraes JF. (1998) The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma*, **82**, 43–58.
- Bernoux M, Feigl BJ, Cerri CC, Geraldés AP de A, Fernandes SAP (1999) Soil carbon and nitrogen in a forest - pasture chronosequence from Paragominas. *Scientia Agricola*, **56**, 777–783.
- Blancaneaux P, Caillé O, Charron C et al. (2001) *Atlas illustré de la Guyane* (ed Barret J). IRD, Paris.
- Blanfort V, Stahl C (eds) (2013) *Actes du séminaire "Le carbone en forêt et en prairies issues de déforestation en Guyane, processus, bilans et perspectives"*. Cayenne, Guyane française, 1 octobre 2013.

- Boddey RM, Jantalia CP, Conceicao PC et al. (2010) Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, **16**, 784–795.
- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, VandenBygaart AJ (2007) An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **118**, 29–42.
- Borron L (2007) *Inventaire cartographique et sélection agro-pédologique de zones cultivables en céréales et oléo-protéagineux en Guyane française*. Mémoire de fin d'études, ENSAT, Toulouse.
- Bouchez J, Galy V, Hilton RG et al. (2014) Source, transport and fluxes of Amazon River particulate organic carbon: Insights from river sediment depth-profiles. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **133**, 280–298.
- Boulet R (1978) *Carte pédologique des Terres hautes de la région d'Iracoubo-Mana. 1 carte au 1/50.000 et notice pédo-agronomique*. ORSTOM, Cayenne, Guyane française.
- Boulet R (1985) *Etat des recherches sur les sols guyanais : apport de la pédologie au développement*. ORSTOM, Cayenne.
- Boulet R, Turenne J-F (1975) *Ressources en sols de la zone côtière guyanaise à l'Ouest du Mahury : esquisse à l'échelle de 1/100 000*. ORSTOM, Paris.
- Boulet R, Grimaldi M, Fritsch J-M, Béreau M (1990) L'opération ECEREX : études sur la mise en valeur de l'écosystème forestier guyanais après déboisement : le point sur les recherches en cours (ed Sarrailh JM). *Bois et Forêts des Tropiques*, 79–97.
- Boyer J (1982) *Les sols ferrallitiques Tome 10. Facteurs de fertilité et utilisation des sols*. ORSTOM, Paris, 384 pp.
- Brancier J, Cammas C, Todisco D, Fouache E (2014) A Micromorphological Assessment of Anthropogenic Features in Pre-Columbian French Guiana Dark Soils (FGDS): First Results. *Zeitschrift für Geomorphologie, Supplementary Issues*, **58**.
- Bréchet L (2009) *Contribution à l'étude de la variabilité spatiale des composantes du bilan de carbone d'un sol de forêt tropicale humide (Paracou, Guyane française)*. Thèse de doctorat, Université Henri Poincaré de Nancy.
- Brown JC, Koeppe M, Coles B, Price KP (2005) Soybean production and conversion of tropical forest in the Brazilian Amazon: The case of Vilhena, Rondonia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, **34**, 462–469.
- Bushby HVA, Vallis I, Myers RJK (1992) Dynamics of C in a pasture grass (*Panicum maximum* var. *Trichoglume*)—soil system. *Soil Biology and Biochemistry*, **24**, 381–387.
- Caetano LP de S, Dias-Filho MB (2008) Responses of six *Brachiaria* spp. accessions to root zone flooding. *Revista Brasileira de Zootecnia*, **37**, 795–801.
- Carmouze J-P, Lucotte M, Boudou A (2001) *Le mercure en Amazonie: rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires*. IRD éditions, Paris, 494 pp.
- Carrie J, Sanei H, Stern G (2012) Standardisation of Rock-Eval pyrolysis for the analysis of recent sediments and soils. *Organic Geochemistry*, **46**, 38–53.
- Carvalho JLN, Raucci GS, Cerri CEP, Bernoux M, Feigl BJ, Wruck FJ, Cerri CC (2010) Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. *Soil and Tillage Research*, **110**, 175–186.
- Caurel C (2013) *Traits structuraux et dynamique du carbone après changement d'utilisation d'un sol ferrallitique (Guyane française)*. Mémoire de stage de Master 1, Université François Rabelais de Tours, 45 pp.
- Cerri CC, Volkoff B (1987) Carbon content in a yellow latosol of central Amazon rain forest. *Acta oecologica. Oecologia generalis*, **8**, 29–42.
- Cerri CC, Feller C, Balesdent, J., Victoria, R., Plenecassagne, A. (1985) Application du traçage isotopique naturel en à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris*, 423–427.
- Cerri CC, Volkoff B, Andreux F (1991) Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*, **38**, 247–257.

- Cerri CEP, Coleman K, Jenkinson DS, Bernoux M, Victoria R, Cerri CC (2003) Modeling soil carbon from forest and pasture ecosystems of Amazon, Brazil. *Soil Science Society of America Journal*, **67**, 1879–1887.
- Cerri CEP, Paustian K, Bernoux M, Victoria RL, Melillo JM, Cerri CC (2004) Modeling changes in soil organic matter in Amazon forest to pasture conversion with the Century model. *Global Change Biology*, **10**, 815–832.
- Cerri CEP, Easter M, Paustian K et al. (2007a) Simulating SOC changes in 11 land use change chronosequences from the Brazilian Amazon with RothC and Century models. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **122**, 46–57.
- Cerri CEP, Easter M, Paustian K et al. (2007b) Predicted soil organic carbon stocks and changes in the Brazilian Amazon between 2000 and 2030. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **122**, 58–72.
- CETIOM (2009) *Dispositif de collecte des eaux de percolation sur le site de COMBI – Note récapitulative*.
- CETIOM (2011) *Rapport final CETIOM Guyane 2008-2011 : Développement d'une production locale de céréales et d'oléoprotéagineux à destination de l'alimentation des élevages guyanais*.
- Chambers JQ, Higuichi N, Schimel JP, Ferreira LV, Melack JM (2000) Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia*, **122**, 380–388.
- Chambers JQ, Schimel JP, Nobre AD (2001) Respiration from coarse wood litter in central Amazon forests. *Biogeochemistry*, **52**, 115–131.
- Chave J, Olivier J, Bongers F et al. (2008) Above-ground biomass and productivity in a rain forest of eastern South America. *Journal of Tropical Ecology*, **24**, 355–366.
- Chave J, Navarrete D, Almeida S et al. (2010) Regional and seasonal patterns of litterfall in tropical South America. *Biogeosciences*, **7**, 43–55.
- Chesworth W (2008) *Encyclopedia of soil science*. Springer, 902 pp.
- Christensen BT (2001) Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, **52**, 345–353.
- Coleman K, Jenkinson DS (1999) ROTHC-26.3. *A model for the turnover of carbon in soils*. Herts, Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire, UK.
- Comte I, Davidson R, Lucotte M, de Carvalho CJR, de Assis Oliveira F, da Silva BP, Rousseau GX (2012) Physicochemical properties of soils in the Brazilian Amazon following fire-free land preparation and slash-and-burn practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **156**, 108–115.
- Corbeels M, de Graaff J, Ndah TH et al. (2014) Understanding the impact and adoption of conservation agriculture in Africa: A multi-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **187**, 155–170.
- Costa Junior C, Corbeels M, Bernoux M et al. (2013) Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. *Soil and Tillage Research*, **134**, 207–212.
- CPCS (1967) *Classification des sols*, INA edn. Grignon.
- Dagnelie P (2003) *Principes d'expérimentation: planification des expériences et analyse de leurs résultats*. Presses agronomiques de Gembloux.
- Dale VH, Pearson SM, Offerman HL, O'Neill RV (1994) Relating Patterns of Land-Use Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology*, **8**, 1027–1036.
- Van Dam D, van Breemen N, Veldkamp E (1997) Soil organic carbon dynamics: variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. *Biogeochemistry*, **39**, 343–375.
- Davidson EA, Ackerman IL (1993) Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, **20**, 161–193.
- Davidson EA, Janssens IA (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, **440**, 165–173.
- Davidson EA, De Abreu Sà TD, Reis Carvalho CJ, De Oliveira Figueiredo R, Kato MSA, Kato OR, Ishida FY (2008) An integrated greenhouse gas assessment of an alternative to slash-and-burn agriculture in eastern Amazonia. *Global Change Biology*, **14**, 998–1007.

- Delarue F, Laggoun-Défarge F, Disnar JR, Lottier N, Gogo S (2011) Organic matter sources and decay assessment in a Sphagnum-dominated peatland (Le Forbonnet, Jura Mountains, France): impact of moisture conditions. *Biogeochemistry*, **106**, 39–52.
- Denich M, Vlek PLG, de Abreu Sa TD, Vielhauer K, Lucke W (2005) A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **110**, 43–58.
- Desjardins T, Volkoff B, Andreux F, Cerri C (1991) Distribution du carbone total et de l'isotope ^{13}C dans des sols ferrallitiques du Brésil. *Science du Sol*, **29**, 175–187.
- Desjardins T, Andreux F, Volkoff B, Cerri CC (1994) Organic carbon and ^{13}C contents in soils and soil size-fractions, and their changes due to deforestation and pasture installation in eastern Amazonia. *Geoderma*, **61**, 103–118.
- Desjardins T, Mariotti A, Girardin C, Chauvel A (1996) Changes of the forest-savanna boundary in Brazilian Amazonia during the Holocene revealed by stable isotope ratios of soil organic carbon. *Oecologia*, **108**, 749–756.
- Desjardins T, Barros E, Sarrazin M, Girardin C, Mariotti A (2004) Effects of forest conversion to pasture on soil carbon content and dynamics in Brazilian Amazonia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **103**, 365–373.
- Dias-Filho MB (2000) Growth and biomass allocation of the C4 grasses *Brachiaria brizantha* and *B. humidicola* under shade. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **35**, 2335–2341.
- Diels J, Vanlauwe B, Van der Meersch MK, Sanginga N, Merckx R (2004) Long-term soil organic carbon dynamics in a subhumid tropical climate: ^{13}C data in mixed C3/C4 cropping and modeling with RothC. *Soil Biology and Biochemistry*, **36**, 1739–1750.
- Disnar JR, Guillet B, Keravis D, Di-Giovanni C, Sebag D (2003) Soil organic matter (SOM) characterization by Rock-Eval pyrolysis: scope and limitations. *Organic Geochemistry*, **34**, 327–343.
- Don A, Schumacher J, Freibauer A (2011) Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks – a meta-analysis. *Global Change Biology*, **17**, 1658–1670.
- Eclesia RP, Jobbagy EG, Jackson RB, Biganzoli F, Piñeiro G (2012) Shifts in soil organic carbon for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. *Global Change Biology*, **18**, 3237–3251.
- Ellert BH, Bettany JR (1995) Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, **75**, 529–538.
- Ellert BH, Janzen HH, VandenBygaart AJ, Bremer E (2007) Measuring change in soil organic carbon storage. In: *Soil sampling and methods of analysis*. 2nd ed. (eds Carter MR, Gregorich EG), pp. 25–38. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Espitalié J, Deroo G, Marquis F (1985) La pyrolyse Rock-Eval et ses applications. Première partie. *Oil & Gas Science and Technology*, **40**, 563–579.
- Eva HD, Huber O, Achard F et al. (2005) *A proposal for defining the geographical boundaries of Amazonia*. JRC Ispra, Office for Official Publications of the European Communities.
- Fabian P, Kohlpaintner M, Rollenbeck R (2005) Biomass Burning in the Amazon-Fertilizer for the Mountaineous Rain Forest in Ecuador. *Environmental Science and Pollution Research*, **12**, 290–296.
- Falesi IC (1976) *Ecossistema de pastagem cultivada na Amazônia brasileira*. EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido, 204 pp.
- Falloon P, Smith P, Coleman K, Marshall S (1998) Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, **30**, 1207–1211.
- Falloon P, Smith P, Coleman K, Marshall S (2000) How important is inert organic matter for predictive soil carbon modelling using the Rothamsted carbon model? *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 433–436.
- Fanin N, Hättenschwiler S, Barantal S, Schimann H, Fromin N (2011) Does variability in litter quality determine soil microbial respiration in an Amazonian rainforest? *Soil Biology and Biochemistry*, **43**, 1014–1022.
- FAO (2006) *FAO Forestry Paper*, Vol. 147 edn. FAO, Rome.

- Farella N, Lucotte M, Louchouart P, Roulet M (2001) Deforestation modifying terrestrial organic transport in the Rio Tapajós, Brazilian Amazon. *Organic Geochemistry*, **32**, 1443–1458.
- Fearnside PM, Barbosa RI (1998) Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management*, **108**, 147–166.
- Feigl BJ, Melillo J, Cerri CC (1995) Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). *Plant and Soil*, **175**, 21–29.
- Feller C (1979) Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols : application aux sols tropicaux, à textures grossières, très pauvres en humus. *Cahiers ORSTOM Série Pédologie*, **17**, 339–346.
- Feller C (1995) *La matière organique dans les sols tropicaux à argile 1 : 1. Recherche de compartiments organiques fonctionnels : une approche granulométrique*. ORSTOM, 400 + 236 p. multigr. pp.
- Feller C, Fritsch E, Poss R, Valentin C (1991) Effet de la texture sur le stockage et la dynamique des matières organiques dans quelques sols ferrugineux et ferrallitiques (Afrique de l’Ouest, en particulier). *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, **26**, 25–36.
- Ferry B, Morneau F, Bontemps J-D, Blanc L, Freycon V (2010) Higher treefall rates on slopes and waterlogged soils result in lower stand biomass and productivity in a tropical rain forest. *Journal of Ecology*, **98**, 106–116.
- Fisher MJ, Rao IM, Ayarza MA, Lascano CE, Sanz JI, Thomas RJ, Vera RR (1994) Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*, **371**, 236–238.
- Fonte SJ, Quintero DC, Velásquez E, Lavelle P (2012) Interactive effects of plants and earthworms on the physical stabilization of soil organic matter in aggregates. *Plant and Soil*, **359**, 205–214.
- Frazaõ LA, Paustian K, Pellegrino Cerri CE, Cerri CC (2013) Soil carbon stocks and changes after oil palm introduction in the Brazilian Amazon. *Global Change Biology Bioenergy*, **5**, 384–390.
- Freitas HA, Pessenda LCR, Aravena R, Gouveia SEM, de Souza Ribeiro A, Boulet R (2001) Late Quaternary Vegetation Dynamics in the Southern Amazon Basin Inferred from Carbon Isotopes in Soil Organic Matter. *Quaternary Research*, **55**, 39–46.
- Freycon V, Krencker M, Schwartz D, Nasi R, Bonal D (2010) The impact of climate changes during the Holocene on vegetation in northern French Guiana. *Quaternary Research*, **73**, 220–225.
- Fritsch J-M, Sarrailh JM (1986) Les transports solides dans l’écosystème forestier tropical humide guyanais : effets du défrichement et de l’aménagement de pâturages. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, **22**, 209–222.
- Fritsch E, Balan E, Nascimento NR et al. (2011) Deciphering the weathering processes using environmental mineralogy and geochemistry: Towards an integrated model of laterite and podzol genesis in the Upper Amazon Basin. *Comptes Rendus Geoscience*, **343**, 188–198.
- Fujisaka S, Castilla C, Escobar G, Rodrigues V, Veneklaas E, Thomas R, Fisher M (1998) The effects of forest conversion on annual crops and pastures: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **69**, 17–26.
- Gardi C, Angelini M, Barceló S et al. (2014) *Atlas de suelos de América Latina y el Caribe*, Comisión Europea, Oficina de Publicaciones de la Unión Europea edn. L-2995 Luxembourg, 176 pp.
- Gavinelli E, Feller C, Larré-Larrouy MC, Bacye B, Djegui N, Nzila J de D (1995) A routine method to study soil organic matter by particle-size fractionation: Examples for tropical soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **26**, 1749–1760.
- Glaser B, Haumaier L, Guggenberger G, Zech W (2001) The “Terra Preta” phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, **88**, 37–41.
- Gonzalez-Molina L, Etchevers-Barra JD, Paz-Pellat F, Diaz-Solis H, Fuentes-Ponce MH, Covalada-Ocon S, Pando-Moreno M (2011) Performance of the RothC-26.3 model in short-term experiments in Mexican sites and systems. *The Journal of Agricultural Science*, **149**, 415–425.
- Gottschalk P, Bellarby J, Chenu C et al. (2010) Simulation of soil organic carbon response at forest cultivation sequences using ¹³C measurements. *Organic Geochemistry*, **41**, 41–54.
- Grace J, Mitchard E, Gloor E (2014) Perturbations in the carbon budget of the tropics. *Global Change Biology*, **20**, 3238–3255.

- Granville J-J de (1992) Les formations végétales actuelles des zones côtières et subcôtières des Guyanes. In: *Evolution des littoraux de Guyane et de la zone caraïbe méridionale pendant le quaternaire* (ed Prost M-T), pp. 231–249. ORSTOM, Paris.
- Grimaldi M, Sarrazin M, Chauvel A et al. (1993) Effets de la déforestation et des cultures sur la structure des sols argileux d'Amazonie brésilienne. *Agricultures : Cahiers d'Etudes et de Recherches Francophones*, **2**, 36–47.
- Grimaldi M, Schroth G, Teixeira WG, Huwe B (2003) Soil structure. In: *Trees, crops, and soil fertility : concepts and research methods* (eds Schroth G, Sinclair FL), pp. 191–203. CABI, Wallingford.
- Guo LB, Gifford RM (2002) Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, **8**, 345–360.
- Guo LB, Wang M, Gifford RM (2007) The change of soil carbon stocks and fine root dynamics after land use change from a native pasture to a pine plantation. *Plant and Soil*, **299**, 251–262.
- Hamer U, Rumpel C, Dignac M-F (2012) Cutin and suberin biomarkers as tracers for the turnover of shoot and root derived organic matter along a chronosequence of Ecuadorian pasture soils. *European Journal of Soil Science*, **63**, 808–819.
- Hérault B, Beauchêne J, Muller F, Wagner F, Baraloto C, Blanc L, Martin J-M (2010) Modeling decay rates of dead wood in a neotropical forest. *Oecologia*, **164**, 243–251.
- Hérault B, Molto Q, Freycon V (2013) Stocks de C dans les forêts tropicales humides. Forêts naturelles & Reconstitutions post-exploitation. In: *Le carbone en forêt et en prairies issues de déforestation en Guyane, processus, bilans et perspectives* (eds Blanfort V, Stahl C), p. 76. CIRAD, Cayenne.
- Holmes KW, Chadwick OA, Kyriakidis PC, de Filho S, Eliomar P, Soares JV, Roberts DA (2006) Large-area spatially explicit estimates of tropical soil carbon stocks and response to land-cover change. *Global Biogeochemical Cycles*, **20**.
- Horbe AMC, Horbe MA, Suguio K (2004) Tropical Spodosols in northeastern Amazonas State, Brazil. *Geoderma*, **119**, 55–68.
- Humbel F-X (1977) *Note sur les sols forestiers situés au sud des savanes Combi et Changement (Sinnamary). Les sols de la station CTFT de Sinnamary : caractéristiques physiques et hydriques : premiers résultats (mai 77)*. s.n., s.l.
- Humbel F-X (1978) Caractérisation, par des mesures physiques, hydriques et d'enracinement, de sols de Guyane française à dynamique de l'eau superficielle. *Sciences du Sol*, **2**, 83–94.
- IFN (2009) Inventaire Forestier National – Changements d'occupation et d'utilisation des terres dans les départements d'Outre-Mer. *L'IF*, **23**, 3^{ème} trimestre 2009.
- IPCC (2014) Chapter 11 Agriculture, Forestry and other Land Use (AFOLU). In: *IPCC Working Group III - Mitigation of Climate Change*, Cambridge University Press edn. Cambridge.
- Ishida DA, Montes CR, Lucas Y, Pereira OJR, Merdy P, Melfi AJ (2014) Genetic relationships between ferralsols, podzols and white kaolin in Amazonia. *European Journal of Soil Science*, **65**, 706–717.
- IUSS Working Group (2007) *World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007*. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.
- Janssen BH, Wienk JF, others (1990) *Mechanized annual cropping on low fertility acid soils in the humid tropics: a case study of the Zanderij soils in Suriname.*, Vol. 90. Wageningen Agricultural University Papers, Wageningen, 230 pp.
- Janssens IA, Tête Barigah S, Ceulemans R (1998) Soil CO₂ efflux rates in different tropical vegetation types in French Guiana. *Annales des Sciences Forestières*, **55**, 671–680.
- Jehanno T (2011) *Changement d'usage des terres en Guyane : impact de la mise en valeur agricole sur les émissions de N₂O et de CO₂*. Mémoire de fin d'étude - Diplôme d'ingénieur, Ecole supérieure d'agro-développement international.
- Jenkinson DS, Ayanaba A (1977) Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions. *Soil Science Society of America Journal*, **41**, 912–915.
- Jenkinson DS, Adams DE, Wild A (1991) Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. *Nature*, **351**, 304–306.
- Jobbágy EG, Jackson RB (2000) The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications*, **10**, 423–436.

- Johnston AE, Poulton PR, Coleman K (2009) Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. In: *Advances in Agronomy*, Vol. 101 (ed Donald L. Sparks), pp. 1–57. Academic Press.
- Juveneton F (2010) *Inventaire critique de données pour la spatialisation du carbone des sols de la Guyane*. Rapport de stage de Master 1, Université Paul Valéry Montpellier 3.
- Kamoni P, Gicheru P, Wokabi S et al. (2007) Evaluation of two soil carbon models using two Kenyan long term experimental datasets. *Agriculture, ecosystems & environment*, **122**, 95–104.
- Kaonga ML, Coleman K (2008) Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecology and Management*, **256**, 1160–1166.
- Kato MSA, Kato OR, Denich M, Vlek PLG (1999) Fire-free alternatives to slash-and-burn for shifting cultivation in the eastern Amazon region: the role of fertilizers. *Field Crops Research*, **62**, 225–237.
- Koutika L-S, Bartoli F, Andreux F, Cerri CC, Burtin G, Choné T, Philippy R (1997) Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. *Geoderma*, **76**, 87–112.
- Koutika L-S, Choné T, Andreux F, Cerri CC (2000) Carbon decomposition of the topsoils and soil fractions under forest and pasture in the western Brazilian Amazon basin, Rondônia. *Biology and Fertility of Soils*, **30**, 284–287.
- Kravchenko AN, Robertson GP (2011) Whole-Profile Soil Carbon Stocks: The Danger of Assuming Too Much from Analyses of Too Little. *Soil Science Society of America Journal*, **75**, 235.
- Labanowski J, Sebastia J, Foy E, Jongmans T, Lamy I, van Oort F (2007) Fate of metal-associated POM in a soil under arable land use contaminated by metallurgical fallout in northern France. *Environmental Pollution*, **149**, 59–69.
- Lafargue E, Marquis F, Pillot D (1998) Rock-Eval 6 applications in hydrocarbon exploration, production, and soil contamination studies. *Oil & Gas Science and Technology*, **53**, 421–437.
- Lal R, Kimble JM, Follett RF, Stewart BA (1997) *Soil Processes and the Carbon Cycle*. CRC Press, 632 pp.
- Leprun J-C, Misset M, Viala A-L et al. (2001) *Cartographie agro-pédologique des sols guyanais à partir des documents existants et intégration dans un SIG : rapport général de fin de convention*. IRD, Montpellier.
- Lévêque A (1967) *Les sols ferrallitiques de Guyane française*. ORSTOM, Paris.
- Lisboa CC, Conant RT, Haddix ML, Cerri CEP, Cerri CC (2009) Soil Carbon Turnover Measurement by Physical Fractionation at a Forest-to-Pasture Chronosequence in the Brazilian Amazon. *Ecosystems*, **12**, 1212–1221.
- Liu DL, Chan KY, Conyers MK (2009) Simulation of soil organic carbon under different tillage and stubble management practices using the Rothamsted carbon model. *Soil and Tillage Research*, **104**, 65–73.
- Lucas Y, Boulet R, Domeny A (1982) Acid soils of French Guiana. In: *Management of low fertility : acid soils of the American humid Tropics : Joint Workshop* (eds Wienk JF, Wit HA de), pp. 37–48. Paramaribo (SR).
- Luizão FJ, Schubart HOR (1987) Litter production and decomposition in a terra-firme forest of Central Amazonia. *Experientia*, **43**, 259–265.
- Mackensen J, Bauhus J (2003) Density loss and respiration rates in coarse woody debris of *Pinus radiata*, *Eucalyptus regnans* and *Eucalyptus maculata*. *Soil Biology and Biochemistry*, **35**, 177–186.
- Maia SMF, Ogle SM, Cerri CEP, Cerri CC (2009) Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, **149**, 84–91.
- Maia SMF, Ogle SM, Cerri CEP, Cerri CC (2010) Soil organic carbon stock change due to land use activity along the agricultural frontier of the southwestern Amazon, Brazil, between 1970 and 2002. *Global Change Biology*, **16**, 2775–2788.
- Malhi Y, Wood D, Baker TR et al. (2006) The regional variation of aboveground live biomass in old-growth Amazonian forests. *Global Change Biology*, **12**, 1107–1138.
- Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killeen TJ, Li W, Nobre CA (2008) Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science*, **319**, 169–172.

- Manlay RJ, Masse D, Chevallier T, Russell-Smith A, Friot D, Feller C (2004) Post-fallow decomposition of woody roots in the West African savanna. *Plant and soil*, **260**, 123–136.
- Mann LK (1986) Changes in Soil Carbon Storage After Cultivation. *Soil Science*, **142**, 279–288.
- Manzoni S, Porporato A (2009) Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology and Biochemistry*, **41**, 1355–1379.
- Markewitz D, Davidson E, Moutinho P, Nepstad D (2004) Nutrient loss and redistribution after forest clearing on a highly weathered soil in Amazonia. *Ecological Applications*, **14**, 177–199.
- Mazoyer M, Roudart L (2002) *Histoire des agricultures du monde : Du néolithique à la crise contemporaine*. Seuil, Paris.
- Melo AWF (2003) *Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre*. Dissertação (mestrado), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba.
- Mitja D, de Souza Miranda I, Velasquez E, Lavelle P (2008) Plant species richness and floristic composition change along a rice-pasture sequence in subsistence farms of Brazilian Amazon, influence on the fallows biodiversity (Benfica, State of Pará). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **124**, 72–84.
- Molina J, Clapp C, Linden D, Allmaras R, Layese M, Dowdy R, Cheng H (2001) Modeling the incorporation of corn (*Zea mays* L.) carbon from roots and rhizodeposition into soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, **33**, 83–92.
- Molto Q (2012) *Estimation de la biomasse en forêt tropicale humide: propagation des incertitudes dans la modélisation de la distribution spatiale de la biomasse en Guyane Française*. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane.
- Morton DC, DeFries RS, Shimabukuro YE et al. (2006) Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **103**, 14637.
- Mosquera O, Buurman P, Ramirez BL, Amezcuita MC (2012) Carbon stocks and dynamics under improved tropical pasture and silvopastoral systems in Colombian Amazonia. *Geoderma*, **189–190**, 81–86.
- Murty D, Kirschbaum MUF, Mcmurtrie RE, Mcgilvray H (2002) Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature. *Global Change Biology*, **8**, 105–123.
- Nascimento HEM, Laurance WF (2004) Biomass dynamics in amazonian forest fragments. *Ecological Applications*, **14**, 127–138.
- Do Nascimento NR, Bueno GT, Fritsch E et al. (2004) Podzolization as a deferralitization process: a study of an Acrisol–Podzol sequence derived from Palaeozoic sandstones in the northern upper Amazon Basin. *European Journal of Soil Science*, **55**, 523–538.
- Neill C, Davidson EA (2000) Soil carbon accumulation or loss following deforestation for pasture in the Brazilian Amazon. In: *Global Climate Change and Tropical Ecosystems* (eds Kimble J, Stewart B), pp. 197–211. CRC Press, Boca Raton, Fla.
- Neill C, Melillo JM, Steudler PA, Cerri CC, de Moraes JFL, Piccolo MC, Brito M (1997) Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. *Ecological Applications*, **7**, 1216–1225.
- Nepstad D, Soares-Filho BS, Merry F et al. (2009) The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, **326**, 1350–1351.
- Nepstad D, McGrath D, Stickler C et al. (2014) Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, **344**, 1118–1123.
- Nobre CA, Obregón GO, Marengo JA, Fu R, Poveda G (2009) Characteristics of Amazonian climate: Main features. *Amazonia and Global Change*, 149–162.
- Olajuyigbe SO, Tobin B, Gardiner P, Nieuwenhuis M (2011) Stocks and decay dynamics of above- and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland. *Forest Ecology and Management*, **262**, 1109–1118.
- Pansu M, Gautheyrou J (2006) *Handbook of soil analysis : mineralogical organic and inorganic methods*. Springer, Berlin, 993 pp.
- Parton WJ, Schimel DS, Cole CV, Ojima DS (1987) Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands I. *Soil Science Society of America Journal*, **51**, 1173.

- Paterson E (2003) Importance of rhizodeposition in the coupling of plant and microbial productivity. *European Journal of Soil Science*, **54**, 741–750.
- Paul K (2001) Temperature and moisture effects on decomposition. (eds Kirschbaum MUF, Mueller R), pp. 95–102. Canberra, Australia.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA (2007) Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, **11**, 1633–1644.
- Penman J, Gytarsky M, Hiraishi T et al. (2003) *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. Institute for Global Environmental Strategies, Kanagawa, Japan, 632 pp.
- Pérez MAP, Moreira-Turcq P, Gallard H, Allard T, Benedetti MF (2011) Dissolved organic matter dynamic in the Amazon basin: Sorption by mineral surfaces. *Chemical Geology*, **286**, 158–168.
- Perrin A-S, Fujisaki K, Petitjean C et al. (2014) Conversion of forest to agriculture in Amazonia with the chop-and-mulch method: Does it improve the soil carbon stock? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **184**, 101–114.
- Petitjean C (2009) *Impact de l'anthropisation sur le fonctionnement microbien des sols: cas des sites miniers désactivés en forêt tropicale humide guyanaise*. Rapport de stage de Master 2 Bio-ressources Bio-ressources des milieux tropicaux et méditerranéens, Université Paris 12.
- Petitjean C (2013) *Mesures in situ et simulations des flux de N₂O émis par les sols. Cas du changement d'usage des terres en Guyane: déforestation par la méthode "chop-and-mulch" suivie de la mise en valeur agricole. Mesures in situ et simulations des flux de N₂O*. Thèse de doctorat, Université des Antilles et de la Guyane, France.
- Pinto HS, Assad ED (2013) *Mitigando mudanças climáticas no setor agrícola. Estoques de carbono nos solos do Brasil*. Embrapa, UNICAMP.
- Powlson DS, Stirling CM, Jat ML, Gerard BG, Palm CA, Sanchez PA, Cassman KG (2014) Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, **4**, 678–683.
- Rao IM, Gomide JA, Mattos WR, Silva da SC (2001) Adapting tropical forages to low-fertility soils. In: *Proceedings of the XIX International Grassland Congress. Brazilian Society of Animal Husbandry, Piracicaba, Brazil*, pp. 247–254.
- Redifi I (2013) *Contribution à la détermination des apports de carbone racinaire en milieu tropical*. Mémoire de stage de 2ème année d'ingénieur, Montpellier SupAgro.
- Reichert JM, Bervald CMP, Rodrigues MF, Kato OR, Reinert DJ (2014) Mechanized land preparation in eastern Amazon in fire-free forest-based fallow systems as alternatives to slash-and-burn practices: Hydraulic and mechanical soil properties. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **192**, 47–60.
- Robert M, Saugier B (2003) Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *Comptes Rendus Geoscience*, **335**, 577–595.
- Rochette P (2008) No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. *Soil and Tillage Research*, **101**, 97–100.
- Rodríguez Rodríguez A, Arbelo CD, Guerra JA, Mora JL, Armas CM (2005) Organic carbon in forest Andosols of the Canary Islands and effects of deforestation on carbon losses by water erosion. In: *Soil Erosion and Carbon Dynamics* (eds Roose EJ, Lal R, Feller C, Barthès B, Stewart BA), pp. 73–86. CRC Press.
- Rossi JP, Celini L, Mora P et al. (2010) Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macroinvertebrate diversity: A case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **135**, 148–154.
- Rousseau GX, dos Santos Silva PR, José C, Carvalho CJRD (2010) Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from eastern Brazilian Amazonia. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, 117–134.
- Saenger A, Cécillon L, Sebag D, Brun J-J (2013) Soil organic carbon quantity, chemistry and thermal stability in a mountainous landscape: A Rock–Eval pyrolysis survey. *Organic Geochemistry*, **54**, 101–114.
- Saffih-Hdadi K, Mary B (2008) Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology and Biochemistry*, **40**, 594–607.

- Salimon C, Wadt PG, Alves S (2009) Decrease in carbon stocks in an oxisol due to land use and cover change in southwestern Amazon. *Ambiente e Agua*, **4**, 57–65.
- Schmidt MWI, Torn MS, Abiven S et al. (2011) Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, **478**, 49–56.
- Schulze ED, Freibauer A (2005) Environmental science: Carbon unlocked from soils. *Nature*, **437**, 205–206.
- Sebag D, Disnar JR, Guillet B, Di Giovanni C, Verrecchia EP, Durand A (2006) Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by “Rock-Eval pyrolysis”: bulk characterization and quantification of degradation. *European journal of soil science*, **57**, 344–355.
- Shirato Y, Paisanchoen K, Sangtong P, Nakviro C, Yokozawa M, Matsumoto N (2005) Testing the Rothamsted Carbon Model against data from long-term experiments on upland soils in Thailand. *European Journal of Soil Science*, **56**, 179–188.
- Shirato Y, Jomura M, Wagai R, Kondo M, Tanabe K, Uchida M (2013) Deviations between observed and RothC-simulated $\Delta^{14}C$ values despite improved IOM initialization. *European Journal of Soil Science*, **64**, 576–585.
- Silva Júnior ML, Desjardins T, Sarrazin M, Melo VS, Martins PFS, Santos ER, Carvalho CJR (2009) Carbon content in Amazonian Oxisols after forest conversion to pasture. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, **33**, 1603–1611.
- Six J, Jastrow JD (2002) Organic matter turnover. In: *Encyclopedia of soil science* (ed Lal T), pp. 936–942. Marcel Dekker, New York.
- Six J, Elliott ET, Paustian K (2000) Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**, 2099–2103.
- Skole D, Tucker C (1993) Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon. Satellite data from 1978 to 1988. *Science*, **260**, 1905–1910.
- Smith P (2008) Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **81**, 169–178.
- Solomon D, Lehmann J, Kinyangi J et al. (2007) Long-term impacts of anthropogenic perturbations on dynamics and speciation of organic carbon in tropical forest and subtropical grassland ecosystems. *Global Change Biology*, **13**, 511–530.
- Soubiès F (1979) Existence d’une phase sèche en Amazonie brésilienne datée par la présence de charbons dans les sols (6000-3000 ans B.P.). *Cahiers ORSTOM. Série Géologie*, **11**, 133–148.
- Souza PJ de OP de, Farias JRB, Abreu JPM de M e, Ribeiro A, Rocha EJP da, Botelho M do N, Sousa AML de (2011) Simulation of soybean growth and yield under northeastern Amazon climatic conditions. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **46**, 567–577.
- Souza Braz AM, Fernandes AR, Alleoni LRF (2013) Soil Attributes After the Conversion from Forest to Pasture in Amazon. *Land Degradation & Development*, **24**, 33–38.
- Stocking MA (2003) Tropical soils and food security: the next 50 years. *Science*, **302**, 1356–1359.
- Stockmann U, Adams MA, Crawford JW et al. (2013) The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **164**, 80–99.
- Swift MJ, Heal OW, Anderson JM (1979) *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Blackwell Press, Oxford, 372 pp.
- Tivet F, de Moraes Sá JC, Lal R et al. (2013) Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. *Soil and Tillage Research*, **126**, 203–218.
- Topoliantz S, Ponge J-F, Lavelle P (2006) Humus components and biogenic structures under tropical slash-and-burn agriculture. *European Journal of Soil Science*, **57**, 269–278.
- Trumbore SE, Davidson EA, Barbosa de Camargo P, Nepstad DC, Martinelli LA (1995) Belowground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles*, **9**, 515–528.
- Trumbore S, Da Costa ES, Nepstad DC et al. (2006) Dynamics of fine root carbon in Amazonian tropical ecosystems and the contribution of roots to soil respiration. *Global Change Biology*, **12**, 217–229.
- Turenne J-F (1975) *Modes d’humification et différenciation podzolique dans deux toposéquences guyanaises*. ORSTOM, Paris.

- Turenne J-F (1977) Culture itinérante et jachère forestière en Guyane : Evolution de la matière organique. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, **15**, 449–461.
- Vermue A (2010) *Impacts of different land uses after deforestation on the denitrification and the N₂O emissions by soils in French Guiana*. Rapport de stage de master 2 Géobiosphère, Université de Bourgogne.
- Viard A (2010) *Conception d'itinéraires techniques à faible impact environnemental pour le développement des cultures annuelles en Guyane française*. Mémoire de fin d'étude - Diplôme d'ingénieur, AgroCampus Ouest.
- Virto I, Barré P, Burlot A, Chenu C (2012) Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, **108**, 17–26.
- Volkoff B, Cerri CC (1988) L'humus des sols du Brésil : nature et relations avec l'environnement. *Cahiers ORSTOM. Série Pédologie*, **24**, 83–95.
- Wambeke A van (1992) *Soils of the tropics: properties and appraisal*. McGraw-Hill, New York, 374 pp.
- Watson RT, Noble IR, Bolin B, Ravindranath NH, Verardo DJ, Dokken DJ (eds.) (2000) *Land use, land-use change and forestry: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 375 pp.
- Zhang W, Wang X, Wang S (2013) Addition of External Organic Carbon and Native Soil Organic Carbon Decomposition: A Meta-Analysis. *PLoS ONE*, **8**, e54779.
- Zimmermann M, Leifeld J, Schmidt M, Smith P, Fuhrer J (2007) Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, **58**, 658–667.

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| <i>Figure 1.1 : Dynamique des surfaces forestières dans le monde ; classement par pays (FAO, 2006, modifié).....</i> | 19 |
| <i>Figure 1.2 : Déforestation en Amazonie brésilienne.....</i> | 20 |
| <i>Figure 1.3 : Evolution temporelle des taux de déforestation et des surfaces concernées par des politiques de gestion des zones forestières en Amazonie brésilienne (Nepstad et al., 2014).</i> | 21 |
| <i>Figure 1.4 : Facteurs de l'évolution des stocks de COS après installation de pâturages en Amazonie (Neill & Davidson, 2000).</i> | 23 |
| <i>Figure 1.5 : Effet des précipitations sur la dynamique des stocks de COS après déforestation.....</i> | 23 |
| <i>Figure 1.6 : Schéma du remplacement du carbone dans le cas d'un changement de végétation (Balesdent, 1991).</i> | 29 |
| <i>Figure 1.7 : Localisation des sites amazoniens compilés dans notre méta-analyse.</i> | 33 |
| <i>Figure 1.8 : Variabilité des stocks de COS après déforestation (prairies n = 52 ; cultures n = 18) toutes profondeurs d'échantillonnage considérées.</i> | 35 |
| <i>Figure 1.9 : Effet des précipitations annuelles (PAM) et du stock de COS sous forêt sur la variation du stock de COS après déforestation et mise en prairie.</i> | 37 |
| <i>Figure 1.10 : Effet du type de gestion des prairies sur la variation du stock de COS après déforestation. Les box plots représentent la médiane, les quartiles, les déciles (moustaches) et les outliers.....</i> | 39 |
| <i>Figure 1.11 : Effet du travail du sol sur la dynamique du COS dans les comparaisons forêt - cultures.</i> | 40 |
| <i>Figure 1.12 : Décroissance du COS forestier $C3t_x$ dans les prairies.....</i> | 41 |
| <i>Figure 1.13 : Dynamique du COS marqué $C3t_0$ (carbone forestier) et $C4$ (carbone prairial) dans les prairies.</i> | 42 |
| <i>Figure 1.14 : Influence de l'argile sur le stock de COS sous forêt, sur la couche 0-20 ou 0-30 cm. ...</i> | 46 |
| <i>Figure 1.15 : Compartiments du carbone étudiés sous forêt et dans les agroécosystèmes après déforestation. C_v : stock de COS des refus végétaux > 2 mm sur la couche 0-30 cm ; $C30$: stock de COS de la terre fine < 2mm sur la couche 0-30 cm ; $CR100$: stock de C racinaire jusqu'à 100 cm ; $CI100$: stock de COS jusqu'à 100 cm ; CB : stock de C des débris de bois > 4 mm ; CL : stock de C des litières.</i> | 52 |
| <i>Figure 2.1 : Localisation de la Guyane.</i> | 56 |
| <i>Figure 2.2 : Schéma de l'organisation géomorphologique en Guyane (Boulet, 1985).</i> | 58 |
| <i>Figure 2.3 : Classes agronomiques des sols sur le littoral guyanais (Borron, 2007).....</i> | 61 |
| <i>Figure 2.4 : Localisation du site expérimental de Combi.</i> | 65 |
| <i>Figure 2.5 : Précipitations et températures mensuelles moyennes à Sinnamary sur la période 1970-2009.....</i> | 66 |
| <i>Figure 2.6 : Température du sol (couche 0-10 cm), humidité volumique du sol (couche 0-20 cm) et pluviométrie enregistrée sur le site de Combi.....</i> | 67 |
| <i>Figure 2.7 : Localisation des points de prélèvement sous forêt.....</i> | 68 |
| <i>Figure 2.8 : Profil de sol sous forêt sur le site de Combi.....</i> | 69 |
| <i>Figure 2.9 : Granulométrie des deux fosses sous forêt incluant les refus minéraux > 2 mm.</i> | 70 |

| | |
|---|------------|
| <i>Figure 2.10 : Déboisement et préparation du sol à Combi.....</i> | <i>77</i> |
| <i>Figure 2.11 : Plan expérimental du site de Combi (P = Prairie, SC = Semis conventionnel, SD = Semis direct).....</i> | <i>79</i> |
| <i>Figure 2.12 : Chronologie du suivi environnemental sur le site de Combi.</i> | <i>81</i> |
| <i>Figure 2.13 : Localisation des points de prélèvements des sols dans les parcelles cultivées.....</i> | <i>84</i> |
| <i>Figure 2.14 : Récapitulatif des compartiments du carbone du sol étudiés à Combi.</i> | <i>93</i> |
| <i>Figure 3.1 : Stocks des débris de bois > 4 mm au cours du temps, exprimés en matière sèche.</i> | <i>103</i> |
| <i>Figure 3.2 : Pic S2 de la pyrolyse Rock-Eval pour des débris de bois frais (T0) et un échantillon de débris de bois âgés de 4 ans.....</i> | <i>104</i> |
| <i>Figure 3.3 : Stocks des pools de carbone résistant et labile des débris de bois > 4 mm au cours du temps dans la couche 0-30 cm.....</i> | <i>106</i> |
| <i>Figure 3.4 : Relation entre le R400 et le rapport C/N des débris de bois > 4 mm.</i> | <i>109</i> |
| <i>Figure 4.1 : Variations de stocks de COS total entre la forêt et les systèmes de cultures dans la couche 0-30 cm jusqu'à 5 années après déforestation.....</i> | <i>124</i> |
| <i>Figure 4.2 : Profils de densité apparente (DA) jusqu'à 100 cm de profondeur 5 ans après déforestation.....</i> | <i>125</i> |
| <i>Figure 4.3 : Teneurs en COS des systèmes cultivés 5 ans après déforestation et de la forêt jusqu'à 100 cm de profondeur.</i> | <i>126</i> |
| <i>Figure 4.4 : Stock de carbone racinaire jusqu'à 100 cm dans les systèmes cultivés 5 ans après déforestation et sous forêt (échantillonnée en 2013).</i> | <i>128</i> |
| <i>Figure 4.5 : Profils $\delta^{13}C$ de 4 sols sous forêt du site de Combi.....</i> | <i>130</i> |
| <i>Figure 4.6 : Profils $\delta^{13}C$ moyen sous forêt (n = 4) et sous prairie 5 ans après déforestation, jusqu'à 40 cm de profondeur.....</i> | <i>131</i> |
| <i>Figure 4.7 : Stock de COS-C3 et COS-C4 (terre fine) dans la couche 0-30 cm des sols sous forêt (échantillonnée en 2008, Fo) et sous prairie (P) 5 ans après déforestation.</i> | <i>132</i> |
| <i>Figure 4.8 : Profils $\delta^{13}C$ des racines < 4 mm sous forêt et sous prairie 5 ans après déforestation. ..</i> | <i>133</i> |
| <i>Figure 4.9 : Stock de C-C3 et C-C4 dans l'ensemble des racines du sol sous prairie âgée de 5 ans et sous forêt.</i> | <i>133</i> |
| <i>Figure 4.10 : Taux de recouvrement en carbone des fractions de sol (somme des teneurs en C de chaque fraction / teneur en C de l'échantillon avant fractionnement) pour les quatre systèmes étudiés (F = forêt, P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct).</i> | <i>136</i> |
| <i>Figure 4.11 : Variation des teneurs en COS des fractions du sol entre les systèmes cultivés et la forêt (P = prairie, SC = semis conventionnel, SD = semis direct).....</i> | <i>138</i> |
| <i>Figure 4.12 : $\delta^{13}C$ des fractions granulométriques du sol sous forêt et sous prairie 4 ans après déforestation.....</i> | <i>140</i> |
| <i>Figure 4.13 : Nombre d'échantillons nécessaires pour mettre en évidence une variation de stock de COS après déforestation à Combi avec une P value de 0,10, pour un coefficient de variation des stocks de 11 %.</i> | <i>143</i> |
| <i>Figure 4.14 : Profils forestiers $\delta^{13}C$ mesurés à Paracou (figure de gauche, Freycon et al., 2010), et profils $\delta^{13}C$ forestiers mesurés en Amazonie et dans le Roraima, à proximité de savanes (figure de droite, Desjardins et al., 1996).....</i> | <i>144</i> |
| <i>Figure 4.15 : Variations de stocks de C < 2mm (terre fine) et C > 2 mm (Refus végétaux) entre chaque date de prélèvement.....</i> | <i>147</i> |

| | |
|--|------------|
| <i>Figure 4.16 : Stock de carbone de la litière forestière, des débris de bois > 4 mm, des autres fragments végétaux > 2 mm et de la terre fine au moment de la déforestation et dans les sols cultivés jusqu'à 4 ans après déboisement.....</i> | <i>148</i> |
| <i>Figure 4.17 : COS-C3 (carbone dérivé de la forêt) sous prairie exprimé par rapport au stock de COS présent sous forêt à Combi et dans les chronoséquences amazoniennes.....</i> | <i>150</i> |
| <i>Figure 4.18 : Variations de stocks de COS (terre fine uniquement) après déforestation dans les prairies « améliorées » amazoniennes âgées en moyenne de 15 ans, et dans la prairie âgée de 5 ans à Combi.....</i> | <i>152</i> |
| <i>Figure 4.19 : Accumulation du COS-C4 dans les prairies amazoniennes dans la couche 0-20/30 cm.....</i> | <i>153</i> |
| <i>Figure 4.20 : Variation de stocks de COS (terre fine uniquement) dans la couche 0-20/30 cm après déforestation dans les systèmes à cultures annuelles en Amazonie et à Combi.....</i> | <i>156</i> |
| <i>Figure 5.1 : Structure du modèle RothC.....</i> | <i>162</i> |
| <i>Figure 5.2 : Effet de l'argile sur le partitionnement CO₂ / (HUM+Bio) dans le modèle RothC.....</i> | <i>164</i> |
| <i>Figure 5.3 : Représentation des différentes composantes du carbone produit par les plantes et arrivant au sol.....</i> | <i>168</i> |
| <i>Figure 5.4 : Valeur des coefficients de décomposition du carbone par le modèle RothC dans la situation à l'équilibre du sol sous forêt à Combi.....</i> | <i>171</i> |
| <i>Figure 5.5 : Estimation du rapport S/R (carbone de la biomasse aérienne / carbone de la biomasse racinaire) nécessaire pour stocker 5 ans après déforestation 10,4 t COS-C4 ha⁻¹ dans le sol sous prairie (0-30 cm).....</i> | <i>172</i> |
| <i>Figure 5.6 : Impact du mode d'apport de carbone forestier (litière, racines, débris de bois) et de son rapport DPM/RPM sur la prédiction des stocks de carbone, dans le cas du système en semis conventionnel.....</i> | <i>174</i> |
| <i>Figure 5.7 : Simulation des stocks de COS de la couche 0-30 cm des 3 systèmes de culture par le modèle RothC.....</i> | <i>176</i> |
| <i>Figure 5.8 : Comparaison des stocks de RPM (resistant plant material) prédit par RothC et des stocks de COS de la fraction 50-2000 µm (correspondant aux matières organiques particulières) des sols de Combi dans la couche 0-30 cm.....</i> | <i>177</i> |
| <i>Figure 5.9 : Flux de CO₂ hétérotrophe (respiration du sol) mesuré à Combi et simulé par RothC... ..</i> | <i>178</i> |
| <i>Figure 5.10 : Simulation de l'accumulation du carbone prairial (C4) et de la décroissance du carbone forestier (C3) à long terme dans la prairie de Combi dans la couche 0-30 cm.....</i> | <i>179</i> |
| <i>Figure 5.12 : Modélisation de l'impact des apports de carbone forestier sur le devenir des stocks de COS à long terme, dans le cas du semis conventionnel (couche 0-30 cm).....</i> | <i>181</i> |
| <i>Figure 5.13 : Modélisation de l'impact d'une réduction des apports de carbone par les cultures annuelles sur les stocks de COS, dans le système semis conventionnel (couche 0-30 cm).....</i> | <i>182</i> |
| <i>Figure 5.14 : Simulation des stocks de COS dans le semis direct en testant l'effet d'une sous-estimation des restitutions aériennes du soja et du maïs de 25 %.....</i> | <i>186</i> |
| <i>Figure 5.15 : Simulation à long terme des stocks de COS en semis conventionnel en considérant une augmentation de la température liée à la déforestation de 4°C.....</i> | <i>190</i> |
| <i>Figure 6.1 : Schéma du devenir de la matière organique apportée par la méthode de déforestation (litière, racines, débris de bois).....</i> | <i>195</i> |
| <i>Figure 6.2 : Stocks et flux de carbone et de gaz à effet de serre sous forêt et 5 ans après déforestation.....</i> | <i>202</i> |

LISTE DES TABLEAUX

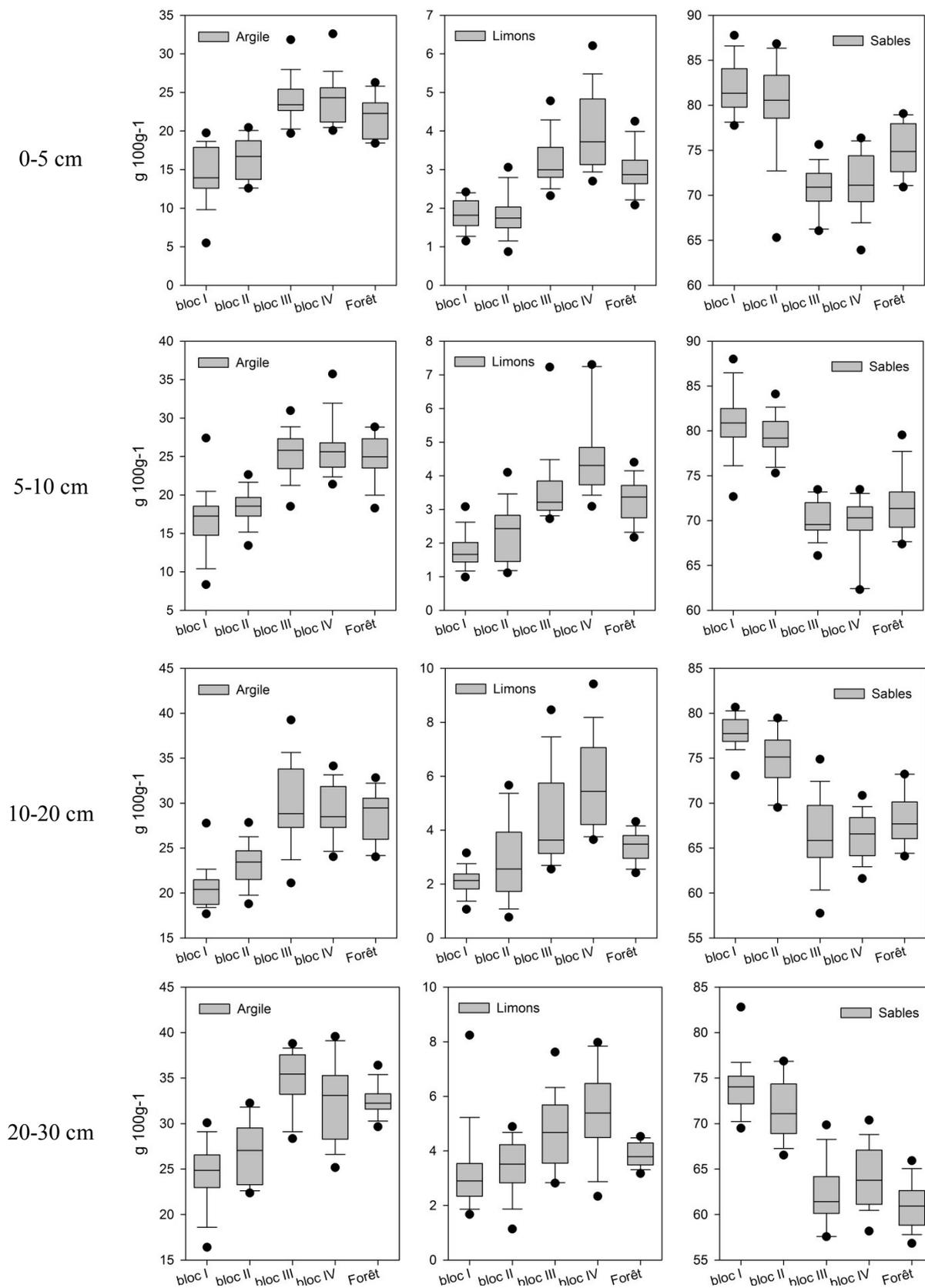
| | |
|---|-----|
| <i>Tableau 1.1 : Méta-analyses sur les stocks de carbone organique des sols (COS) après déforestation.</i> | 22 |
| <i>Tableau 1.2 : Etudes amazoniennes compilées. Pa = Prairies, Cr = Cultures annuelles, Mix = systèmes mixtes prairies-cultures.</i> | 32 |
| <i>Tableau 1.3 : Stocks de COS sous forêt, prairies et cultures (couche 0-20 ou 0-30 cm) et variations des stocks de COS après déforestation.</i> | 34 |
| <i>Tableau 1.4 : Régressions linéaires multiples des variations de stocks de COS dans les prairies (n = 52) et cultures (n = 18) après déforestation.</i> | 36 |
| <i>Tableau 1.5 : Matrice de corrélation des variables pédoclimatiques dans les prairies et cultures après déforestation.</i> | 36 |
| <i>Tableau 1.6 : Régressions linéaires multiples du COS C3t₀ et C4.</i> | 42 |
| <i>Tableau 1.7 : δ¹³C de la végétation prairiale dans quelques études amazoniennes.</i> | 47 |
| <i>Tableau 2.1 : Analyse mécanique de la terre fine des sols sous forêt.</i> | 71 |
| <i>Tableau 2.2 : Propriétés chimiques des sols sous forêt.</i> | 72 |
| <i>Tableau 2.3 : Composantes des stocks de COS sous forêt.</i> | 73 |
| <i>Tableau 2.4 : Stocks de carbone de la terre fine et des refus végétaux des sols sous forêt.</i> | 75 |
| <i>Tableau 2.5 : Restitutions et exportations de matière sèche et de carbone sur le site de Combi.</i> | 82 |
| <i>Tableau 2.6 : Caractéristiques des profils de sols sous forêt analysés par isotopie δ¹³C.</i> | 91 |
| <i>Tableau 3.1 : Détermination des paramètres de la pyrolyse Rovk-Eval (Behar et al., 2001, adapté) et calcul des pools du carbone des débris de bois.</i> | 102 |
| <i>Tableau 3.2 : Teneurs et stocks de carbone, paramètres Rock-Eval et pools de carbone des débris de bois > 4 mm au cours du temps.</i> | 105 |
| <i>Tableau 4.1 : Densité apparente du sol et teneur en C de la terre fine < 2 mm dans les sols sous forêt et des systèmes cultivés (Prairie P, Semis conventionnel SC, semis direct SD) jusqu'à 5 ans après déforestation.</i> | 118 |
| <i>Tableau 4.2 : Stocks de COS de la terre fine (C<sub>2</sub>) et des refus végétaux (C>sub>2) dans les sols sous forêt et des systèmes cultivés jusqu'à 5 ans après déforestation.</i> | 121 |
| <i>Tableau 4.3 : Stocks de COS 0-30 cm jusqu'à 5 ans après déforestation.</i> | 122 |
| <i>Tableau 4.4 : Stock de C>sub>2 à T5 dans la couche 0-30 cm, selon la prise en compte ou non du poids de cendres des refus végétaux > 2 mm.</i> | 123 |
| <i>Tableau 4.5 : Conséquences de l'expression des stocks de carbone à masse équivalente de sol : exemple de la terre fine (C<sub>2</sub>) 5 ans après déforestation, pour la couche 0-30 cm.</i> | 124 |
| <i>Tableau 4.6 : Stock de COS de la terre fine des sols 5 ans après déforestation jusqu'à 100 cm de profondeur.</i> | 127 |
| <i>Tableau 4.7 : Stock de C racinaire sur l'ensemble de la couche 0-100 cm 5 ans après déforestation.</i> | 129 |
| <i>Tableau 4.8 : Stocks de COS d'origine forestière et prairial dans les sols sous prairie 5 ans après déforestation.</i> | 131 |
| <i>Tableau 4.9 : Comparaison des masses de fractions de sol obtenues par analyse mécanique avec attaque de la matière organique (Méca) et par fractionnement granulométrique (Frac).</i> | 135 |

| | |
|---|-----|
| <i>Tableau 4.10 : Répartition du carbone dans les fractions du sol jusqu'à 30 cm de profondeur sous forêt et 4 ans après déforestation.</i> | 137 |
| <i>Tableau 4.11 : Teneurs en COS de la terre fine et carbone marqué C3 (origine forestière) et C4 (origine prairie) pour le sol sous forêt et sous prairie 4 ans après déforestation.</i> | 141 |
| <i>Tableau 4.12 : Densité apparente des sols cultivés (g cm^{-3}) mesurée à T5 (novembre 2013) dans les fosses (méthode à l'eau) ou par prélèvement à la tarière à cylindre jusqu'à 30 cm de profondeur...</i> | 142 |
| <i>Tableau 4.13 : Apports de carbone suite à la déforestation.</i> | 146 |
| <i>Tableau 4.14 : Restitutions aériennes annuelles des systèmes semis conventionnel et semis direct à Combi.</i> | 157 |
| <i>Tableau 5.1 : Détermination des coefficients de décomposition a, b, et c du modèle RothC</i> | 163 |
| <i>Tableau 5.2 : Données d'entrée et de sortie du modèle RothC.</i> | 165 |
| <i>Tableau 5.3 : Paramètres statistiques d'évaluation des simulations de stocks de COS par le modèle RothC.</i> | 170 |
| <i>Tableau 5.4 : Apports de carbone marqué C4 (issu de la <i>Brachiaria ruziziensis</i>) à Combi.</i> | 172 |
| <i>Tableau 5.5 : Evaluation des prédictions des stocks de COS par le modèle RothC.</i> | 175 |
| <i>Tableau 6.1 : Flux de carbone organique dissous (COD) et total (COT) exportés par les eaux de percolation du sol à Combi, et flux de CH_4 et de N_2O, pour les années 2012 et 2013.</i> | 199 |

ANNEXES

| | |
|---|------------|
| <i>Annexe 1 : Comparaison de la granulométrie du sol entre les 4 blocs (prélèvements des sols en novembre 2009) et les sols de la forêt.....</i> | <i>230</i> |
| <i>Annexe 2 : Analyse des effets de bloc sur plusieurs variables : Refus minéraux > 2 mm (R. min), Densité apparente (DA), Teneurs en COS de la terre fine ([COS]), Stock de COS de la terre fine < 2 mm (Stk C TF), Stock de COS des refus végétaux > 2 mm (Stk C Rv), Stock de COS total (Stk Ctot).</i> | <i>231</i> |
| <i>Annexe 3 : Valeurs de $\delta^{13}C$ du sol sous forêt (moyenne de 4 profils prélevés en 2008, 2012 et 2013) et sous prairie 5 ans après déforestation jusqu'à 40 cm de profondeur.</i> | <i>232</i> |
| <i>Annexe 4 : Valeurs de $\delta^{13}C$ des fractions de sol sous forêt et sous prairie 4 ans après déforestation. Pour la couche 0-5 cm, la moyenne est suivie de l'erreur standard (n = 3).</i> | <i>232</i> |
| <i>Annexe 5 : Evolution temporelle des stocks de litières de soja et de maïs sur l'année 2012-2013.</i> | <i>233</i> |
| <i>Annexe 6 : Schéma du dispositif des plaques lysimétriques installées sur le site de Combi</i> | <i>234</i> |
| <i>Annexe 7 : Flux de CO₂, CH₄ et N₂O mesurés à Combi entre avril 2011 et avril 2014. Mesure par la méthode des chambres statiques.</i> | <i>235</i> |
| <i>Annexe 8 : Densité apparente, masse et carbone des fractions obtenues par fractionnement à sec de monolithes 0-20 cm prélevés en mai 2013.</i> | <i>236</i> |
| <i>Annexe 9 : Distribution granulométrique (avec attaque de la MO), masse des fractions et C associé aux fractions des agrégats bruns >4mm (FB>4) isolés dans monolithes 0-20 cm prélevés en mai 2013</i> | <i>237</i> |
| <i>Annexe 10 : Valeurs de $\delta^{13}C$ des agrégats bruns > 4 mm (Bulk Fb > 4 mm) et des fractions >50 μ et < 2 μm issues des agrégats bruns > 4 mm, dans le sol sous forêt et sous prairie, et valeurs de stocks COS-C4 (carbone d'origine prairiale) et de % de COS-C4 dans la prairie.....</i> | <i>237</i> |

Annexe 1 : Comparaison de la granulométrie du sol entre les 4 blocs des systèmes de culture (prélèvements des sols en novembre 2009) et les sols de la forêt. Les box plots affichent la médiane, les quartiles, déciles et les outliers. $n = 24$ pour chaque bloc, $n = 17$ pour les sols de la forêt.



Annexe 2 : Analyse des effets de bloc sur plusieurs variables : Refus minéraux > 2 mm (R. min), Densité apparente (DA), Teneurs en COS de la terre fine ([COS]), Stock de COS de la terre fine < 2 mm (Stk C TF), Stock de COS des refus végétaux > 2 mm (Stk C Rv), Stock de COS total (Stk Ctot). Les chiffres entre parenthèses correspondent au bloc où la variable testée est statistiquement plus élevée que pour les autres blocs à $P < 0,05$ (4 blocs, $n = 6$ échantillons par bloc). Comparaisons de moyennes réalisées par ANOVA ou test de Kruskal-Wallis selon la normalité et l'homogénéité des variances.

| Effet bloc ? | | Novembre 2011 (T3) | | | Novembre 2012 (T4) | | | Novembre 2013 (T5) | | |
|----------------------------------|-------------|--------------------|-------------|----------------|--------------------|-------------|-----------------|--------------------|-------------|--------------|
| Variable | Couche / cm | Prairie | Semis conv. | Semis direct | Prairie | Semis conv. | Semis direct | Prairie | Semis conv. | Semis direct |
| R. min / g 100g ⁻¹ | 0-5 | oui (IV) | oui (IV) | non | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) |
| | 5-10 | oui (IV) | oui (IV) | oui (I et III) | oui (IV) | oui (IV) | oui (IV et III) | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) |
| | 10-20 | oui (IV) | oui (IV) | non | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) | oui (IV) | non | non |
| | 20-30 | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) | oui (IV) | oui (IV) | oui (III) |
| DA / g cm ⁻³ | 0-5 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| | 5-10 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| | 10-20 | non | non | non | non | non | non | oui (IV) | non | non |
| | 20-30 | non | non | oui (II) | oui (I) | oui (I) | non | non | non | non |
| [COS] / g 100g ⁻¹ | 0-5 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| | 5-10 | non | oui (III) | non | non | non | non | non | non | non |
| | 10-20 | non | oui (I) | oui (III) | non | non | non | non | non | non |
| | 20-30 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| Stk C TF / t ha ⁻¹ | 0-5 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| | 5-10 | non | oui (III) | oui (III) | non | non | non | non | non | non |
| | 10-20 | non | oui (I) | non | non | non | non | non | non | non |
| | 20-30 | non | oui (I) | non | non | non | non | non | non | non |
| Stk C Rv / t ha ⁻¹ | 0-5 | non | oui (III) | oui (III) | non | non | non | non | non | oui (III) |
| | 5-10 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| | 10-20 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| | 20-30 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |
| Stk Ctot | 0-30 | non | non | non | non | non | non | non | non | non |

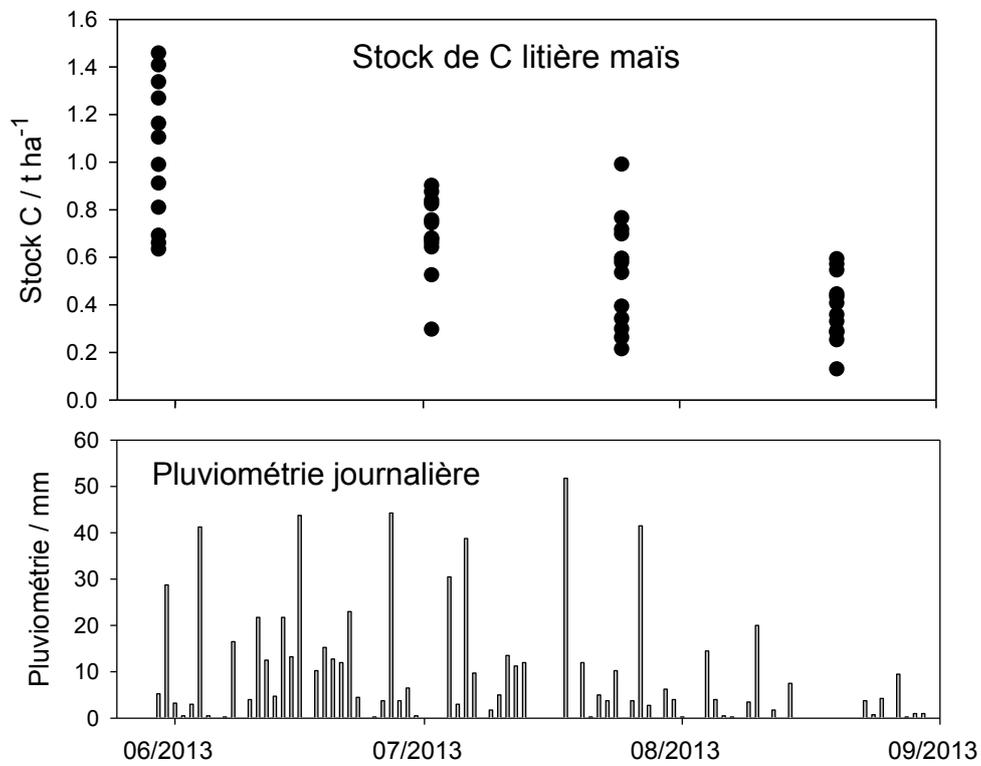
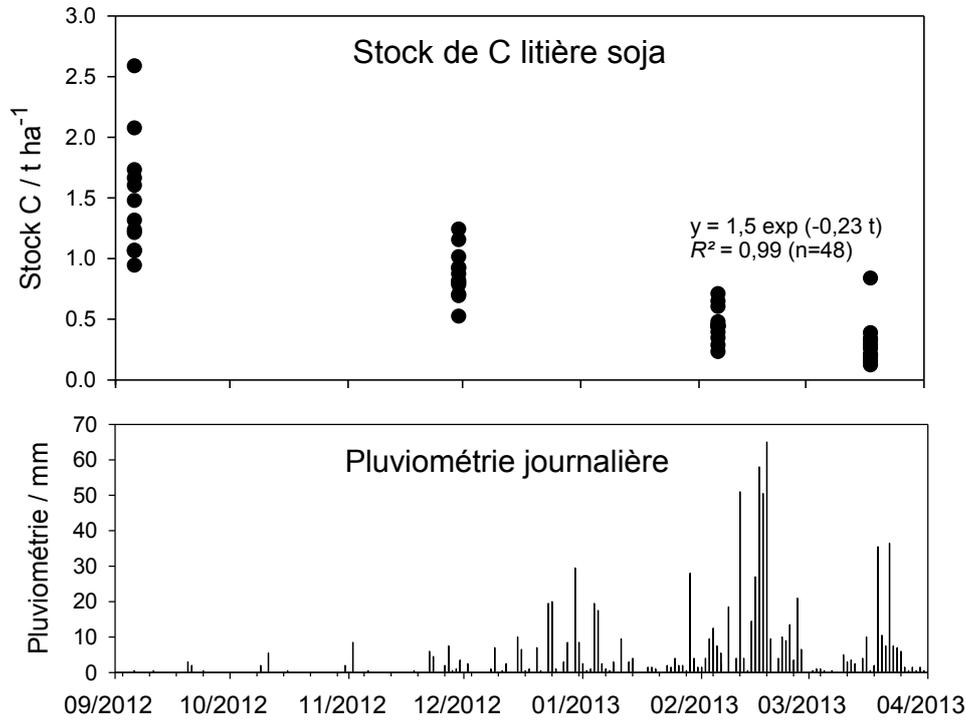
Annexe 3 : Valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ du sol sous forêt (moyenne de 4 profils prélevés en 2008, 2012 et 2013) et sous prairie 5 ans après déforestation jusqu'à 40 cm de profondeur. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard.

| Couche / cm | Rapport isotopique $\delta^{13}\text{C}$ du sol / ‰ | | | | |
|-------------|---|---|----------|---------|-------------------|
| | Forêt | Prairie 5 ans après déforestation (nov. 2013) | | | |
| | Moy \pm SE | Bloc I | Bloc III | Bloc IV | Moy \pm SE |
| 0-10 | -28,47 \pm 0,45 | -23,14 | -23,87 | -23,70 | -23,57 \pm 0,22 |
| 10-20 | -27,17 \pm 0,27 | -24,86 | -25,44 | -25,13 | -25,14 \pm 0,17 |
| 20-30 | -25,97 \pm 0,23 | -23,87 | -24,99 | -24,50 | -24,45 \pm 0,32 |
| 30-40 | -24,56 \pm 0,12 | -22,02 | -24,30 | -23,66 | -23,33 \pm 0,68 |

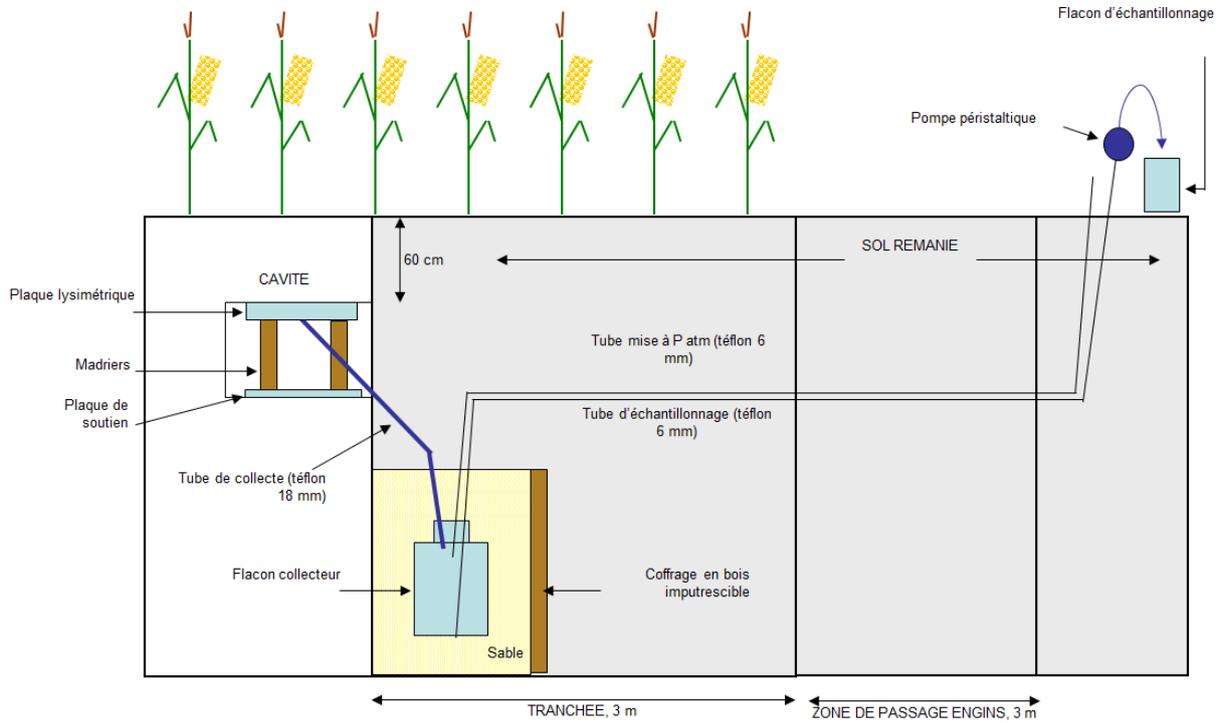
Annexe 4 : Valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des fractions de sol sous forêt et sous prairie 4 ans après déforestation. Pour la couche 0-5 cm, la moyenne est suivie de l'erreur standard ($n = 3$). Pour les autres couches, $n = 1$.

| Couche / cm | Fraction / μm | $\delta^{13}\text{C}$ fraction / ‰ | |
|-------------|--------------------------|------------------------------------|-------------------|
| | | Forêt | Prairie |
| 0-5 | 50-2000 | -29,32 \pm 0,18 | -19,86 \pm 0,24 |
| | 20-50 | -29,21 \pm 0,04 | -23,49 \pm 0,08 |
| | 2-20 | -28,69 \pm 0,13 | -25,14 \pm 0,01 |
| | < 2 | -27,50 \pm 0,22 | -23,75 \pm 0,17 |
| 5-10 | 50-2000 | -28,84 | -20,81 |
| | 20-50 | -28,70 | -25,39 |
| | 2-20 | -28,19 | -26,35 |
| | < 2 | -27,38 | -25,20 |
| 10-20 | 50-2000 | -28,10 | -21,16 |
| | 20-50 | -28,88 | -26,18 |
| | 2-20 | -27,94 | -26,47 |
| | < 2 | -27,03 | -25,32 |
| 20-30 | 50-2000 | -26,20 | -21,63 |
| | 20-50 | -27,45 | -25,83 |
| | 2-20 | -26,80 | -25,12 |
| | < 2 | -25,86 | -24,56 |

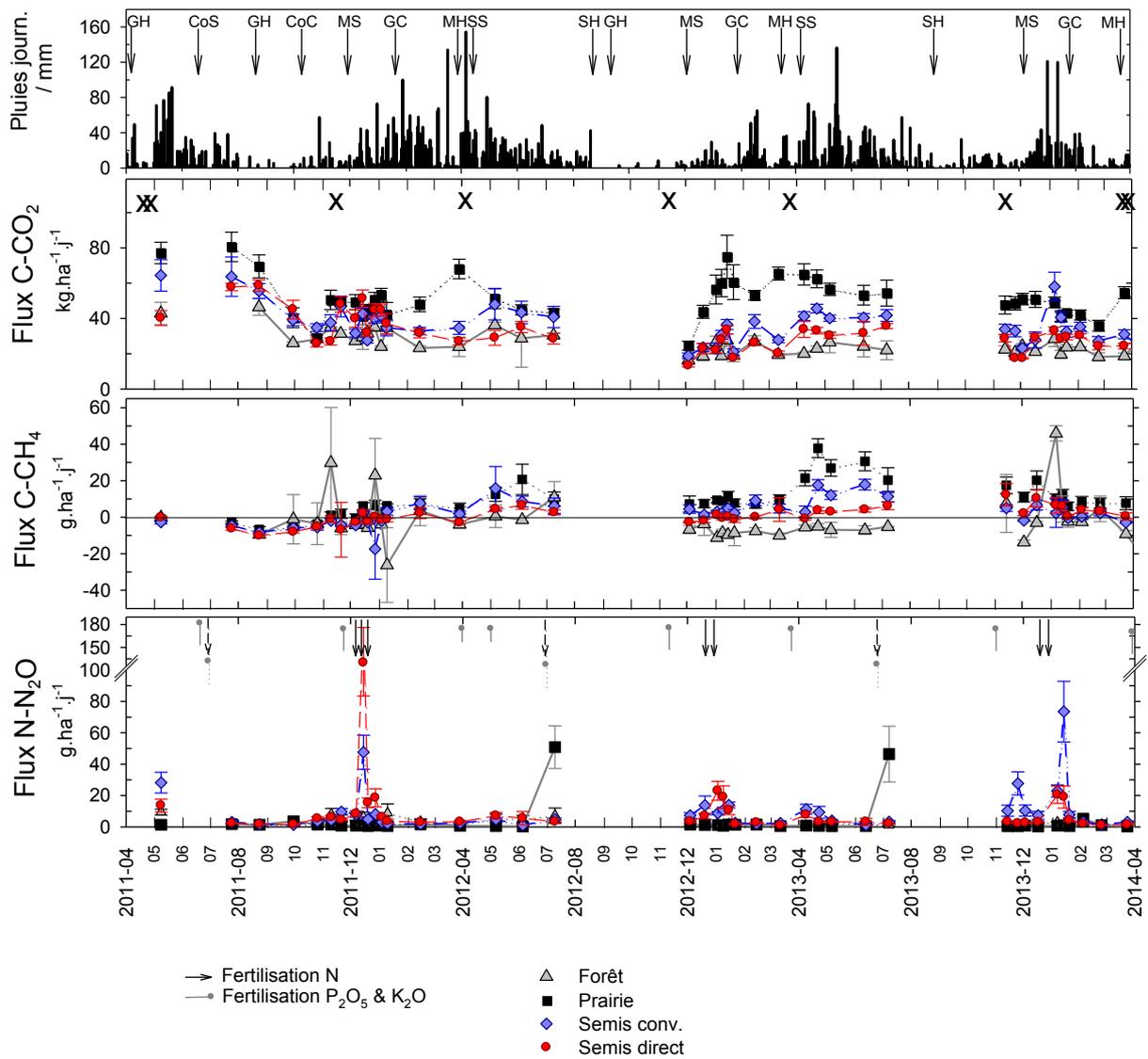
Annexe 5 : Evolution temporelle des stocks de litières de soja et de maïs sur l'année 2012-2013. Les litières ont été prélevées sur 12 cadres de dimension 0,5 × 0,5 m pour les 4 dates de prélèvements. Les litières ont été séchées, pesées et leurs teneurs en C ont été déterminées par combustion sèche.



Annexe 6 : Schéma du dispositif des plaques lysimétriques installées sur le site de Combi (CETIOM, 2009). Pour chaque parcelle cultivée deux plaques ont été installées, et deux plaques sont présentes sous forêt (à proximité des cultures).



Annexe 7 : Flux de CO_2 , CH_4 et N_2O mesurés à Combi entre avril 2011 et avril 2014. Mesure par la méthode des chambres statiques. La moyenne et l'erreur standard sont représentées ($n = 8$ dans les agrosystèmes, $n = 2$ sous forêt). GH = fenaison, CoS = semis d'une couverture de *Crotalaria*, CoC coupe du *Crotalaria* (résidus laissés au sol), MS = semis du maïs, GC = fauche de régénération de la prairie, MH = récolte du maïs, SS = semis du soja, SH = récolte du soja. Les croix correspondent au travail du sol dans le système SC. Perrin et al., en préparation.



Annexe 8 : Densité apparente, masse et carbone des fractions obtenues par fractionnement à sec de monolithes 0-20 cm prélevés en mai 2013. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard ($n = 4$ excepté pour les variables notées * où $n = 17$ sous forêt et $n = 24$ sous cultures). Les lettres indiquent les groupes significativement différents à $P < 0.05$ après Anova ou test de Kruskal-Wallis.

| Variable | Echantillon | Forêt 2008 | Prairie | Semis direct | Semis conv. |
|--|------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| Densité app / g cm ⁻³ | Horizon* | 1,28 ± 0,02 | 1,39 ± 0,02 | 1,45 ± 0,02 | 1,46 ± 0,01 |
| | Monolithe | 1,27 ± 0,03 | 1,27 ± 0,07 | 1,19 ± 0,03 | 1,33 ± 0,02 |
| Masse fraction / g 100g sol ⁻¹ | Fb>4mm | 13,5 ^a ± 2,0 | 23,5 ^b ± 2,5 | 11,1 ^b ± 2,1 | 9,7 ^b ± 2,4 |
| | Fj>4mm | 12,6 ± 3,1 | 14,2 ± 4,1 | 9,0 ± 1,9 | 5,8 ± 1,1 |
| | 2-4mm | 20,4 ^a ± 0,7 | 17,8 ^{ab} ± 0,8 | 19,0 ^{ab} ± 1,0 | 16,6 ^b ± 0,5 |
| | < 2 mm | 53,5 ^{bc} ± 2,0 | 44,6 ^c ± 4,2 | 60,9 ^{ab} ± 1,9 | 67,9 ^a ± 2,3 |
| [C] fractions / g 100g ⁻¹ fraction | Fb>4 | 2,34 ^b ± 0,18 | 2,95 ^a ± 0,08 | 2,97 ^a ± 0,10 | 2,96 ^a ± 0,15 |
| | Fj>4 | 1,47 ± 0,17 | 1,53 ± 0,05 | 1,52 ± 0,13 | 1,42 ± 0,17 |
| | 2-4** | 2,12 | 1,74 | 1,15 | 1,49 |
| | < 2 mm | 1,60 ± 0,19 | 1,62 ± 0,06 | 1,55 ± 0,08 | 1,51 ± 0,07 |
| [C] sol / g 100g sol ⁻¹ | Fb>4mm | 0,31 ^b ± 0,05 | 0,70 ^a ± 0,08 | 0,33 ^b ± 0,07 | 0,28 ^b ± 0,07 |
| | Fj>4mm | 0,19 ± 0,05 | 0,21 ± 0,06 | 0,13 ± 0,02 | 0,08 ± 0,02 |
| | < 2 mm | 0,85 ± 0,09 | 0,72 ± 0,09 | 0,95 ± 0,07 | 1,3 ± 0,06 |
| | 2-4** | 0,43 | 0,31 | 0,22 | 0,25 |
| | [COS] _{tot} * | 1,79 ± 3,9 | 1,94 ± 0,41 | 1,63 ± 0,25 | 1,63 ± 0,21 |
| C/N | Fb>4 | 14,9 ^c ± 0,7 | 18,4 ^a ± 0,4 | 15,9 ^{bc} ± 0,3 | 17,7 ^{ab} ± 0,6 |
| | Fj>4 | 17,3 ± 1,6 | 17,5 ± 0,6 | 16,0 ± 0,1 | 16,9 ± 1,4 |
| | < 2 mm | 14,4 ^b ± 0,6 | 17,0 ^a ± 0,4 | 15,9 ^{ab} ± 0,3 | 16,8 ^a ± 0,4 |
| Stock C / kg m-2 | Fb>4 | 10,1 ^b ± 1,6 | 20,3 ^a ± 2,0 | 10,9 ^b ± 2,2 | 9,0 ^b ± 2,1 |
| | Bulk* | 40,5 ± 1,4 | 45,7 ± 8,3 | 39,8 ± 5,7 | 41,2 ± 4,9 |

* Variables issues des données de 2008 (forêt) et de novembre 2012 (T4) pour les sols cultivés

** Variables estimées

Annexe 9 : Distribution granulométrique (avec attaque de la MO), masse des fractions et C associé aux fractions des agrégats bruns >4mm (FB>4) isolés dans monolithes 0-20 cm prélevés en mai 2013. Les moyennes sont suivies de l'erreur standard ($n = 3$ excepté pour les variables notées * où $n = 4$). Les lettres indiquent les groupes significativement différents à $P < 0,05$ (Anova ou Kruskal-Wallis).

| Variable | Taille fraction / μm | Forêt 2008 | Prairie | Semis direct | Semis conv. |
|--------------------------|---------------------------------|------------------------------|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|
| Méca. | > 50 | 68,9 ^a \pm 1,9 | 65,1 ^c \pm 0,7 | 65,6 ^{bc} \pm 0,4 | 67,4 ^{ab} \pm 0,7 |
| / g 100g ⁻¹ | 2-50 | 3,3 \pm 1,1 | 3,4 \pm 1,5 | 4,0 \pm 1,7 | 4,3 \pm 2,0 |
| | < 2 | 27,8 ^b \pm 1,6 | 31,1 ^a \pm 1,0 | 30,0 ^{ab} \pm 0,8 | 28,9 ^{ab} \pm 0,6 |
| Frac. | > 50 | 77,9 \pm 1,6 | 71,9 \pm 0,5 | 71,1 \pm 2,1 | 73,4 \pm 1,7 |
| / g 100g ⁻¹ | 2-50 | 9,9 \pm 1,0 | 11,5 \pm 0,6 | 12,6 \pm 1,3 | 11,5 \pm 0,7 |
| | < 2 | 11,0 \pm 0,9 | 14,5 \pm 0,5 | 13,8 \pm 1,4 | 13,1 \pm 2,2 |
| Taux de recouvrement | | 98,8 \pm 0,2 | 97,9 \pm 0,1 | 97,5 \pm 0,2 | 97,9 \pm 0,0 |
| [COS] | > 50 | 1,33 \pm 0,08 | 1,54 \pm 0,06 | 1,70 \pm 0,30 | 1,55 \pm 0,20 |
| / g 100g ⁻¹ | 2-50 | 7,11 \pm 0,22 | 7,19 \pm 0,69 | 8,23 \pm 0,23 | 7,96 \pm 0,04 |
| | < 2 | 5,80 \pm 0,28 | 4,95 \pm 0,30 | 5,44 \pm 0,40 | 5,29 \pm 0,63 |
| | Total | 2,34 \pm 0,18 | 2,95 \pm 0,08 | 2,97 \pm 0,10 | 2,96 \pm 0,15 |
| Taux de recouvrement / % | | 101,3 \pm 16,0 | 89,7 \pm 8,3 | 101,0 \pm 16,4 | 93,2 \pm 19,2 |
| C/N | > 50 | 16,9 ^b \pm 0,6 | 20,5 ^a \pm 0,7 | 17,7 ^b \pm 0,5 | 19,2 ^b \pm 0,5 |
| | 2-50 | 15,2 \pm 0,0 | 15,4 \pm 0,4 | 14,5 \pm 0,4 | 15,3 \pm 0,1 |
| | < 2 | 12,7 \pm 0,4 | 12,9 \pm 0,4 | 13,2 \pm 0,2 | 12,7 \pm 0,3 |
| | Bulk Fb > 4 mm | 14,9 ^c \pm 0,7 | 18,3 ^a \pm 0,4 | 15,9 ^{bc} \pm 0,3 | 17,6 ^{ab} \pm 0,6 |
| Stock COS | > 50 | 4,4 ^b \pm 0,3 | 8,5 ^a \pm 0,3 | 4,4 ^b \pm 0,7 | 3,7 ^b \pm 0,5 |
| / t ha ⁻¹ | 2-50 | 3,0 ^b \pm 0,4 | 6,3 ^a \pm 0,4 | 3,8 ^b \pm 0,6 | 3,0 ^b \pm 0,2 |
| | < 2 | 3,0 ^b \pm 0,1 | 5,5 ^a \pm 0,4 | 2,7 ^b \pm 0,2 | 2,3 ^b \pm 0,7 |
| | Total* | 10, 1 ^b \pm 1,6 | 20,3 ^a \pm 2,0 | 10,9 ^b \pm 2,2 | 9,0 ^b \pm 2,1 |

Annexe 10 : Valeurs de $\delta^{13}\text{C}$ des agrégats bruns > 4 mm (Bulk Fb > 4 mm) et des fractions >50 μ et < 2 μm issues des agrégats bruns > 4 mm, dans le sol sous forêt et sous prairie, et valeurs de stocks COS-C4 (carbone d'origine prairiale) et de % de COS-C4 dans la prairie.

| | Taille fraction | Forêt 2008 | Prairie (mai 2013) |
|-----------------------|--------------------|-------------------|--------------------|
| $\delta^{13}\text{C}$ | Bulk Fb > 4 mm | -28,58 \pm 0,05 | -23,74 \pm 0,48 |
| / ‰ | > 50 μm | -28,18 \pm 0,03 | -22,73 \pm 0,47 |
| | < 2 μm | -27,10 \pm 0,14 | -24,32 \pm 0,15 |
| Stock COS-C4 | Bulk Fb > 4 mm | | 5,86 \pm 0,72 |
| / t ha ⁻¹ | > 50 μm | | 2,78 |
| | < 2 μm | | 0,92 |
| % COS-C4 | Bulk Fb > 4 mm | | 29,0 \pm 2,9 |
| | > 50 μm | | 0,33 |
| | < 2 μm | | 0,17 |