



HAL
open science

Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?

Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, et al.

► To cite this version:

Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, et al.. Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?. [0] INRA. 2020, pp.528. hal-03163517

HAL Id: hal-03163517

<https://hal.science/hal-03163517v1>

Submitted on 9 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution - ShareAlike 4.0 International License



STOCKER DU CARBONE DANS LES SOLS FRANÇAIS

QUEL POTENTIEL AU REGARD DE L'OBJECTIF 4 POUR 1000 ET À QUEL COÛT ?

RAPPORT SCIENTIFIQUE DE L'ÉTUDE - DÉCEMBRE 2020

ÉTUDE RÉALISÉE POUR L'ADEME ET LE MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION



Stocker du carbone dans les sols français

Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000
et à quel coût ?

Rapport scientifique de l'étude

Sylvain Pellerin et Laure Bamière (pilotes scientifiques), Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, Rémi Cardinael, Lauric Cécillon, Eric Ceschia, Claire Chenu, Julie Constantin, Joël Darroussin, Philippe Delacote, Nathalie Delame, François Gastal, Daniel Gilbert, Anne-Isabelle Graux, Bertrand Guenet, Sabine Houot, Katja Klumpp, Elodie Letort, Isabelle Litrico, Manuel Martin, Safya Menasseri, Delphine Mézière, Thierry Morvan, Claire Mosnier, Jean Roger-Estrade, Laurent Saint-André, Jorge Sierra, Olivier Thérond, Valérie Viaud, Régis Gâteau, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère,

Décembre 2020

Pilotes scientifiques de l'étude : Sylvain Pellerin et Laure Bamière

Chargés d'étude : Bassem Dimassi, Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo

Experts scientifiques principaux : Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, Rémi Cardinael, Lauric Cécillon, Eric Ceschia, Claire Chenu, Julie Constantin, Joël Darroussin, Philippe Delacote, Nathalie Delame, François Gastal, Anne-Isabelle Graux, Bertrand Guenet, Sabine Houot, Katja Klumpp, Elodie Letort, Manuel Martin, Safya Menasseri, Delphine Mézière, Thierry Morvan, Claire Mosnier, Jean Roger-Estrade, Laurent Saint-André, Olivier Théron, Valérie Viaud

Experts scientifiques contributeurs ponctuels : Florent Chlebowski, Jean-Luc Dupouey, Morgan Ferlicoq, Daniel Gilbert, Florent Levavasseur, Isabelle Litrico, Gaetan Pique, Jorge Sierra

Coordination du projet : Olivier Réchauchère

Documentation : Sophie Le Perchec, Régis Grateau

Appui rédactionnel et édition : Isabelle Savini

Directeur de la publication : Guy Richard, Directeur de l'Expertise scientifique collective, de la Prospective et des Etudes (DEPE)

Contacts :

Sylvain Pellerin : sylvain.pellerin(a)inrae.fr

Laure Bamière : laure.bamiere(a)inrae.fr

Olivier Réchauchère : olivier.rechauchere(a)inrae.fr

Le présent document constitue le rapport scientifique de l'étude sollicitée conjointement par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA), convention n°1660C0020. Le Centre d'Accès Sécurisé aux Données (CASD) a permis l'accès au Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA)¹.

Ce rapport d'étude a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'INRA. Son contenu n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Ce rapport ainsi que les documents de synthèse qui en sont issus sont disponibles sur le site institutionnel d'INRAE (www.inrae.fr).

Pour citer ce document :

Sylvain Pellerin et Laure Bamière (pilotes scientifiques), Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, Rémi Cardinael, Lauric Cécillon, Eric Ceschia, Claire Chenu, Julie Constantin, Joël Darroussin, Philippe Delacote, Nathalie Delame, François Gastal, Daniel Gilbert, Anne-Isabelle Graux, Bertrand Guenet, Sabine Houot, Katja Klumpp, Elodie Letort, Isabelle Litrico, Manuel Martin, Safya Menasseri, Delphine Mézière, Thierry Morvan, Claire Mosnier, Jean Roger-Estrade, Laurent Saint-André, Jorge Sierra, Olivier Théron, Valérie Viaud, Régis Grateau, Sophie Le Perchec, Olivier Réchauchère, 2020. *Stocker du carbone dans les sols français, Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?* Rapport scientifique de l'étude, INRA (France), 540 p.

Photo de couverture : Calcosol fluviatique, sablo-argileux, issu d'alluvions sablo-calcaires (Gizeux, Indre-et-Loire), Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) - Crédit : Claudy Jolivet (INRA)

¹ Le CASD est un groupement d'intérêt public qui a pour objet principal de mettre en œuvre des services d'accès sécurisé pour les données confidentielles à des fins de recherche. Il est financé sur des fonds publics et, de ce fait, la présente étude a bénéficié d'une aide de l'Etat gérée par l'Agence Nationale de la Recherche au titre du Programme Investissements d'Avenir portant référence ANR-106EQPX-17 (Centre d'accès sécurisé aux données - CASD).

Avant-propos

L'initiative « 4 ‰ sur les sols pour la sécurité alimentaire et le climat », lancée par la France à l'occasion de la Conférence de Paris sur le climat (COP-21), propose d'augmenter chaque année d'un quatre millième le stock de carbone présent dans tous les sols du monde afin de compenser les émissions anthropiques de CO₂. Cet objectif, très ambitieux, nécessite des évolutions profondes des pratiques agricoles et des modes de gestion sylvicoles, certaines pouvant s'accompagner de modifications de systèmes de production et, éventuellement, des modes d'usage des sols.

C'est dans ce contexte que le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA) et l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) ont demandé à l'INRA de conduire la présente étude "4 pour mille France". Les objectifs étaient : i) d'identifier des pratiques agricoles et sylvicoles plus "stockantes" que les pratiques actuellement mises en œuvre ; ii) de chiffrer le potentiel de stockage additionnel associé, de le cartographier, de quantifier les autres effets induits liés à l'adoption de ces pratiques stockantes (pertes ou gains de rendement, émissions de N₂O, lixiviation de nitrate, utilisation de produits phytosanitaires...) ; iii) de chiffrer leur coût de mise en œuvre et de proposer une stratégie coût-efficace de stockage.

Le présent document constitue le rapport scientifique de cette étude. Ce travail a fait l'objet de documents de synthèse et d'un colloque public de restitution, qui s'est tenu à Paris le 13 juin 2019.

L'ensemble des documents ainsi que la captation vidéo du colloque sont disponibles sur le site institutionnel d'INRAE (www.inrae.fr).

Sommaire général

Les participants à l'étude	6
Sigles et abréviations	10
1. Introduction	11
1.1. Contexte et motivations de l'étude	12
1.2. Objectifs et modalités de mise en œuvre de l'étude	14
1.3. Plan du rapport	16
2. Eléments de méthodologie de l'étude	19
2.1. Principes et méthodes de travail pour les projets conduits par la DEPE de l'Inra	20
2.2. Caractérisation du collectif d'experts : champs disciplinaires couverts, collaboration scientifiques	21
2.3. Caractérisation des liens d'intérêt dans le collectif d'experts	30
3. Analyse bibliographique	33
3.1. Stockage de carbone dans les sols : définitions, concepts mobilisés et conventions	38
3.2. Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols	46
3.3. Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols	69
3.4. Effet de la teneur en C des sols sur le fonctionnement des agroécosystèmes	85
3.5. Stocks de carbone des sols métropolitains et effet des changements d'occupation des sols sur l'évolution de ces stocks	95
3.6. Etat des connaissances sur des pratiques réputées « stockantes » en forêt	116
3.7. Etat des connaissances sur les pratiques réputées « stockantes » en prairies permanentes	132
3.8. Etat des connaissances sur des pratiques réputées stockantes en grande culture et cultures pérennes	145
3.9. L'agroforesterie, les haies, les bords de champs	199
3.10. Synthèse sur les relations entre pratiques « stockantes » et processus / facteurs affectés	211
3.11. Combinaisons de pratiques stockantes à l'échelle du système de culture, de l'exploitation et du territoire	215
3.12. Méthodes d'évaluation des coûts de mise en œuvre de pratiques stockantes	227
3.13. Les outils incitatifs, les politiques existantes, les leviers et les freins à l'adoption de pratiques stockantes	237
3.14. Synthèse et conclusion de l'analyse bibliographique	245
Focus 3-1. La génétique, un levier d'action pour l'amélioration du stockage de carbone	249
Focus 3-2. Stocks et stockage de carbone : le cas des sols des Antilles	250
Annexes	252
4. Estimations du potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols français	259
4.1. Approche globale mise en œuvre pour l'analyse conjointe du potentiel de stockage additionnel et du coût	261
4.2. Pratiques stockantes retenues	271

4.3. Simulations réalisées pour l'estimation du stockage additionnel	272
4.4. Résultats relatifs au potentiel de stockage additionnel	280
4.5. Calculs réalisés pour l'estimation du coût de mise en œuvre des pratiques et résultats	322
4.6. Allocation coût-efficace de l'effort de stockage	368
5. Synthèse et discussion	389
Principaux enseignements de l'étude	390
Conséquences en termes de politiques publiques	391
Originalité de l'étude, suites à donner et besoins de recherche	392
Annexes : Fiches des neuf pratiques stockantes étudiées	395
Annexe I. "Insérer et allonger les cultures intermédiaires"	397
Annexe II. "Développer le semis direct"	415
Annexe III. "Allonger et insérer des prairies temporaires dans les rotations de cultures"	427
Annexe IV. "Mobiliser de nouvelles ressources organiques"	439
Annexe V. "Substituer du pâturage à de la fauche"	467
Annexe VI. "Augmenter modérément la fertilisation minérale azotée des prairies permanentes"	481
Annexe VII. "Développer l'agroforesterie dans les parcelles cultivées"	497
Annexe VIII. "Planter des haies en périphérie de parcelles cultivées"	509
Annexe IX. "Enherber les vignobles"	521
Etude complémentaire : "Effet du changement climatique sur le stockage de carbone dans les sols de grandes cultures"	

Les participants à l'étude

Pilotes scientifiques

Laure Bamière, INRA, UMR Economie Publique, Grignon. *Economie de l'environnement, atténuation des émissions de GES du secteur agricole, modélisation*

Sylvain Pellerin, INRA, UMR ISPA "Interactions Sol-Plante-Atmosphère", Bordeaux. *Cycles Carbone et éléments nutritifs dans les agro-écosystèmes, modélisation*

Chargés d'étude

Bassem Dimassi, US InfoSol, Orléans. *Etude préliminaire d'estimation des apports de C nécessaire pour atteindre l'objectif 4‰ à l'échelle du territoire français*

Camille Launay, INRA, UMR AGIR "Agroécologie, Innovations, Territoires", Toulouse. *Simulations agronomiques sous STICS*

Raphaël Martin, INRA, UMR UREP "Unité Mixte de Recherche sur l'Ecosystème Prairial", Clermont-Ferrand. *Simulations agronomiques sous PaSim*

Michele Schiavo, INRA, DEPE "Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes", Paris. *Calcul des coûts techniques et assemblage des simulations agronomiques et économiques*

Experts scientifiques

• **Processus (sciences du sol)**

Denis Angers, AAC "Agriculture et Agroalimentaire Canada", Québec. *Dynamique du carbone dans les sols*

Jérôme Balesdent, INRA, UMR CEREGE "Centre de Recherche et d'Enseignement de Géosciences de l'Environnement", Aix-en-Provence. *Dynamique du carbone dans les sols, fertilisation*

Isabelle Basile-Doelsch, INRA, UMR CEREGE "Centre de Recherche et d'Enseignement de Géosciences de l'Environnement", Aix-en-Provence. *Stabilisation du carbone dans les sols*

Claire Chenu, AgroParisTech, UMR Bioemco "Biogéochimie et écologie des milieux continentaux", Paris. *Dynamique du carbone dans les sols*

• **Pratiques stockantes en sols cultivés**

Rémi Cardinael, CIRAD, UR AIDA "Agroécologie et intensification durable des cultures annuelles", Université du Zimbabwe. *Agroforesterie*

Eric Ceschia, INRA, UMR CESBIO "Centre d'Etudes Spatiales de la Biosphère", Toulouse. *Cultures intermédiaires*

Joël Darroussin, INRA, UR Sciences du Sol, Orléans. *Résistance des sols à l'érosion*

Sabine Houot, INRA, UMR ECOSYS "Ecologie fonctionnelle et éco-toxicologie des agroécosystèmes", Thiverval-Grignon. *Produits résiduels organiques*

Safya Menasseri, Agrocampus Ouest, UMR SAS "Sol Agro et hydrosystème Spatialisation", Rennes. *Travail du sol, résidus de culture*

Delphine Mézière INRA, UMR System "Fonctionnement et conduite des systèmes de culture tropicaux et méditerranéens", Montpellier. *Agroforesterie tempérée*

Thierry Morvan, INRA, UMS SAS "Sol Agro et hydrosystème Spatialisation", Quimper. *Recyclage des effluents*

Jean Roger-Estrade, AgroParisTech, UFR DISC "Diagnostic et conception des Itinéraires techniques et des Systèmes de Culture", Paris. *Travail du sol, systèmes de culture*

• **Pratiques stockantes en prairies**

François Gastal, INRA, UR P3F "Unité de Recherche Pluridisciplinaire Prairies et Plantes Fourragères", Lusignan. *Ecologie végétale, sols de prairie*

Anne-Isabelle Graux, INRA, UMR Pegase "Physiologie, Environnement et Génétique pour l'Animal et les Systèmes d'Élevage", Rennes. *Systèmes d'élevage, sols de prairie*

Katja Klumpp, INRA, UMR UREP "Unité Mixte de Recherche sur l'Ecosystème Prairial", Clermont-Ferrand. *Système d'élevages, sols de prairie*

- **Combinaison des pratiques**

Olivier Thérond INRA, UMR LAE "Laboratoire agronomie et environnement", Colmar. *Combinaison des pratiques, systèmes de culture*

- **Gestion forestière**

Laurent Augusto, INRA, UMR ISPA "Interaction Sol Plante Atmosphère", Bordeaux. *Gestion forestière*

Lauric Cécillon, IRSTEA, Laboratoire ECODIV "Étude et compréhension de la biodiversité", Rouen, et UMR "Laboratoire de Géologie de l'École normale supérieure", Paris. *Gestion forestière*

Laurent Saint André, INRA, UR BEF "Biogéochimie des Ecosystèmes Forestiers", Nancy. *Gestion forestière*

- **Spatialisation et modélisation**

Julie Constantin INRA, UMR AGIR "Agroécologie, Innovations, Territoires", Toulouse. *Agronomie, systèmes de culture, modélisation STICS*

Bertrand Guenet, CNRS, UMR LSCE "Laboratoire des sciences du climat et de l'environnement", Gif-sur-Yvette. *Sciences du sol, biogéochimie, modélisation*

Manuel Martin, INRA, US InfoSol, Orléans. *Agronomie, spatialisation du stock de carbone des sols*

Valérie Viaud, INRA, UMS SAS "Sol Agro et hydrosystème Spatialisation", Rennes. *Spatialisation du stock de carbone des sols*

- **Economie**

Valentin Bellassen, INRA, UMR CESAER "Centre d'Economie et de Sociologie appliquées à l'Agriculture et aux Espaces Ruraux", Dijon. *Marché des droits carbone, agroécologie*

Philippe Delacote, INRA, UMR BETA "Bureau d'Economie Théorique et Appliquée", Nancy et Chaire d'Économie du Climat, Paris. *Economie de l'environnement, modélisation secteur forêt*

Nathalie Delame, INRA, UMR Economie Publique, Grignon. *Economie des exploitations agricoles*

Elodie Letort, INRA, UMR SMART-LERECO "Laboratoire d'Etudes et de Recherches en Economie sur les Structures et Marchés Agricoles, Ressources et Territoires" Rennes. *Usage des sols*

Claire Mosnier, INRA, UMR UMRH "Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores", Clermont-Ferrand. *Elevage, changement climatique*

- **Experts contributeurs ponctuels**

Florent Chlebowski, INRA, UR Agro-Impact, Laon. *Paramétrage de STICS*

Jean-Luc Dupouey, INRA, UMR Silva, Nancy. *Calculs de surface et stocks sous forêts*

Morgan Ferlicq, UMR CESBIO "Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère", Toulouse. *Cultures intermédiaires, propriétés biogéophysiques des sols*

Daniel Gilbert, Université de Franche-Comté, "Laboratoire Chrono-Environnement", Besançon. *Sols de tourbières*

Florent Levavasseur, INRA, UMR ECOSYS, Thiverval-Grignon. *Paramétrage de STICS*

Isabelle Litrico, INRA, UR P3F "Unité de Recherche Pluridisciplinaire Prairies et Plantes Fourragères", Lusignan. *Amélioration variétale et stockage de carbone*

Gaetan Pique, UMR CESBIO "Centre d'Etudes Spatiales de la BIOSphère", Toulouse. *Cultures intermédiaires, propriétés biogéophysiques des sols*

Jorge Sierra, INRA, UR ASTRO "Agrosystèmes tropicaux", Petit-Bourg, Guadeloupe. *Stockage de carbone dans les sols tropicaux*

Documentation

Sophie Le Perchec, INRA, Direction déléguée à l'IST-Erist et DEPE. *Recherche documentaire, appui bibliographique aux experts*

Régis Grateau, INRA, UMR Economie Publique, Grignon. *Appui documentaire*

Ingénierie des données de simulation

Eric Casellas, INRA, UR MIA "Mathématiques et Informatique Appliquées", Toulouse. *Données du modèle STICS sous la plateforme RECORD*

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Guy Richard, Directeur. *Supervision du projet, animation du comité de suivi et du comité consultatif d'acteurs*

Chantal Le Mouél, conseillère pour les sciences sociales à la DEPE. *Appui méthodologique pour les simulations économiques*

• Equipe projet

Marc-Antoine Caillaud. *Communication, appui à l'organisation du colloque*

Kim Girard. *Suivi logistique et administratif*

Samia Oukaci. *Suivi logistique et administratif*

Olivier Réchauchère. *Conduite du projet, rédaction*

Isabelle Savini. *Rédaction de la synthèse, édition*

Comité de suivi

Jérôme Mousset (ADEME), Isabelle Feix (ADEME), Isabelle Pion (MAA), Rik Vandererven (MAA), Michel Beckert (MESRI), Valérie To (MTES), Chantal Gascuel (INRA).

Comité technique

Philippe Boulet (Cerfrance), Jean-Yves Cahurel (IFV), Hélène Chambaut (Idele), Sylvain Doublet (Solagro), Annie Duparque (Agro-Transfert Ressources et Territoires), **Thomas Eglin** (ADEME ; *animateur*), Jean-Luc Fort (RMT Sol et Territoire / Chambre d'Agriculture Poitou-Charentes), Jérôme Labreuche et François Laurent (Arvalis), Blaise Leclerc (ITAB), Fabien Liagre (Agrooft SCOP), Fabienne Muller (ADEME), Sandra Novak (INRA), Anne-Sophie Perrin (Terres Inovia).

Contributeurs ponctuels : Yousri Hannachi et Léa Lemoine (Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture), Chloé Mahé (ADEME), Philippe Guillet, Pauline Gautier et Sarah Petiard-Colombié (Chambre d'Agriculture Pays de la Loire), Robert Trochard (Arvalis).

Comité consultatif d'acteurs

Alain Bailly (FCBA), Marie-Laure Bailly (FNCUMA), Olivier Baudy et Jean-Louis Bonnet (SCoT Rovaltain Drôme-Ardèche), Jean-Claude Bevilard (France Nature Environnement), Jean-Paul Bordes (Arvalis), Frédéric Cardon Dubois (ARF, Région Normandie), Pauline Caron (FARRE), Christine Deleuze (ONF), Cyrielle Denhartigh et Anne-Laure Sablé (Réseau Action Climat), Sarah Feuillet (Agence de l'Eau Seine Normandie), Isabelle Flouret (Forestiers Privés de France), Claudine Foucherot (I4CE - *Institute for Climate Economics*), Yves Gabory (Afac-Agroforesteries), Stéphanie Gaillard (Syndicat des Energies Renouvelables), Sophie Gardette, Benoît Lavier et Gérard Rass, (Association pour la Promotion de l'Agriculture Durable), Agnès Gosselin, Noémie Pousse et Pascal Podwojewski (Association Française d'Etude des Sols), Danielle Lanquetuit (Association Française d'Agronomie), Séverin Lavoyer (Association Française d'Agroforesterie), Gwenäelle Le Borgne, Etienne Mathias et Colas Robert (CITEPA), Blaise Leclerc (ITAB), Hélène Leriche (Orée), Raoul Leturcq (FNAB), Paul Luu (Initiative "4 pour 1000"), Jean-Baptiste Millard (saf agr'iDées), Jean-Claude Moreau (Réseau CIVAM), Anne Schneider (Terres Inovia), Marie-Hélène Schwoob (IDDRI).

Remerciements à :

Dominique Arrouays, INRA, US Infosol, Orléans, pour sa relecture d'une partie du rapport.

Service de la statistique et de la prospective (SSP) du Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, pour la mise à disposition des données des enquêtes Pratiques culturales - grandes cultures et Pratiques élevage, de l'enquête Structures des exploitations agricoles et du Réseau d'information comptable agricole.

Anne Meillet, Thomas Poméon et Eric Cahuzac, INRA, ODR "Observatoire des Programmes Communautaires de Développement Rural", Toulouse, pour la mise à disposition de données mobilisées dans les simulations STICS et PaSim, élaborées dans le cadre de l'étude EFES-EA.

Hélène Raynal, INRA, UR MIA "Mathématiques et Informatique Appliquées", Toulouse, pour l'appui sur la mise en œuvre des simulations STICS sur la plateforme RECORD.

Bruno Mary, INRA, UR Agro-Impact, Laon, pour l'appui à la prise en main de la nouvelle version de STICS et l'ajustement de son paramétrage.

Unité de Service Infosol, pour la fourniture des cartes des stocks de carbone (© INRA, Unité Infosol, Orléans, 2018).

Christine Le Bas, INRA, US Infosol, Orléans, pour la mise à disposition des données pédologiques.

Météo-France, pour la fourniture des données climatiques.

Patrick Bertuzzi, INRA, US Agroclim, Avignon, pour la mise à disposition des données climatiques Météo-France.

Nous souhaitons ici avoir une pensée pour nos deux collègues Bassem Dimassi et Jérôme Balesdent, qui étaient impliqués dans cette étude et nous ont quittés prématurément.

Bassem Dimassi avait travaillé au tout début de l'étude, en 2017, pour mener un travail de simulation préliminaire. Il s'agissait d'estimer des quantités de carbone à apporter au sol pour augmenter le stock de 4p1000 par an. Les résultats obtenus à l'échelle de la France et avec un haut niveau de résolution ont ainsi constitué une référence précieuse pour la suite de l'étude.

Formé à l'Institut National d'Agronomie de Tunis en 2006, il avait construit sa trajectoire scientifique sur cette thématique du stockage de carbone dans le sol, encadré par Claire Chenu et Benoit Gabrielle en master, puis par Bruno Mary en thèse, et par Manuel Martin lors de son post doctorat au sein de l'unité InfoSol où il a travaillé jusqu'à la fin de l'année 2017.

Bassem possédait une personnalité amicale, sincère et attachante, dont témoignent tous ceux qui ont pu le côtoyer.

Jérôme Balesdent était un chercheur mondialement reconnu pour ses travaux sur la matière organique des sols, dont il a contribué à élucider la dynamique en mobilisant l'abondance relative des différents isotopes du carbone. En plus de cette brillante carrière, il s'était impliqué dans l'expertise scientifique, en participant en 2002 à l'expertise « Stocker du carbone dans les sols agricoles de France » puis à la présente étude, dans laquelle, au-delà du chapitre dont il était un des coordinateurs, il était très engagé pour stimuler la réflexion collective.

C'est d'ailleurs dans une publication cosignée avec Dominique Arrouays en 1999² que l'on trouve la première mention de l'idée du 4 pour 1000 : « Les matières organiques des sols de la planète contiennent 1 500 milliards de tonnes de carbone, et constituent le plus gros réservoir superficiel échangeant du carbone avec l'atmosphère. Il s'agit d'une source ou d'un puits potentiel de CO₂ énorme : à titre d'illustration, une augmentation annuelle de ce réservoir de seulement 0,4% par an stockerait autant de carbone que la combustion de carbone fossile n'en émet. »

Jérôme avait mis beaucoup de son énergie dans ce travail d'appui aux politiques publiques, mobilisant ses connaissances, sa rigueur scientifique et son sens très fin des relations humaines. Il y voyait une forme d'engagement du chercheur pour contribuer à la résolution des enjeux planétaires.

Sa disparition à l'été 2020 a plongé tous ses collègues dans une grande tristesse. Sa modestie, son ouverture d'esprit et sa bienveillance étaient reconnues et appréciées de toutes et tous.

² Jérôme Balesdent et Dominique Arrouays, Usage des terres et stockage de carbone dans les sols du territoire français. Une estimation des flux nets annuels pour la période 1900-1999, *C.R. Acad.Agric. Fr.*, 1999, 85, n°6, pp 265-277. Séance du 19 mai 1999.

Sigles et abréviations

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

AE : assiette effective (d'une pratique stockante)

AMG : modèle AMG (du nom de ses auteurs : Andriulo, Mary, Guérif)

AMT : assiette maximale technique (d'une pratique stockante)

AT : assiette théorique (d'une pratique stockante)

BDAT : Base de Données d'Analyses des Terres

BCAE : Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales

BDGSF : Base de Données Géographique des Sols de France

CITEPA : *Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique*

C : carbone

CaCO₃ : carbonate de calcium

CEC : capacité d'échange cationique

CH₄ : méthane

CO₂ : gaz carbonique

CO_{2e} : gaz carbonique équivalent

COD : carbone organique dissout

COP 21 : 21^e Conférence des Parties de la Convention-Cadre des Nations-Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC) ; tenue à Paris en 2015

COS : carbone organique des sols

CUE : *carbon use efficiency*

CUMA : Coopérative d'Utilisation de Matériel Agricole

DEPE : Délégation à l'Expertise scientifique collective, à la Prospective et aux Etudes de l'INRA

GES : gaz à effet de serre

GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat (IPCC en anglais)

GIS : Groupement d'Intérêt Scientifique

Gt : gigatonne (10⁹ t)

IPCC : *Intergovernmental Panel on Climate Change*

ISOP : Information et Suivi Objectif des Prairies

K : potassium

MACC : *Marginal abatement cost curve* (courbe de coût d'abattement marginal)

MB : matière brute

M€ : million d'euros

Mha : million d'hectares

MO : matière(s) organique(s)

MOD : matière(s) organique(s) dissoute(s)

MOP : matière(s) organique(s) particulaire(s)

MOS : matière(s) organique(s) du sol

MS : matière sèche

MtC : million de tonnes (10⁶ t) de carbone

N : azote

N₂O : protoxyde d'azote

NH₃ : ammoniac

NO₃⁻ : nitrate

NRO : nouvelles ressources organiques

O₂ : oxygène

ODR : Observatoire des programmes communautaires de Développement Rural

P : phosphore

RICA : Réseau d'Information Comptable Agricole

RMQS : Réseau de Mesure de la Qualité des Sols

RPG : Registre Parcellaire Graphique

S : soufre

SAA : Statistique Agricole Annuelle

SNBC : Stratégie Nationale Bas Carbone

SSP : Service de la Statistique et de la Prospective du ministère chargé de l'agriculture

STEP : station d'épuration (production de boues épandables)

tC : tonne de carbone

TMR : temps moyen de résidence (du carbone dans le sol)

uN : unités d'azote (apportées par la fertilisation)

ZV : zones vulnérables définies par la directive "Nitrate"

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Chapitre 1

Introduction

Contributeurs

Sylvain Pellerin et Laure Bamière

Décembre 2020

1.1. Contexte et motivations de l'étude

Les enjeux

Le rapport spécial du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) de 2018 établit que pour contenir la hausse de la température en deçà de +1,5°C par rapport à la période préindustrielle, il serait nécessaire d'atteindre la neutralité carbone à l'échelle du globe en 2050. Cet objectif ambitieux d'équilibre entre les émissions anthropiques de gaz à effet de serre (GES) et la séquestration de CO₂ par les écosystèmes s'impose désormais comme référence dans la plupart des politiques climatiques nationales, européennes et internationales. L'accord de Paris de 2015 mentionne, dans son article 4, l'objectif d'atteindre la neutralité carbone avant la fin du siècle, pour rester bien en dessous de 2°C par rapport aux niveaux préindustriels. Dans le cadre du projet de loi relatif à l'énergie et au climat de 2019, la France remplace l'objectif de division par quatre des émissions de GES entre 1990 et 2050 (facteur 4) par un objectif de neutralité carbone en 2050, ce qui constitue un défi plus exigeant puisqu'il suppose une division des émissions par un facteur supérieur à six. Parallèlement, la Stratégie Nationale Bas Carbone (SNBC) mise en place en 2015 a fixé trois premiers budgets carbone jusqu'en 2028, constituant des plafonds d'émissions à ne pas dépasser par période de cinq ans.

Atteindre la neutralité carbone suppose à la fois :

- de réduire drastiquement les émissions de CO₂ liées à l'usage des énergies fossiles (charbon, pétrole, gaz), à la déforestation et à la disparition des zones humides, ainsi que les émissions des autres GES (CH₄ et N₂O), d'origine majoritairement agricole ;
- d'accroître simultanément le puits de CO₂ que constitue la biosphère continentale, par des changements d'occupation des sols (afforestation notamment) et le développement de pratiques agricoles et sylvicoles favorisant la séquestration de carbone dans les sols et dans la biomasse ligneuse.

L'analyse des tendances récentes d'évolution des émissions de GES en France, en Europe et dans le monde montre qu'en dépit de l'accord de Paris de 2015, celles-ci ont continué d'augmenter, hormis une légère baisse amorcée en Europe en 2018 (-2,5% par rapport à 2017). Au niveau national, le bilan de la SNBC établi sur la période 2015-2018 révèle que le premier objectif n'a pas été atteint. Tous les leviers mobilisables pour réduire ces émissions doivent être mis en œuvre sans tarder si l'on veut éviter une hausse de la température supérieure à +1,5°C à l'horizon 2050, et toutes les conséquences qu'aurait un tel changement sur les écosystèmes et les conditions de vie de l'humanité. Parallèlement, tout doit être fait pour accroître la séquestration de CO₂ par la biosphère, en favorisant le stockage de C dans des compartiments à temps de résidence long comme les sols ou la biomasse ligneuse. La neutralité carbone ne pourra être raisonnablement atteinte en 2050 que si les deux leviers sont mis en œuvre simultanément.

L'initiative 4‰

A l'échelle planétaire, le stock de carbone organique des sols représente de l'ordre de 2 400 Gt de C, soit le triple de la quantité de carbone contenue sous forme de CO₂ dans l'atmosphère (860 GtC). Le rapport entre les émissions anthropiques annuelles de C (9,4 GtC) et le stock de C des sols (2 400 GtC) est de l'ordre de 4‰, ce qui suggère qu'une augmentation de 4‰ par an du stock de C des sols permettrait théoriquement de compenser les émissions anthropiques de CO₂ (Minasny *et al.*, 2017). Sur la base de ce calcul, l'initiative "4 pour mille : les sols pour la sécurité alimentaire et le climat" a été portée par la France en 2015 à l'occasion de la COP 21. Elle vise à promouvoir l'augmentation des teneurs en carbone organique dans les sols, au nom des bénéfices attendus en termes d'atténuation du changement climatique, mais aussi de préservation des sols et de sécurité alimentaire du fait des effets positifs du carbone des sols sur leurs propriétés et sur les rendements agricoles, en particulier dans les régions du monde où les sols sont les plus dégradés.

En France, le stock total de carbone organique dans l'horizon 0-30 cm des sols (hors surfaces artificialisées) est de l'ordre de 3,58 Gt de C, équivalent à 13,4 Gt de CO₂e. Une augmentation de 4‰ par an de ce stock compenserait de l'ordre de 12% des émissions françaises de GES (458 MtCO₂e en 2016). En faisant le calcul, très théorique, sur l'horizon 0-100 cm, le pourcentage de compensation atteindrait 19%. Ce calcul montre que dans le

cas d'un pays comme la France, le stockage additionnel de carbone dans les sols ne peut en aucun cas suffire à atteindre la neutralité carbone. Il ne peut être qu'un levier parmi d'autres, au premier rang desquels figure la réduction des émissions. L'ordre de grandeur permis par ce levier est néanmoins significatif, ce qui milite pour un chiffrage plus précis du potentiel associé.

Au niveau national, un premier rapport d'expertise scientifique collective publié par l'INRA (*Contribution à la lutte contre l'effet de serre : Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ?*) avait dès 2002 mis en évidence l'existence d'un potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols agricoles français de l'ordre de 1 à 3 millions de tonnes de C par an, tout en soulignant les fortes incertitudes associées à ces estimations, les limites d'une approche ne considérant pas les autres GES agricoles, et les difficultés de prise en compte de ce levier dans les inventaires et les négociations climatiques internationales. Un deuxième rapport publié par l'INRA en 2013 (*Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ?*) a chiffré le potentiel d'atténuation permis par des modifications des pratiques agricoles, dont certaines visant un stockage additionnel de carbone dans les sols et la biomasse ligneuse représentant un potentiel d'environ 2,3 millions de tonnes de C par an.

Les controverses scientifiques

L'initiative "4 pour mille" a donné lieu depuis son lancement à une controverse scientifique, parfois assez vive (van Groenigen *et al.*, 2017 ; de Vries, 2017 ; Baveye *et al.*, 2018 ; VandenBygaert, 2017 ; White *et al.*, 2017 ; Poulton *et al.*, 2018 ; Amundson et Biardeau, 2018 ; Schlesinger et Amundson, 2018). Le caractère simpliste du calcul initial a été, à juste titre, souligné. D'autres calculs, basés sur une vision plus globale des stocks et flux de C à l'échelle globale et considérant uniquement l'horizon de surface du sol, ont été proposés depuis. L'augmentation du stock de carbone des sols par adoption de pratiques "plus stockantes" n'est possible que pendant une durée limitée, après quoi un nouvel équilibre est atteint, équilibre qui ne se maintient que si les pratiques stockantes perdurent dans le temps. L'augmentation du stock est réversible si les pratiques stockantes sont abandonnées. Hormis quelques techniques susceptibles d'accroître les stocks par limitation des pertes de carbone par minéralisation, la plupart des pratiques stockantes supposent un accroissement des entrées de carbone dans les sols ; elles requièrent donc la mobilisation de ressources organiques supplémentaires par rapport à celles déjà restituées aux sols (effluents d'élevage, résidus de culture...), dont la disponibilité est limitée, voire pourrait être réduite à l'avenir dans un contexte de développement de la bioéconomie. Compte tenu de la faible flexibilité des rapports entre éléments (carbone, azote, phosphore) dans la matière organique du sol, il ne peut y avoir de stockage additionnel de carbone sans un stockage concomitant d'azote. Si cet azote provenait d'apports supplémentaires d'engrais de synthèse, il en résulterait des effets négatifs sur les émissions de GES du fait des émissions directes de N₂O associées et des émissions induites de CO₂ liées au coût énergétique de fabrication des engrais (van Groenigen *et al.*, 2017). Le changement climatique lui-même peut limiter le bénéfice attendu du stockage additionnel de carbone dans les sols, par réduction de la biomasse disponible et/ou accélération de la minéralisation sous l'effet de l'augmentation de la température (Meersmans *et al.* 2016). Enfin, de très nombreuses barrières agronomiques, économiques et sociales sont susceptibles de limiter l'adoption de pratiques agricoles favorisant le stockage de carbone (Amundson and Biardeau, 2018). Le chiffrage du stockage additionnel potentiel à l'échelle du globe avancé par Minasny *et al.* en 2017 (2-3 GtC par an, ce qui compenserait 20-35% des émissions anthropiques de CO₂) est ainsi jugé optimiste par plusieurs auteurs.

Malgré toutes ces limites et incertitudes, il demeure que l'ordre de grandeur de ce potentiel est significatif au regard des autres flux de GES induits par les activités humaines et mérite donc d'être considéré, parmi d'autres, en tant que levier d'atténuation du changement climatique pour tendre vers la neutralité carbone. A l'occasion de la COP 21 à Paris en 2015, la plupart des Etats ayant proposé une contribution volontaire à la réduction des émissions de GES (INDC, pour Intended Nationally Determined Contribution), devenue engagement suite à la ratification de l'accord, ont mobilisé, parmi d'autres, le levier du stockage additionnel de carbone dans les sols. Dans un contexte difficile d'atteinte des objectifs fixés au niveau international, ré-explore les possibilités offertes par ce levier reste d'actualité. La controverse qui a suivi le lancement de l'initiative "4 pour mille" a en fait surtout pointé la nécessité de mieux quantifier le potentiel de séquestration permis par ce levier, et de réduire les incertitudes associées.

1.2. Objectifs et modalités de mise en œuvre de l'étude

L'étude « 4 pour mille France » dont les résultats sont présentés dans ce rapport a été conduite par l'INRA, à la demande de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME) et du Ministère chargé de l'agriculture et de l'alimentation (MAA). Les objectifs étaient (i) d'identifier des pratiques agricoles et sylvicoles plus « stockantes » que les pratiques actuellement mises en œuvre, (ii) de chiffrer le potentiel de stockage additionnel associé, de le cartographier, de quantifier les autres effets induits liés à l'adoption de ces pratiques stockantes (pertes ou gains de rendement, émissions de N₂O, lessivage de nitrate, utilisation de produits phytosanitaires...), (iii) de chiffrer leur coût de mise en œuvre, d'identifier les freins à l'adoption et de proposer une stratégie coût-efficace de stockage.

Le périmètre de l'étude

Pour des raisons de faisabilité et d'homogénéité de l'approche mise en œuvre, le périmètre de l'étude a été limité au territoire métropolitain. Un éclairage sur le cas des sols d'outre-mer a été cependant apporté. L'approche globale choisie combine une analyse de la bibliographie, une évaluation du potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols par modélisation à une résolution spatiale fine, un calcul des coûts additionnels liés à l'adoption des pratiques stockantes et un modèle d'optimisation permettant de proposer une stratégie coût-efficace de l'effort de stockage. Les pratiques considérées pour accroître le stockage de carbone dans les sols ont été choisies au titre du stockage additionnel permis d'après la littérature. Ce stockage additionnel a été quantifié dans les conditions françaises par simulation (voir ci-après) et complété par une analyse du bilan GES complet tenant compte des modifications d'émissions de CO₂, N₂O et CH₄ liées à l'adoption de cette pratique. Conformément au cahier des charges de l'étude, les pratiques étudiées correspondent uniquement à des leviers techniques pouvant être mis en œuvre sans délais importants (modalités de travail du sol, cultures intermédiaires, prairies temporaires, modes d'exploitation des prairies...), sans modification des modes d'occupation du sol (équilibre forêt-agriculture notamment), des systèmes de production agricoles et de leur localisation. Des leviers à plus long terme supposant un effort additionnel de recherche (levier génétique, par exemple) sont cependant évoqués dans l'analyse bibliographique. La quantification du potentiel de stockage additionnel de carbone et d'atténuation des émissions de GES permis par des leviers plus systémiques associés à des transformations plus radicales des systèmes de production agricoles (réassociation agriculture-élevage, changements d'occupation des sols, développement de l'agriculture biologique...) supposerait une autre étude et la mobilisation de modèles différents de ceux utilisés dans le cadre de ce travail.

Méthode d'estimation du potentiel de stockage : une approche basée sur la modélisation

Le potentiel de stockage quantifié dans le cadre de cette étude est le stockage additionnel lié à l'adoption de nouvelles pratiques, par rapport au stockage (ou déstockage) qui aurait été observé avec les pratiques agricoles actuelles. Pour cela, la « ligne de base », correspondant à l'évolution du stock de C sous l'effet des pratiques actuelles, a été estimée et analysée. Le stockage additionnel de C, lié à l'adoption d'une nouvelle pratique, est calculé par différence entre le stock simulé sous hypothèse d'adoption de la pratique stockante et le stock simulé sous hypothèse de maintien de la pratique actuelle. Les simulations ont été faites sur l'horizon 0-30 cm, à la fois du fait de la capacité limitée d'un des modèles utilisés à simuler l'évolution du stock de C sur toute la profondeur de sol et parce qu'une information sur l'horizon 0-30 cm permettait plus facilement des comparaisons avec la bibliographie tout en étant pertinente d'un point de vue agronomique. Sur les résultats agrégés finaux des calculs de stockage sur toute la profondeur de sol ont cependant été réalisés car c'est ce qui est le plus pertinent en termes d'atténuation du changement climatique. Les simulations ont été réalisées sur 30 années pour tenir compte du temps de réponse du stockage de C aux pratiques mises en œuvre et de la variabilité climatique interannuelle. Les données climatiques utilisées ont été celles de la période 1982-2012. Afin de tenir compte de l'effet du changement climatique sur l'évolution des stocks de carbone, des simulations étaient prévues sous un autre scénario climatique mais celles-ci n'ont pas été réalisées faute de temps. Elles ont été réalisées postérieurement à la rédaction de ce rapport et figurent dans un document annexe. Les résultats relatifs au stockage de C sont exprimés en kg ou tonne de C par hectare et par an pour les valeurs unitaires, et en Mt de C par an pour les valeurs agrégées à l'échelle d'un territoire. Une valeur positive correspond à un stockage additionnel de carbone alors qu'une valeur négative

correspond à un déstockage. A l'inverse les bilans GES complets intégrant les variations des autres postes d'émissions (N₂O et CH₄ notamment) en plus du stockage additionnel de C dans le sol sont exprimés en CO₂équivalent. Une valeur positive correspond à une émission vers l'atmosphère alors qu'une valeur négative correspond à un retrait de l'atmosphère. Un stockage additionnel de C est donc compté positivement dans tous les calculs relatifs au stock de C du sol, mais négativement dans les calculs finaux de bilan GES.

Pour pouvoir rendre compte des nombreux processus contrôlant l'évolution des stocks de C du sol sous l'effet des pratiques, en interaction avec la variabilité du pédoclimat, l'approche choisie pour la quantification du potentiel de stockage additionnel de carbone a été celle d'une modélisation spatialement explicite à une résolution spatiale fine (de l'ordre de quelques km²). L'intérêt est de tenir compte de l'extrême variabilité des contextes pédoclimatiques et agronomiques français, bien renseignée par les bases de données disponibles sur les sols, les climats, les systèmes de cultures et d'élevage, tout en couvrant une gamme large de modes d'occupation du sol et de types d'agriculture représentatifs d'Europe de l'Ouest, donnant ainsi une certaine généralité aux résultats. Les simulations ont été faites en utilisant les modèles STICS en grandes cultures et PaSim en prairie permanente, intégrant une représentation explicite du cycle du carbone dans le système sol-plante et pouvant rendre compte de l'effet des multiples facteurs pédoclimatiques et des pratiques sur l'évolution des stocks de carbone et d'autres variables d'intérêt (rendement, lixiviation d'azote, émissions de N₂O...). Ces deux modèles ont été largement utilisés et évalués en France et dans des contextes agropédoclimatiques similaires, ce qui leur confère une certaine robustesse pour une utilisation à l'échelle nationale. Ils sont bien maîtrisés par les équipes en charge de l'étude. Plusieurs bases de données nationales sur les sols, les climats, les pratiques agricoles ont été mobilisées pour renseigner les variables d'entrée des modèles.

Par rapport aux estimations du potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols publiées dans la littérature internationale, généralement obtenues en multipliant un potentiel de stockage unitaire, basé sur quelques données d'essais, par de grandes surfaces, l'approche de modélisation spatialement explicite mise en œuvre dans le cadre de cette étude lui confère une forte originalité. A titre d'exemple, la mise en œuvre de l'approche classique pour évaluer le potentiel de stockage de C lié aux cultures intermédiaires aurait conduit à une valeur d'environ 5,36 Mt de C par an (0,31 t de C par hectare et par an de stockage additionnel, voir chapitre « les cultures intermédiaires, intercalaires » de l'analyse bibliographique, multiplié par 17,3 Mha de grandes cultures), alors que l'approche par modélisation, tenant compte de la réalité des possibilités d'insertion de cultures intermédiaires dans les séquences de culture, de l'existence de cultures intermédiaires déjà présentes dans la ligne de base, et des multiples interactions contrôlant le stockage effectif localement conduit à une estimation beaucoup plus prudente de 2,02 Mt de C par an. Pour quelques pratiques stockantes pour lesquelles on ne disposait pas de modèles susceptibles de simuler le stockage additionnel de C (agroforesterie, haies), c'est néanmoins l'approche classique par extrapolation de valeurs moyennes qui a été utilisée.

Pour chaque pratique stockante, ayant donné lieu à des simulations ou à un calcul d'ordre de grandeur, une assiette maximale technique a été déterminée, tenant compte des obstacles techniques à sa mise en œuvre (durée de l'interculture et type de sol pour les cultures intermédiaires, hydromorphie du sol et espèces présentes dans la succession de cultures pour le semis direct, présence d'un élevage ruminant pour l'insertion de prairies temporaires dans les successions de grande culture, taille des parcelles et profondeur du sol pour l'agroforesterie...). Quand c'était nécessaire, ces calculs d'assiette et les modalités de mise en œuvre des pratiques stockantes testées ont tenu compte d'autres objectifs majeurs tels que la réduction de l'usage du glyphosate, en interaction avec le développement du semis direct, ou la préservation de la qualité des sols, en interaction avec la mobilisation de nouvelles ressources organiques épandables.

Estimation du coût de stockage et optimisation de l'effort pour atteindre l'objectif

Comme pour le stockage additionnel de carbone, l'estimation du coût des pratiques stockantes réalisée dans le cadre du volet économique de l'étude correspond à un « coût additionnel », correspondant aux variations de dépenses et de recettes associées aux modifications induites par la pratique "stockante" par rapport aux pratiques actuelles. Le coût calculé est le coût technique pour l'agriculteur. Ce coût peut représenter une perte (coût positif) ou un gain (coût négatif). Dans quelques cas (mobilisation de nouvelles ressources organiques notamment), ce coût pour l'agriculteur a été complété par des indications relatives au coût pour la collectivité (coût de collecte par exemple). Les calculs ont été faits à l'échelle des anciennes régions administratives en utilisant les données technico-économiques (d'assolement, de prix des produits et des intrants...) disponibles dans des bases de

données existantes (Statistique agricole annuelle, Réseau d'information comptable agricole...) moyennées sur la période 2009-2013 afin de lisser les variations interannuelles. Le choix d'une référence « dynamique », avec évolution tendancielle des assolements, du cheptel, des prix des facteurs de production et des produits, plutôt qu'une référence « statique », aurait nécessité de disposer de projections cohérentes et complètes sur 30 ans en termes de prix, quantités et ressources disponibles, non disponibles actuellement.

Enfin, le modèle d'optimisation mis en œuvre, utilisant les informations issues des simulations agronomiques et les calculs de coûts, permet, pour une cible de stockage donnée, de sélectionner les pratiques à mettre en œuvre, et les régions où le faire, pour atteindre la cible de stockage fixée en minimisant le coût. C'est cette procédure qui détermine les surfaces sur lesquelles une pratique favorable au stockage va effectivement être mise en œuvre. L'outil choisi pour effectuer cette allocation optimale de l'effort de stockage de carbone est le modèle BANCO développé par l'INRA.

Modalités de mise en œuvre

L'étude a été conduite par la **Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études** de l'INRA (DEPE, encadré 1), sous la responsabilité de deux pilotes scientifiques et d'un coordinateur de projet, entourés d'un collectif d'une trentaine d'experts choisis pour leurs compétences (encadré 2) et leur impartialité (encadré 3) sur le sujet, avec l'appui d'une équipe-projet DEPE.

Un **comité technique**, animé par l'ADEME et composé de représentants du monde agricole, a été constitué pour aider au recueil d'informations techniques et d'avis sur la faisabilité et l'acceptabilité des scénarios envisagés. Un **comité consultatif d'acteurs** a été informé de la mise en place de l'étude à son démarrage et de ses principaux choix méthodologiques, puis des résultats avant leur diffusion, afin de recueillir leurs avis sur les orientations et les principales conclusions de l'étude. Enfin, le **comité de suivi**, constitué de représentants des commanditaires et de l'INRA, s'est assuré du bon déroulement du travail.

1.3. Plan du rapport

L'étude et ses résultats sont présentés en trois grandes parties et des annexes :

- Un **état des connaissances** scientifiques sur le carbone du sol (Chapitre 3), incluant un rappel des principales notions et définitions, l'état des connaissances sur les processus relatifs à la dynamique du carbone du sol et à son rôle dans les agrosystèmes, l'état de l'art en matière de modélisation, l'état actuel des stocks en France et les tendances d'évolution, l'état des connaissances sur l'effet des pratiques agricoles ou sylvicoles susceptibles d'accroître le stockage de C dans les sols, les méthodes de calcul des coûts des pratiques et les freins, leviers et politiques incitatives pour favoriser leur adoption.
- Un calcul du **potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols français** (Chapitre 4), par couplage d'une estimation par modélisation du potentiel agronomique de stockage additionnel de carbone par adoption de pratiques stockantes, d'un calcul de coût de mise en œuvre de ces pratiques et d'un modèle d'optimisation permettant une allocation coût-efficace de l'effort de stockage. Les pratiques stockantes candidates ont été choisies au vu des résultats de l'analyse bibliographique.
- Un **chapitre de synthèse et conclusion** (Chapitre 5) qui discute, en termes de politiques publiques, les possibilités technico-économiques d'accroissement des stocks de C des sols français.
- Des **fiches « action »** (en annexes), **récapitulatives** des résultats agronomiques et économiques relatifs à chacune des pratiques analysées (introduction, présentation générale de la pratique, potentiel de stockage, autres impacts, détail du calcul des coûts, positionnement après optimisation, discussion).

A la fin du document figure le rapport d'une **étude complémentaire**, intitulée "Effet du changement climatique sur le stockage de carbone dans les sols de grandes cultures", réalisée après la présentation publique des principaux résultats de l'étude « 4 pour mille France ». Ce travail est basé sur des simulations qui combinent l'ensemble des pratiques compatibles entre elles et simulables sous STICS, et testent un scénario de changement climatique.

Références bibliographiques

- Amundson, R.; Biardeau, L., 2018. Soil carbon sequestration is an elusive climate mitigation tool. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (46): 11652-11656. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1815901115>
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Expertise Scientifique Collective, Synthèse du rapport*. Paris: INRA, 36 p. <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/225455-e2ffa-resource-synthese-en-francais.html>
- Baveye, P.C.; Berthelin, J.; Tessier, D.; Lemaire, G., 2018. The "4 per 1000" initiative: A credibility issue for the soil science community? *Geoderma*, 309: 118-123. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.005>
- de Vries, W., 2018. Soil carbon 4 per mille: a good initiative but let's manage not only the soil but also the expectations. *Geoderma*, 309: 111-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.023>
- IPCC; Masson-Delmotte, V.; Zhai, P.; Pörtner, H.O.; Roberts, D.; Skea, J.; Shukla, P.R.; Pirani, A.; Moufouma-Okia, W.; Péan, C.; Pidcock, R.; Connors, S.; Matthews, J.B.R.; Chen, Y.; Zhou, X.; Gomis, M.I.; Lonnoy, E.; Maycock, T.; Tignor, M.; Waterfield, T., 2018. *Global Warming of 1.5° C: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5° C Above Pre-industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Meersmans, J.; Arrouays, D.; Van Rompaey, A.J.J.; Page, C.; De Baets, S.; Quine, T.A., 2016. Future C loss in mid-latitude mineral soils: climate change exceeds land use mitigation potential in France. *Scientific Reports*, 6. <http://dx.doi.org/10.1038/srep35798>
- Minasny, B.; Malone, B.P.; McBratney, A.B.; Angers, D.A.; Arrouays, D.; Chambers, A.; Chaplot, V.; Chen, Z.S.; Cheng, K.; Das, B.S.; Field, D.J.; Gimona, A.; Hedley, C.B.; Hong, S.Y.; Mandal, B.; Marchant, B.P.; Martin, M.; McConkey, B.G.; Mulder, V.L.; O'Rourke, S.; Richerde-Forges, A.C.; Odeh, I.; Padarian, J.; Paustian, K.; Pan, G.X.; Poggio, L.; Savin, I.; Stolbovoy, V.; Stockmann, U.; Sulaeman, Y.; Tsui, C.C.; Vagen, T.G.; van Wesemael, B.; Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292: 59-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Poulton, P.; Johnston, J.; Macdonald, A.; White, R.; Powlson, D., 2018. Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted Research, United Kingdom. *Global Change Biology*, 24: 2563-2584. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14066>
- Schlesinger, W.H.; Amundson, R., 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. *Global Change Biology*, 25 (2): 386-389. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14478>
- Soussana, J.-F.; Luffalla, S.; Ehrhardt, F.; Todd, R.; Lamanna, C.; Havlik, P.; Richards, M.; Wollenberg, E.; Chotte, J.-L.; Torquebiau, E.; Ciais, P.; Smith, P.; Lal, R., 2019. Matching policy and science: rationale for the '4 per 1000 - soils for food security and climate' initiative. *Tillage Research*, 188: 3-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>
- van Groenigen, J.W.; van Kessel, C.; Hungate, B.A.; Oenema, O.; Powlson, D.S.; van Groenigen, K.J., 2017. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environmental Science & Technology*, 51 (9): 4738-4739. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b01427>
- VandenBygaert, A.J., 2018. Comments on soil carbon 4 per mille by Minasny *et al.* 2017. *Geoderma*, 309: 113-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.024>
- White, R.E.; Davidson, B.; Lam, S.K.; Chen, D.L., 2018. A critique of the paper 'Soil carbon 4 per mille' by Minasny *et al.* (2017). *Geoderma*, 309: 115-117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.025>

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Chapitre 2

Eléments de méthodologie de l'étude

Contributeurs

Sophie Le Perchec et Olivier Réchauchère

Décembre 2020

2.1. Principes et méthodes de travail pour les projets conduits par la DEPE de l'INRA

La présente étude a été réalisée par l'Inra, en adoptant les principes et la méthode établis par sa Délégation à l'expertise collective, à la prospective et aux études (DEPE) pour la conduite des Expertises scientifiques collectives (ESCo).

L'expertise scientifique en appui aux politiques publiques

L'activité d'ESCo développée depuis 2002 à l'Inra se définit comme une activité d'analyse et d'assemblage de connaissances produites dans des champs très divers du savoir et pertinentes pour éclairer l'action publique. Elle vise à mettre en évidence les acquis scientifiques, les points d'incertitudes, les lacunes et les éventuelles questions faisant l'objet de controverses scientifiques. L'activité institutionnelle d'ESCo est bien formalisée à l'Inra (*cf. infra*) et dans l'ensemble des organismes de recherche qui la pratiquent, et fait l'objet d'une charte nationale signée en 2011.

La DEPE conduit et coordonne également des études, exercices qui prolongent la démarche d'ESCo en incluant un volet de traitement et d'assemblage de données existantes (analyses statistiques, calculs, simulations à l'aide de modèles existants, méta-analyses...), fondé sur une analyse des connaissances scientifiques publiées.

Les opérations d'ESCo et d'étude sont conduites dans le respect d'une charte Inra de l'Expertise Scientifique Institutionnelle et dans les procédures de travail de la DEPE, qui énoncent des principes dont le respect garantit la robustesse des argumentaires produits : compétence et pluralité des experts, impartialité (qui repose sur l'examen des déclarations d'intérêt des experts par le comité de déontologie de l'Inra), transparence concernant la méthodologie suivie et la traçabilité des actions et moyens mis en œuvre au cours de l'opération. Ces principes et méthodes sont formalisés dans un document synthétique³

Définition et fonctionnement de l'expertise scientifique

Le périmètre et les questions structurant l'exercice sont établis conjointement par l'Inra et les commanditaires en début d'exercice. Le groupe de travail d'une ESCo ou d'une étude s'articule autour de deux entités : un collectif pluridisciplinaire d'experts scientifiques présidé par des pilotes scientifiques, et une équipe projet.

Les experts scientifiques sont des chercheurs et ingénieurs issus de divers organismes publics de recherche, identifiés par l'Inra sur la base de leurs publications (attestant de leurs compétences disciplinaires). Ils extraient de la littérature académique internationale les éléments pertinents pour l'action publique, les complètent par des traitements et des assemblages de données dans le cas des études, et rédigent collectivement un rapport scientifique. Si nécessaire, des experts techniques (également issus d'organismes publics de recherche) sont sollicités pour réaliser les opérations calculatoires incluses dans les études. Les pilotes scientifiques fixent les orientations scientifiques de l'étude, animent la production collective et pluridisciplinaire, vérifient la robustesse et la cohérence scientifique des résultats produits par les experts.

L'équipe projet est responsable de la coordination générale du projet dans le respect des méthodes et procédures établies par la DEPE. Au sein de cette équipe, des chargés d'études recrutés spécialement pour le projet développent, sous la responsabilité des experts, des tâches spécifiques : méta-analyse sur une partie du corpus, modélisation, simulations. Les experts scientifiques sont responsables du contenu du rapport et de ses conclusions.

Un Comité de suivi, animé par la DEPE, est mis en place dès le démarrage des travaux. Il assure l'interface entre le groupe de travail et les commanditaires et veille au bon déroulement des travaux. Il est composé des représentants des commanditaires, de l'Inra en tant qu'institut porteur et de ses éventuels partenaires. Le Comité de suivi n'a pas mission à valider le contenu des livrables de l'exercice, mais il est consulté au sujet de la pertinence des livrables vis-à-vis des questions qui ont motivé la commande. Le groupe de travail reste seul juge des suites à donner aux remarques et aux suggestions formulées.

³ <https://www.inrae.fr/actualites/quels-principes-inrae-conduit-il-expertise-ou-etude-scientifique-collective>

Un Comité consultatif d'acteurs, animé par la DEPE, est également mis en place dans le but d'informer les parties prenantes des orientations et des conclusions de l'exercice, et de recueillir les préoccupations, intérêts et questionnements des acteurs au sujet de l'opération en cours. Il vise donc à réunir des représentants de tous les acteurs de la société susceptibles d'être concernés par les conclusions de l'exercice et d'en utiliser les résultats : instances des ministères intéressées par l'ESCO ou par l'étude sans en être commanditaires, agences françaises, associations environnementales ou de consommateurs, collectivités locales, organisations professionnelles, acteurs économiques des filières agro-alimentaires, groupements d'intérêt scientifique...

Enfin, dans le cas des études, le travail additionnel nécessaire pour compléter l'analyse de la littérature scientifique peut amener à mobiliser des données non directement accessibles au groupe de travail (ex. : résultats d'expérimentations de terrain non publiés). De plus, l'analyse de telles données nécessite parfois de mobiliser des compétences hors organismes de recherche publique. Pour cela, un Comité technique est mis en place, regroupant des acteurs de terrain le plus souvent issus de structures de recherche-développement, qui vient en appui aux experts scientifiques pour discuter certains choix effectués au sein du collectif d'experts et interpréter certains résultats issus de données techniques et/ou de terrain.

2.2. Caractérisation du collectif d'experts : champs disciplinaires couverts, collaborations scientifiques

Identification et qualification des experts potentiels

Au cours des mois de mars, avril et début mai 2017, un travail d'identification d'experts potentiels a été mené par les pilotes scientifiques, sur la base de leur connaissance du champ thématique de l'étude. Une première liste de 41 experts potentiels a été établie (cf. Tableau 2-1). Parallèlement, une équation de recherche (cf. figure 2-1) a été construite, avec un double objectif : établir le corpus bibliographique préliminaire de l'étude d'une part (cf. chapitre 3), identifier et qualifier des experts potentiels issus des pays francophones de la zone tempérée d'autre part, sur la base de leurs publications académiques.

# 7	2,520	#5 OR #3 Refined by: COUNTRIES/REGIONS: (CANADA OR FRANCE OR SWITZERLAND OR BELGIUM) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>
# 6	15,732	#5 OR #3 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>
# 5	5,178	#4 AND #2 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>
# 4	8,934	TS=(organic NEAR/3 Sequestration) OR TS=(organic NEAR/3 storage) OR TS=(organic NEAR/3 stabili*ation) OR TS=(organic NEAR/3 turnover) OR TS=(organic NEAR/3 turn-over) OR TS=(organic NEAR/3 residence) OR TS=(organic NEAR/3 minerali*ation) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>
# 3	12,475	#2 AND #1 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>
# 2	673,539	TS=Soil <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>
# 1	28,842	TS=(carbon NEAR/2 Sequestration) OR TS=(carbon NEAR/2 storage) OR TS=(carbon NEAR/2 stabili*ation) OR TS=(carbon NEAR/2 turnover) OR TS=(carbon NEAR/2 turn-over) OR TS=(carbon NEAR/2 "residence time") OR TS=(carbon NEAR/2 minerali*ation) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017</i>

Figure 2-1. Equation de recherche principale de l'étude.

Cette équation associe la dynamique du carbone (#1) et la dynamique de la matière organique (#4) et la croise avec la thématique du sol (#2) pour finalement obtenir le corpus des articles (15 732) traitant du stockage et de la dynamique du carbone dans le sol (#6). Dans ce corpus, pour les besoins de l'identification et de la sélection des experts, on retient ceux de la zone francophone tempérée (#7), pour obtenir 2 520 articles. Source : Web of Science Core Collection (Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED, IC Timespan=1956-2017)

La confrontation de la liste des auteurs des 2 520 publications avec celle des 41 experts pré-identifiés par les pilotes a permis de constituer la liste d'experts potentiels de référence, constituée de 47 noms (tableau 2-1). On a pu vérifier (cf. figure 2-2) que ces experts avaient publié un total de 1 056 articles concernant le carbone ou la matière organique du sol, confirmant ainsi la pertinence de la liste élaborée initialement. Parmi ces 47 chercheurs, certains ont peu ou pas de publications référencées dans le Web of Science du fait de leur thématique de recherche (économie, agronomie...) mais leurs compétences ont été jugées complémentaires au périmètre *stricto sensu* de l'étude.

Tableau 2-1. Experts potentiels. En bleu : les 41 experts issus du travail de réflexion spontanée des pilotes.
En vert : les experts ajoutés après confrontation à la liste des auteurs issus de la recherche bibliographique décrite à la figure 2-1

Experts potentiels pour l'Etude 4p1000 *	records	% of 2 520	Commentaire
*Bamière Laure (pilote)	1	0.040	
*Pellerin Sylvain (pilote)	4	0.159	
Angers D*	36	1.429	
Arrouays D*	25	0.992	
Augusto L*	12	0.476	
Balesdent J*	27	1.071	
Barre P*	12	0.476	
Basile Doelsch I*	8	0.317	
Bellassen V*	2	0.079	
Bernoux M*	36	1.429	
Carpentier A.	1	0.040	
Caurla S*			Economiste (forestier)
Cecillon L*	7	0.278	
Chabbi A*	24	0.952	
Chakir R*			Economiste
Chenu C*	42	1.667	
Chevallier T*	20	0.794	
Constantin J*	1	0.040	
De Cara S*	2	0.119	
De Noblet N*	1	0.040	
Delame N*	1	0.040	
Derrien D*	6	0.040	
Dignac MF*	15	0.079	
Duru M*	2	0.040	
Ferchaud F*	3	0.040	
Fontaine S*	15	0.040	
Guenet B*	13	0.079	
Houot S*	29	0.079	
Jayet PA*	1	0.040	
Jonard M*	4	0.040	
Justes E*	2	0.040	
Klumpp K*	14	0.040	
Lecocq F*			Economiste
Lemercier B*	2	0.040	
Letort E*			Economiste
Loustau D*	3	0.079	
Martin M*	4	0.159	
Mary B*	18	0.040	
Menasseri S*	5	0.040	
Mignolet C*			Agronomie -SAD
Morvan T*	7	0.119	
Mosnier C*			Agronomie
Rumpel C*	62	0.040	
Saint-Andre L*	2	0.040	
Therond O*			Agronomie
Vaudour E*	2	0.198	
Viaud V*	10	0.040	
Viovy N*	3	0.119	
Walter C*	11	0.079	

Nous avons alors élaboré une nouvelle requête englobant de façon très large la thématique du carbone et de la matière organique du sol et en identifiant dans cet ensemble les publications de nos 47 experts potentiels (Figure 2-2). L'objectif était de pouvoir examiner plus en détail les publications de ces 47 experts, et être en mesure d'enrichir le vocabulaire pour la sélection de mots-clés qui ont été utilisés pour la constitution des corpus de travail fournis aux experts (voir la méthode d'élaboration du corpus biblio de l'étude en annexe du ch.3).

# 4	1,056	#3 AND #2 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 3	31,139	AU=(ANGERS D* OR ARROUAYS D* OR AUGUSTO L* OR BALESSENT J* OR BARRE P* OR BASILE-DOELSCH I* OR BELLASSEN V* OR BERNOUX M* OR CARPENTIER A* OR CAURLA S* OR CECILLON L* OR CHABBI A* OR CHAKIR R* OR CHENU C* OR CHEVALLIER T* OR CONSTANTIN J* OR DE CARA S* OR DE NOBLET-DUCOUDRE N* OR DELAME N* OR DERRIEN D* OR DIGNAC M* OR DURU M* OR FERCHAUD F* OR FONTAINE S* OR GUENET B* OR HOUOT S* OR JAYET PA* OR JONARD M* OR JUSTES E* OR KLUMPP K* OR LECOQ F* OR LEMERCIER B* OR LETORT E* OR LOUSTAU D* OR MARTIN M* OR MARY B* OR MENASSERI-AUBRY S* OR MIGNOLET C* OR MORVAN T* OR MOSNIER C* OR RUMPEL C* OR SAINT-ANDRE L* OR THEROND O* OR VAUDOUR E* OR VIAUD V* OR VIOVY N* OR WALTER C*) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 2	17,295	TS=((soil* AND carbon)) OR TS=((soil* AND " organic matter")) Refined by: COUNTRIES/REGIONS: (CANADA OR FRANCE OR SWITZERLAND OR BELGIUM) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 1	120,327	TS=((soil* AND carbon)) OR TS=((soil* AND " organic matter")) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>

Figure 2-2. Qualification des experts potentiels : les 47 experts identifiés ont publié 1 056 articles dans le domaine du carbone organique des sols.

Sélection finale des experts

La première liste de 47 experts (cf. tableau 2-1) a été affinée par les pilotes en respectant plusieurs critères : s'assurer de couvrir toutes les disciplines de l'étude, sélectionner des experts ayant des capacités de travailler dans ce type d'exercice collectif, par exemple parce qu'ils auraient une expérience préalable sur des travaux d'expertise, enfin tenir compte de considérations plus pratiques comme la disponibilité et l'indisponibilité des experts durant la période de l'étude. Tout ceci a amené à solliciter des experts (au nombre de 6) qui ne figuraient ni dans la liste initiale des 41 noms suggérés par les pilotes, ni dans la liste des 47 experts potentiels, obtenue après confrontation avec les noms issus de la recherche bibliographique. Une liste finale de 30 experts a finalement été établie (cf. Tableau 2-2)

Tableau 2-2. Liste des 30 experts principaux, avec leur nombre de publications dans la thématique de l'étude : (soil* AND carbon) OR (soil* AND « organic matter* »).

En rouge : les experts ajoutés pour équilibrer les compétences disciplinaires du groupe.

Experts de l'étude	records	% of 2520
Anne-Isabelle Graux		
Bertrand Guenet	13	0.079
Claire Chenu	42	1.667
Claire Mosnier		
Delphine Meziere		
Denis Angers	36	1.429
Elodie Letort		
Eric Ceschia		
Francois Gastal	5	0.198
Isabelle Basile Doelsch	8	0.317
Jean Roger-Estrade	5	0.198
Jerome Balesdent	27	1.071
Joel Daroussin		
Julie Constantin	1	0.040
Katja Klumpp	14	0.040

suite		
Laure Bamière	1	0.040
Laurent Augusto	12	0.476
Laurent Saint-Andre	2	0.040
Lauric Cecillon	7	0.278
Manuel Martin	4	0.159
Nathalie Delame	1	0.040
Olivier Therond		
Philippe Delacote		
Remi Cardinael	4	0.159
Sabine Houot	29	0.079
Safya Menasseri	5	0.040
Sylvain Pellerin	4	0.159
Thierry Morvan	7	0.119
Valentin Bellassen	2	0.079
Valerie Viaud	10	0.040

Éléments d'analyse de la production scientifique des experts retenus

Cette analyse a été faite sur la base du corpus de toutes les publications scientifiques des 30 experts de l'étude référencées dans le Web of Science, que ces publications relèvent du champ thématique de l'étude stricto sensu ou non. Ce corpus de 1 292 références (1986-2018) a été analysé (outils d'analyse des données : logiciel bibliographique Endnote – plateforme d'analyse textuelle Cortext <https://www.cortext.net/projects/cortext-manager/>

Caractérisation des liens de publication entre experts

Les experts de l'étude ont relativement peu publié les uns avec les autres : sur un total de 1 292 publications, on ne dénombre que 40 co-publications, intégrant au maximum 5 experts de l'étude (cf. tableau 2-3). Cela confirme *a posteriori* que le choix des experts a respecté un principe de diversité. L'analyse qualitative de ces liens de publications révèle néanmoins des pôles d'intérêts assez bien définis (figure 2-3), confirmés par les Wos categories (figure 2-3, tableaux 2-4 et 2-5) :

- un pôle s'organisant autour d'experts spécialistes des questions de sciences du sol plus fondamentales (Chenu, Basile-Doelsch, Balesdent et Guenet) auquel se rattache de façon plus ou moins étroite des spécialistes des milieux les moins anthropisés (Cecillon et Saint-André pour les forêts ; Klumpp et de façon moins étroite Graux et Gastal pour les prairies) ou des questions de sciences du sol pour des milieux sous contrainte anthropique (Houot). La position de Ceschia est plus difficile à interpréter.
- un pôle articulé autour d'agronomes des champs cultivés et des pratiques agricoles en général (Pellerin, Constantin, Therond et Roger-Estrade) auquel se rattache un expert des pratiques forestières assez intensives (Augusto).
- un pôle intermédiaire faisant le pont entre les deux précédents où les experts s'intéressent à la fois à des considérations fondamentales des sols, dont des approches spatialisées (Martin et Viaud) et des considérations plus proches des pratiques, comme la question du mode d'occupation des sols (Angers). Le rattachement de deux experts à ce pôle (Menasseri, Morvan) est plus difficile à interpréter.
- à partir de cette structuration reposant sur les experts du domaine bio-technique, il est intéressant de voir comment se positionnent les économistes : Bellassen proche des experts de sciences du sol, sans doute du fait de son intérêt pour les questions de carbone et d'usages des sols ; Delame et Bamière avec les agronomes, du fait de leur intérêt pour les pratiques agricoles.

Cinq experts (soit 1/6 du collectif, Daroussin, Delacote, Letort, Mézière et Mosnier, cf. Tableau 2-4) n'ont aucune co-publication avec au moins un des autres experts, pour des raisons hypothétiques diverses : soit parce qu'ils travaillent sur une thématique qui est assez peu mobilisée dans les études concernant la séquestration de carbone dans le sol (cas de l'érosion, Joël Darroussin), soit parce qu'ils sont plus tournés vers la communauté des chercheurs de leurs disciplines (économistes, Claire Mosnier et Elodie Letort), soit parce qu'ils ont abordé la thématique carbone du sol de façon plus récente (Philippe Delacote et Delphine Mézière). Ils n'apparaissent donc pas sur la figure 2.3 car ils n'ont aucune co-publication avec un expert du collectif.

Tableau 2-3. Répartition du nombre de co-publications entre les 30 experts de l'étude.

Parmi les 1 292 références, 40 ont au moins deux co-auteurs du collectif des 30 experts (soit 3% du corpus).

Nombre de publications des 30 experts de l'étude	Nombre de références en co-publications				
	2 co-auteurs	3 co-auteurs	4 co-auteurs	5 co-auteurs	Total co-publications
1 292	30	6	2	2	40

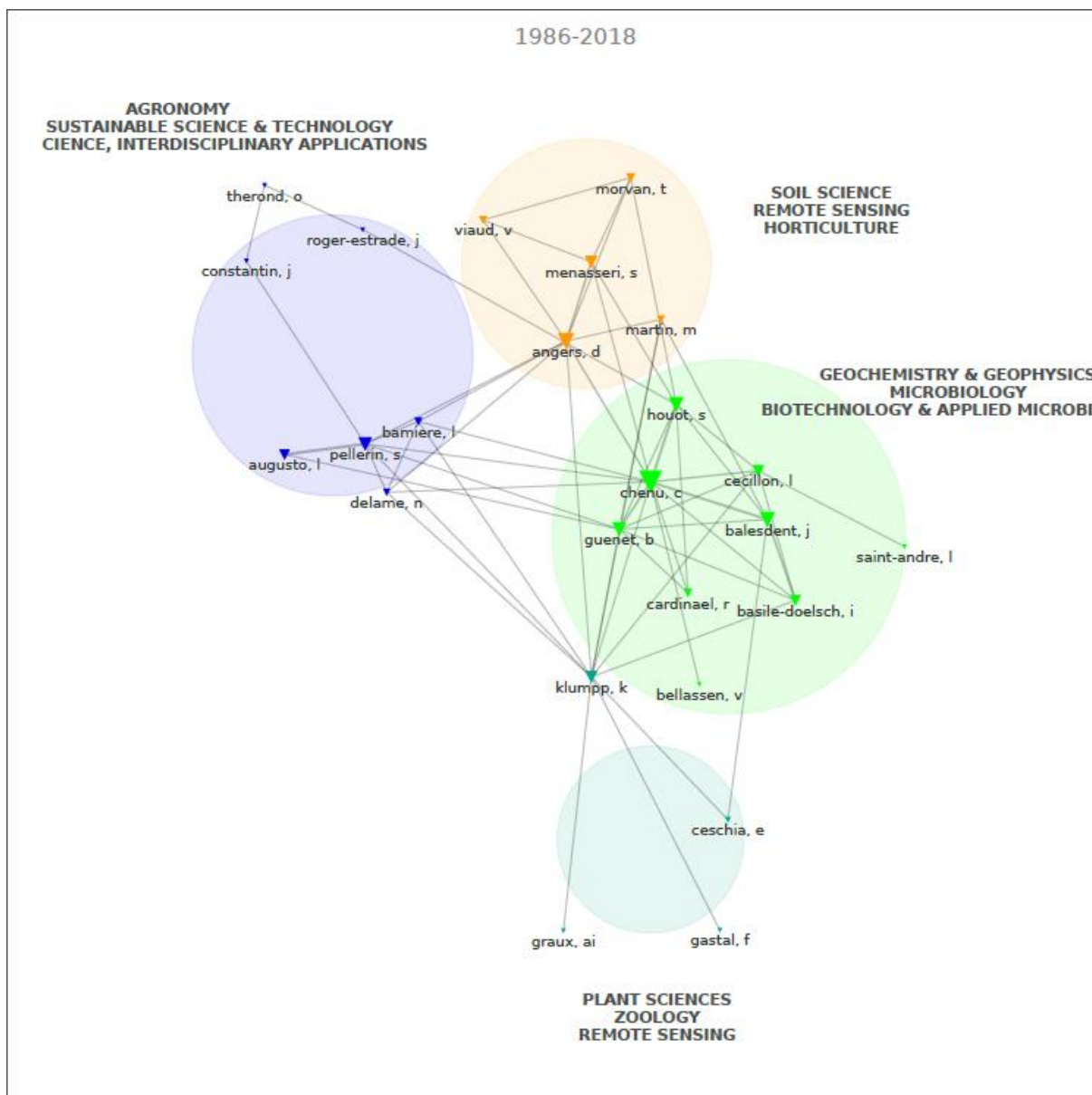


Figure 2-3. Co-publications entre experts et WoS categories
(Les WoS categories correspondent aux thématiques (maximum 7) dans lesquelles chaque journal est classé)

Tableau 2-4. Deux principales WoS categories des 5 experts qui n'ont aucune co-publication dans le corpus des 30 experts.
Le nombre indiqué entre parenthèses correspond au nombre d'occurrences de la WoS categories, pour chacun des 5 experts

Joël Daroussin	Soil Science (6)	Geography, Physical; Geosciences, Multidisciplinary (5)
Philippe Delacote	Economics; Energy & Fuels; Environmental Sciences; Environmental Studies (5)	Ecology; Economics; Environmental Sciences; Environmental Studies (4)
Elodie Letort	Agricultural Economics & Policy; Economics (2)	Agriculture, Dairy & Animal Science; Veterinary Sciences (1) Ecology; Economics; Environmental Sciences; Environmental Studies (1) Economics; Environmental Studies (1)
Delphine Mézière	Agronomy (3)	Agriculture, Multidisciplinary (2)
Claire Mosnier	Agriculture, Dairy & Animal Science (3)	Agriculture, Multidisciplinary (3)

Tableau 2-5. Deux principales *Wos categories* du corpus de publications de 25 experts co-publiants.
Le nombre indiqué entre parenthèses correspond au nombre d'occurrences de la *Wos categories*, pour chacun des 25 experts

Expert	Première <i>Wos categorie</i>	Seconde <i>Wos categorie</i>
Anne-Isabelle Graux	Agriculture, Dairy & Animal Science (4)	Agronomy; Forestry; Meteorology & Atmospheric Sciences (2)
Bertrand Guenet	Soil Science (12)	Geosciences, Multidisciplinary (9)
Claire Chenu	Soil Science (67)	Ecology; Geosciences, Multidisciplinary (6) Microbiology (6) Multidisciplinary Sciences (6)
Denis Angers	Soil Science (146)	Environmental Sciences (14)
Eric Ceschia	Agriculture, Multidisciplinary; Ecology; Environmental Sciences (12)	Ecology; Geosciences, Multidisciplinary (6)
Francois Gastal	Agronomy (20)	Plant Sciences (17)
Isabelle Basile Doelsch	Geochemistry & Geophysics (11)	Soil Science (6)
Jean Roger-Estrade	Soil Science (29)	Agronomy; Green & Sustainable Science & Technology (8)
Jerome Balesdent	Soil Science (34)	Geochemistry & Geophysics (9)
Julie Constantin	Agronomy (7)	Computer Science, Interdisciplinary Applications; Engineering, Environmental; Environmental Sciences (3) Agronomy; Plant Sciences; Soil Science (3)
Katja Klumpp	Biodiversity Conservation; Ecology; Environmental Sciences (8)	Ecology; Geosciences, Multidisciplinary (4)
Laure Bamière	Ecology; Economics; Environmental Sciences; Environmental Studies (2)	
Laurent Augusto	Forestry (18)	Soil Science (6)
Laurent Saint-Andre	Forestry (38)	Plant Sciences (7)
Lauric Cecillon	Soil Science (11)	Agronomy; Plant Sciences; Soil Science (3)
Manuel Martin	Soil Science (20)	Remote Sensing; Soil Science (5)
Nathalie Delame	Environmental Sciences (1)	
Olivier Therond	Agronomy; Green & Sustainable Science & Technology (6)	Agriculture, Multidisciplinary (5)
Remi Cardinael	Agronomy; Plant Sciences; Soil Science (2)	Soil Science (2)
Sabine Houot	Soil Science (26)	Environmental Sciences (20)
Safya Menasseri	Soil Science (11)	Agronomy; Plant Sciences; Soil Science (2)
Sylvain Pellerin	Agronomy; Plant Sciences; Soil Science (19)	Agronomy (12)
Thierry Morvan	Soil Science (8)	Agronomy (3)
Valentin Bellassen	Economics; Environmental Studies (6)	Ecology (3)
Valerie Viaud	Soil Science (9)	Agriculture, Multidisciplinary; Ecology; Environmental Sciences (2) Ecology (2) Environmental Sciences (2)

Analyse quantitative des 1 292 références bibliographiques du corpus des 30 experts (Source : *Wos* 1986-2018)

Le corpus provient à plus de 90% de journaux scientifiques (figure 2-4, tableau 2-6) et est constitué à plus de 80% de « journal article » dont 60 reviews (figure 2-5, tableau 2-6). La répartition temporelle suit une dynamique d'augmentation assez classique (figure 2-6).

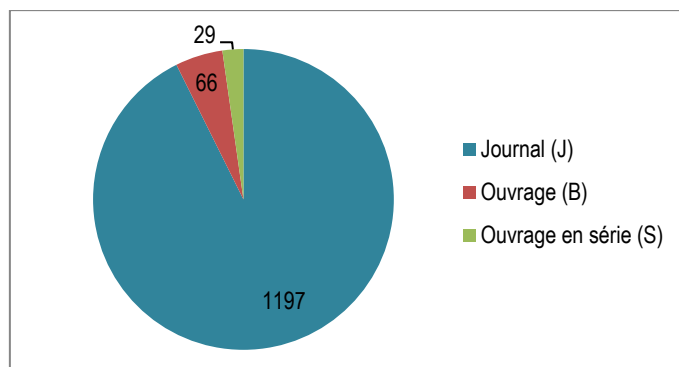


Figure 2-4. Supports de publication du corpus bibliographique des 30 experts

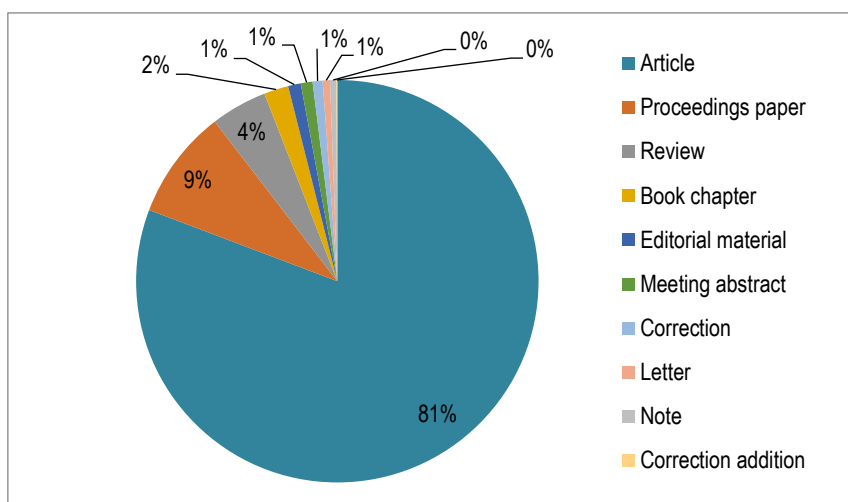


Figure 2-5. Types de publications du corpus bibliographique des 30 experts

Tableau 2-6. Répartition des types de publications par support (J, B ou S)

Type de publication	Journal (J)	Ouvrage (B)	Ouvrage en série (S)
Article	1 032		
Review	60	1	1
Proceedings paper	52	46	22
Editorial material	13	1	
Chapter		18	6
Correction	12		
Letter	8		
Meeting abstract	13		
Note	7		
TOTAL	1 197	66	29

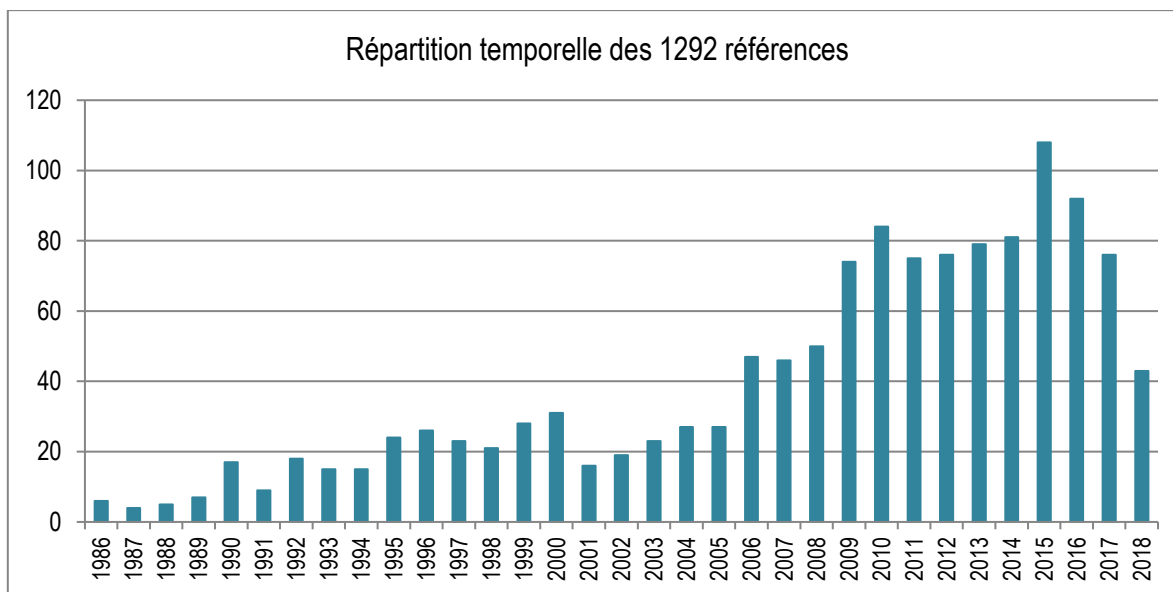


Figure 2-6. Répartition des éléments du corpus par date de publication

Revue et champs disciplinaires couverts

L'analyse des supports de publications (tableau 2-7) et de leur répartition par WoS catégories (tableau 2-8) montre la forte prédominance des supports traitant de sciences du sol suivis par ceux traitant des systèmes et pratiques agricoles, en cohérence avec le champ de l'étude. Pour les experts n'ayant pas de liens de publication avec les autres, on retrouve essentiellement des WoS catégories du domaine des sciences économiques (tableau 2-8).

Tableau 2-7. Supports de publications avec au moins 10 occurrences dans le corpus (pour un total de 311 supports différents)

Titre du journal	Nombre de références
<i>Soil Biology & Biochemistry</i>	68
<i>Canadian Journal of Soil Science</i>	55
<i>Geoderma</i>	51
<i>Plant and Soil</i>	49
<i>Soil Science Society of America Journal</i>	48
<i>Agriculture Ecosystems & Environment</i>	45
<i>European Journal of Soil Science</i>	43
<i>Soil & Tillage Research</i>	34
<i>Forest Ecology and Management</i>	27
<i>Global Change Biology</i>	26
<i>Biogeosciences</i>	25
<i>European Journal of Agronomy</i>	23
<i>Agronomy for Sustainable Development</i>	22
<i>Fourrages</i>	21

suite	
<i>Annals of Forest Science</i>	20
<i>Journal of Environmental Quality</i>	18
<i>Biogeochemistry</i>	15
<i>Organic Geochemistry</i>	15
<i>Biology and Fertility of Soils</i>	14
<i>Nutrient Cycling in Agroecosystems</i>	14
<i>Soil Use and Management</i>	14
<i>Agricultural and Forest Meteorology</i>	13
<i>Agronomie</i>	13
<i>Annals of Botany</i>	12
<i>Geoscientific Model Development</i>	12
<i>Ecological Economics</i>	10
<i>Ecological Modelling</i>	10
<i>Science of the Total Environment</i>	10

Tableau 2-8. Répartition des supports de publications par Wos categories : (a) ayant au moins 10 occurrences dans le corpus total de 1 292 références, (b) pour les experts sans liens de co-publication avec les autres

a. Répartition des supports de publications par Wos categories (ayant au moins 10 occurrences dans le corpus total de 1292 références)

Wos category	Nbre de réfs
Soil Science	368
Forestry	66
Agronomy	61
Environmental Sciences	57
Agronomy; Plant Sciences; Soil Science	51
Agriculture, Multidisciplinary; Ecology; Environmental Sciences	45
Plant Sciences	33
Geochemistry & Geophysics	30
Biodiversity Conservation; Ecology; Environmental Sciences	26
Ecology	26
Multidisciplinary Sciences	26
Ecology; Geosciences, Multidisciplinary	25
Agriculture, Dairy & Animal Science	23
Agriculture, Multidisciplinary	22
Agronomy; Green & Sustainable Science & Technology	22
Geosciences, Multidisciplinary	22
Engineering, Environmental; Environmental Sciences	17
Environmental Sciences; Geosciences, Multidisciplinary	17
Agronomy; Plant Sciences	15
Agronomy; Forestry; Meteorology & Atmospheric Sciences	13
Ecology; Economics; Environmental Sciences; Environmental Studies	10
Economics; Environmental Studies	10
Environmental Sciences; Geosciences, Multidisciplinary; Meteorology & Atmospheric Sciences	10

b. Répartition des supports de publications par Wos categories du corpus de 73 références des 5 experts n'ayant aucune co-publication

Wos category	Nbre de réfs
Economics; Forestry	7
Ecology; Economics; Environmental Sciences; Environmental Studies	6
Soil Science	6
Agriculture, Multidisciplinary	5
Economics; Energy & Fuels; Environmental Sciences; Environmental Studies	5
Geography, Physical; Geosciences, Multidisciplinary	5
Economics; Environmental Studies	4
Geosciences, Multidisciplinary; Soil Science; Water Resources	4
Agriculture, Dairy & Animal Science	3
Agronomy	3
Agricultural Economics & Policy	2
Agricultural Economics & Policy; Economics	2
Agriculture, Dairy & Animal Science; Veterinary Sciences	2
Agronomy; Computer Science, Interdisciplinary Applications; Geography	2
Environmental Sciences	2
Agricultural Economics & Policy; Economics; Environmental Sciences; Environmental Studies; Statistics & Probability	1
Agricultural Economics & Policy; Geosciences, Multidisciplinary; Soil Science	1
Agriculture, Multidisciplinary; Ecology; Environmental Sciences	1
Agronomy; Geography; Geology; Soil Science	1
Agronomy; Plant Sciences	1
Biodiversity Conservation; Environmental Sciences	1
Ecology	1
Economics	1
Engineering, Civil; Geosciences, Multidisciplinary; Water Resources	1
Environmental Sciences; Geosciences, Multidisciplinary	1
Forestry	1
Geography, Physical; Remote Sensing; Soil Science	1
Geosciences, Multidisciplinary	1
Geosciences, Multidisciplinary; Remote Sensing	1
Remote Sensing; Soil Science	1

2.3. Caractérisation des liens d'intérêt dans le collectif d'experts

La description des liens d'intérêt dans le collectif d'experts a été établie sur la base d'une déclaration faite obligatoirement par chaque expert au début de l'étude et qui est examinée par une commission constituée autour de la déléguée à la déontologie de l'INRA

Institutions de rattachement des experts de l'étude

Trente experts ont été sollicités pour cette étude (cf. liste tableau 2-2), en incluant les deux pilotes. Les deux tiers de ces experts (20 experts) sont des chercheurs ou ingénieurs de recherche de l'INRA (figure 2-7). C'est en particulier le cas des deux pilotes de l'étude Sylvain Pellerin (INRA EA) pour la partie agronomique et Laure Bamière (INRA SAE2) pour la partie économique. Les 10 experts non-INRA sont rattachés à l'enseignement supérieur agronomique (3), aux Universités (2), à d'autres EPST (2) et au Cirad (2). Un expert est issu de la recherche publique canadienne.

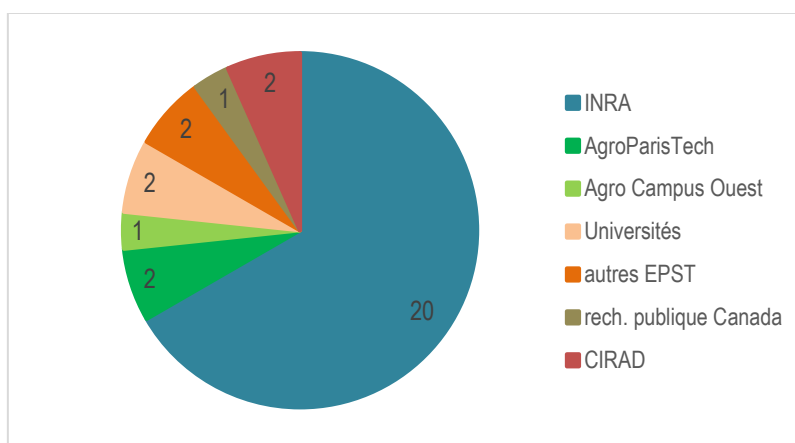


Figure 2-7. Institutions de rattachement des experts de l'étude

Un engagement conséquent dans des activités d'expertise

Dans les 5 années précédant le début de l'étude, plus de la moitié des 30 experts (17) ont participé à des travaux d'expertise, pour un total de 40 projets, qui correspondent dans leur quasi-totalité à des activités de type expertise collective ou « étude » au sens DEPE du terme. Cinq de ces travaux sont néanmoins à la frontière entre l'expertise et la recherche finalisée. Les commanditaires de ces travaux (figure 2-8) sont essentiellement l'ADEME, le MAA et le MTES.

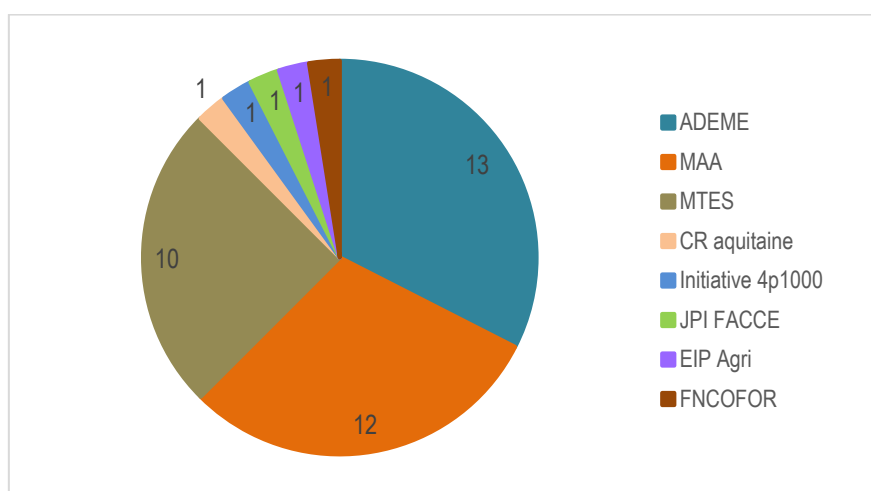


Figure 2-8. Commanditaires des expertises et études auxquelles ont participé les experts

Peu d'activités de consulting

Sur les 5 dernières années, six experts ont déclaré avoir effectué chacun une activité de consulting (figure 2-9), trois d'entre elles étant déjà closes au début de l'étude. Deux de ces six activités ont donné lieu à une rémunération, les autres étant menées à titre gratuit. La distribution des entités commanditaires ne présente pas de déséquilibre notable.

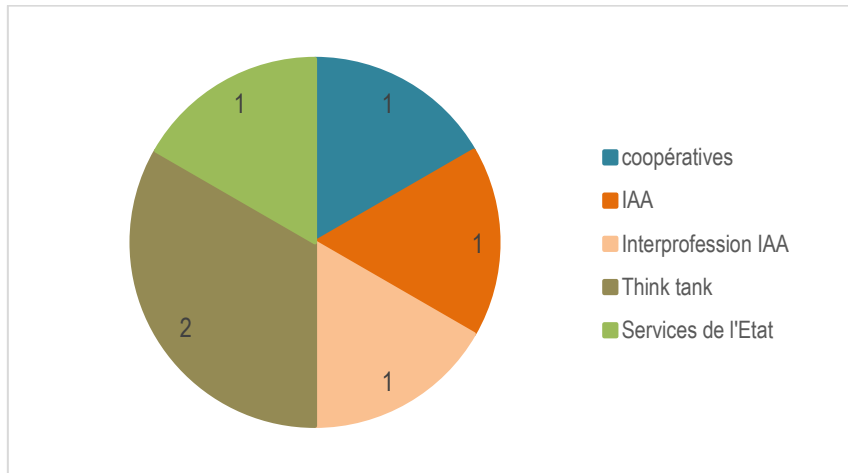


Figure 2-9. Activités de consulting déclarées par les experts de l'étude (IAA : industries Agro-alimentaires)

Faible participation à des colloques ou publications à financement externe

Quatre experts ont déclaré avoir participé à des colloques ou publications à financement externe, pour un total de huit participations (figure 2-10). Elles sont réparties de façon équilibrée : la moitié ont été financées sur des fonds publics ou parapublics (UE, instituts techniques, PNR), l'autre moitié étant à l'initiative d'entreprises privées ou d'interprofessions. Aucune rémunération directe n'a été perçue par les experts.

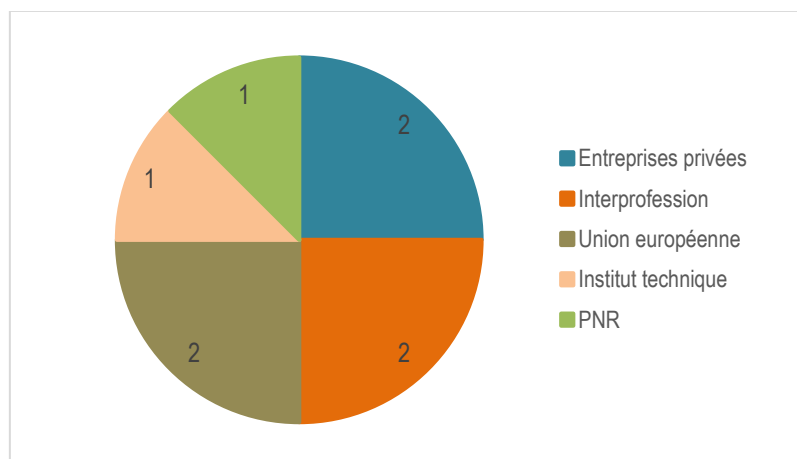


Figure 2-10. Participations à des colloques ou publications à financement externe déclarées par les experts de l'étude

Conclusion

Au vu des déclarations des experts, aucun lien d'intérêt pouvant compromettre l'indépendance des experts n'a été identifié. D'un point de vue collectif, la répartition des liens d'intérêt des experts ne présente pas de déséquilibre susceptible d'affecter l'impartialité du groupe.

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Chapitre 3

Analyse bibliographique

Contributeurs :

Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Valentin Bellassen, Rémi Cardinael, Lauric Cecillon, Eric Ceschia, Claire Chenu, Julie Constantin, Joël Daroussin, Philippe Delacote, François Gastal, Daniel Gilbert, Anne-Isabelle Graux, Bertrand Guenet, Sabine Houot, Katja Klumpp, Camille Launay, Elodie Letort, Manuel Martin, Bruno Mary, Safya Menasseri, Delphine Mézière, Thierry Morvan, Claire Mosnier, Sylvain Pellerin, Jean Roger-Estrade, Laurent Saint André, Olivier Théron, Valérie Viaud

Décembre 2020

Introduction.....	37
3.1. Stockage de carbone dans les sols : définitions, concepts mobilisés et conventions	38
3.1.1. Stockage de carbone lié à un changement de pratique : de quoi parle-t-on ?	38
3.1.2. Définitions et concepts mobilisés dans l'étude du stockage de carbone dans les sols	40
3.1.3. Règles utilisées pour la présentation des résultats bibliographiques et de simulation	44
<i>Références bibliographiques</i>	45
3.2. Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols	46
3.2.1. Principaux processus.....	47
3.2.2. Les processus en fonction du temps : représentations dynamiques	55
3.2.3. Contrôle des temps de résidence du C dans les sols : facteurs biotiques et abiotiques	59
3.2.4. Les processus en regard de deux grands enjeux : changements climatiques et gestion de l'azote dans les systèmes cultivés.....	61
3.2.5. Conclusion	62
<i>Références bibliographiques</i>	62
3.3. Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols.....	69
3.3.1. Représentation de la dynamique du C dans le sol : structure et complexité des modèles.....	69
3.3.2. Représentation des interactions sol - végétation dans la modélisation du C	74
3.3.3. Spatialisation des modèles de dynamique du carbone	76
3.3.4. Incertitude et sensibilité des modèles.....	77
3.3.5. Conclusions	79
<i>Références bibliographiques</i>	79
3.4. Effet de la teneur en C des sols sur le fonctionnement des agroécosystèmes.....	85
3.4.1. Introduction : Effet des matières organiques sur les propriétés des sols et les émissions vers l'environnement : vision d'ensemble	85
3.4.2. Effets des MO du sol sur les propriétés, fonctions et services d'intérêt principalement agricole	87
3.4.3. Effets des MO du sol sur les propriétés, fonctions et services d'intérêt général	91
3.4.4. Conclusion	92
<i>Références bibliographiques</i>	92
3.5. Stocks de carbone des sols métropolitains et effet des changements d'occupation des sols sur l'évolution de ces stocks	95
3.5.1. Répartition géographique des stocks de C des sols.....	95
3.5.2. Valeur des stocks de C des sols sous différents modes d'occupation	97
3.5.3. Tendance actuelle d'évolution des stocks de C des sols sous différents modes d'occupation	99
3.5.4. Effets des changements d'occupation sur les stocks de C des sols	104
3.5.5. Conclusion	107
<i>Références bibliographiques</i>	109
3.6. Etat des connaissances sur des pratiques réputées « stockantes » en forêt.....	116
3.6.1. Introduction	116
3.6.2. Récolte de biomasse	117
3.6.3. Gestion du couvert végétal de l'écosystème	120
3.6.5. Conclusion : combinaisons de pratiques et panorama des possibles	125
<i>Références bibliographiques</i>	126

3.7. Etat des connaissances sur les pratiques réputées « stockantes » en prairies permanentes	132
3.7.1. Introduction	132
3.7.2. Effet des pratiques courantes	134
3.7.3. Conclusions	139
<i>Références bibliographiques</i>	142
3.8. Etat des connaissances sur des pratiques réputées "stockantes" en grandes cultures et cultures pérennes.....	145
Introduction	145
3.8.1. Travail (ou non-travail) du sol et stockage du carbone	146
<i>Références bibliographiques</i>	154
3.8.2. Le retour au sol des résidus de cultures	157
<i>Références bibliographiques</i>	163
3.8.3. Cultures intermédiaires et intercalaires	166
<i>Références bibliographiques</i>	173
3.8.4. Accroissement de la part des prairies temporaires dans les successions.....	177
<i>Références bibliographiques</i>	180
3.8.5. Les apports de carbone exogène par les produits résiduaux organiques (PRO)	182
<i>Références bibliographiques</i>	190
3.8.6. Autres pratiques : fertilisation minérale, irrigation, chaulage	193
<i>Références bibliographiques</i>	197
3.9. L'agroforesterie, les haies, les bords de champs.....	199
3.9.1. Définitions	199
3.9.2. Taux de stockage de carbone organique dans le sol	199
3.9.3. Dynamique du carbone organique sur le court et long-terme.....	201
3.9.4. Processus sous-jacents	202
3.9.5. Modélisation de la dynamique du COS en agroforesterie	203
3.9.6. Conclusion : adoption et potentialité de développement en France	204
<i>Références bibliographiques</i>	204
3.10. Synthèse sur les relations entre pratiques « stockantes » et processus / facteurs affectés	211
3.10.1. Les principaux processus mis en jeu par les pratiques, et leur prise en charge dans les modèles de simulation	211
3.10.2. Conséquences sur la dépendance aux conditions de milieu du stockage additionnel lié à une pratique « stockante »	213
3.10.3. Conclusion : implications pour l'évaluation du potentiel de stockage par modélisation	213
3.11. Combinaisons de pratiques stockantes à l'échelle du système de culture, de l'exploitation et du territoire	215
3.11.1. Systèmes de culture : définition et diversité	215
3.11.2. Systèmes de culture : effets sur le stockage de carbone	217
3.11.3. Pratiques stockantes à l'échelle de l'exploitation et du territoire agricole	220
3.11.4. Modélisation du cycle du carbone à l'échelle de l'exploitation et du territoire agricole	223
<i>Références bibliographiques</i>	224
3.12. Méthodes d'évaluation des coûts de mise en œuvre de pratiques stockantes	227
3.12.1. Définition des coûts de mise en œuvre de pratiques stockantes en carbone	227
3.12.2. Méthodes d'évaluation des coûts de mise en œuvre de pratiques agricoles	229
3.12.3. Coûts de pratiques stockantes en carbone estimés dans la littérature	232
<i>Références bibliographiques</i>	235

3.13. Les outils incitatifs, les politiques existantes, les leviers et les freins à l'adoption de pratiques stockantes	237
3.13.1. Les outils de régulation environnementale	237
3.13.2. Les politiques existantes sur le stockage de carbone	240
<i>Références bibliographiques</i>	242
3.14. Synthèse et conclusion de l'analyse bibliographique	245
Focus 3-1. La génétique, un levier d'action pour l'amélioration du stockage de carbone	249
Focus 3-2. Stocks et stockage de carbone : le cas des sols des Antilles	250
Annexes	252
Annexe 3-1. Corpus bibliographique de l'étude : méthode d'élaboration	253

Deux sections de ce chapitre font l'objet d'annexes « externes », explicitant les bases bibliographiques et les données retenues pour effectuer certaines estimations. Ces annexes sont présentées sous forme de fichiers séparés :

Section 3.5.3.2. (stockage tendanciel de carbone dans les sols de prairies permanentes) :

 Annexe 3.5.3.2-1. (références et données, fichier excel)

Section 3.8.5. (effet des apports de PRO sur le stockage de carbone dans les sols) :

 Annexe 3.8.5-1. (références bibliographiques, fichier pdf)

 Annexe 3.8.5-2. (données, fichier excel)

Introduction

Ce chapitre constitue le volet bibliographique de l'étude. Il présente un état des connaissances scientifiques sur les différents domaines d'étude du carbone du sol.

Les quatre premières sections de ce chapitre font le point des connaissances les plus fondamentales sur le carbone organique des sols, incluant un rappel des principales notions et définitions (3.1), l'état des connaissances sur les processus relatifs à la dynamique du carbone du sol (3.2), l'état de l'art en matière de modélisation (3.3), le rôle de la matière organique du sol dans les agrosystèmes (3.4).

La section 3.5 décrit l'état actuel des stocks en France, l'effet des modes d'occupation et des changements d'occupation des sols, et les tendances d'évolution sous l'effet des pratiques actuelles.

Les sections 3.6 à 3.9 présentent l'état des connaissances sur l'effet des pratiques susceptibles d'accroître le stockage de C dans les sols : en gestion sylvicole (3.6), en systèmes prairiaux (3.7), en systèmes de grande cultures (3.8), en agroforesterie (3.9).

La section 3.10 dresse une synthèse des liens entre les effets des différentes pratiques et les processus relatifs à la dynamique du carbone du sol, abordés dans la section 3.2. La section 3.11 examine la combinaison des pratiques « stockantes » à l'échelle du système de culture et de l'exploitation agricole.

Enfin, les dimensions socioéconomiques du stockage de carbone dans les sols sont abordées dans les sections 3.12 et 3.13, qui abordent respectivement les méthodes de calcul des coûts des pratiques, et les freins, leviers et politiques incitatives pour favoriser leur adoption.

La section 3.14 fait la synthèse de l'ensemble des sections 3.1 à 3.13 et récapitule les informations issues de la bibliographie qui ont déterminé les choix méthodologiques essentiels pour l'évaluation du potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols métropolitains, qui fait l'objet du chapitre 4.

En fin de chapitre (Focus 3-1 et 3-2) figurent deux contributions plus ponctuelles car ne faisant pas partie du périmètre de l'étude : l'une consacrée aux possibilités d'accroissement des stocks de carbone par le levier génétique, en complément des leviers agronomiques explorés dans ce rapport ; l'autre dédiée aux sols des Antilles afin d'apporter un éclairage sur les sols des territoires ultra-marins.

La méthodologie d'élaboration du corpus bibliographique mobilisé pour cette étude est présentée en Annexe 3-1.

3.1. Stockage de carbone dans les sols : définitions, concepts mobilisés et conventions

Auteurs : Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch, Claire Chenu, Denis Angers, Joël Daroussin

Principaux enseignements de cette section :

- *L'augmentation de stock de carbone des sols, ou stockage, est une donnée factuelle précise, mais qui nécessite des définitions partagées pour éviter toute confusion.*
- *Evaluer le stockage additionnel de C lié à une pratique nécessite la comparaison avec une pratique de référence. La valeur du stockage additionnel dépend fortement de la pratique de référence choisie.*
- *Il est indispensable de préciser la durée sur laquelle le stockage ou le stockage additionnel de C sont quantifiés.*
- *La présente étude bibliographique veille à respecter des règles de présentation des résultats chiffrés afin d'éviter des interprétations erronées ou ambiguës.*

Introduction

Le sol est un milieu où sont présents de nombreux êtres vivants, (animaux, plantes, micro-organismes). La matière qui constitue ces êtres vivants est principalement composée de carbone. Ce carbone provient directement ou indirectement de la photosynthèse, c'est-à-dire du prélèvement du carbone présent dans l'atmosphère sous forme de dioxyde de carbone et de son incorporation (séquestration) dans la matière vivante des végétaux, puis des animaux qui s'en nourrissent. Le carbone organique du sol comprend ainsi le carbone des êtres vivants qui s'y trouvent et de leurs résidus morts qui s'y décomposent. Si l'on considère le sol comme un réservoir de carbone organique, on va pouvoir appliquer à ce carbone tous les concepts liés à la notion de flux : stock de carbone, bilan des entrées et sorties de carbone du réservoir sol, qui détermine la dynamique de ce stock dans le temps, c'est-à-dire un stockage ou un déstockage, un temps de résidence, un stock à l'équilibre, etc. Le sol étant un réservoir assez complexe, et le carbone organique qu'il contient présentant une infinité de formes, la compréhension des phénomènes de stockage de carbone dans le sol nécessite d'explicitier un ensemble de définitions et de mécanismes sous-jacents, et de s'accorder sur un certain nombre de conventions.

La première section de ce chapitre précise les notions de stock et de stockage appliquées au carbone organique du sol. Cette première section peut faire appel à des notions qui sont définies et regroupées dans la deuxième section, pour plus de cohérence et de lisibilité. Enfin la troisième section donne les recommandations de conventions à utiliser pour présenter les résultats de l'étude.

3.1.1. Stockage de carbone lié à un changement de pratique : de quoi parle-t-on ?

La prévision du stockage*¹ de carbone organique associé à une pratique présente plusieurs difficultés et des risques d'ambiguïtés liés à la comptabilisation du carbone du sol. Les biais possibles sont décrits et discutés de façon récurrente dans la littérature (par exemple Powlson *et al.*, 2011), et prêtent cependant encore à polémique (par exemple White *et al.*, 2018; Minasny *et al.*, 2018). Certains biais relèvent de l'observation, d'autres du mode de projection de l'observation pour la prévision.

Concernant la comparaison des stocks de carbone observés

Une source triviale de confusion vient de la différence entre un stockage réel, du fait d'une augmentation de la quantité de carbone présente dans le sol, et un changement de stock dans une couche donnée (par exemple 0-30 cm) du fait de modifications de densité apparente (compaction ou décompaction) ou de déplacement vertical

¹ Les termes accompagnés d'un astérisque sont définis dans la section 1.2

du carbone (Balesdent *et al.*, 2000) (Figure 3.1-1). Ce biais a historiquement entaché l'estimation du potentiel de stockage lié à la réduction du travail du sol, ou aux changements d'utilisation des terres, par surestimation ou sous-estimation (Powlson *et al.*, 2014). Passer un rouleau compresseur sur le sol augmentera très significativement le stock de carbone des 30 premiers cm, mais ne stockera pas de carbone.

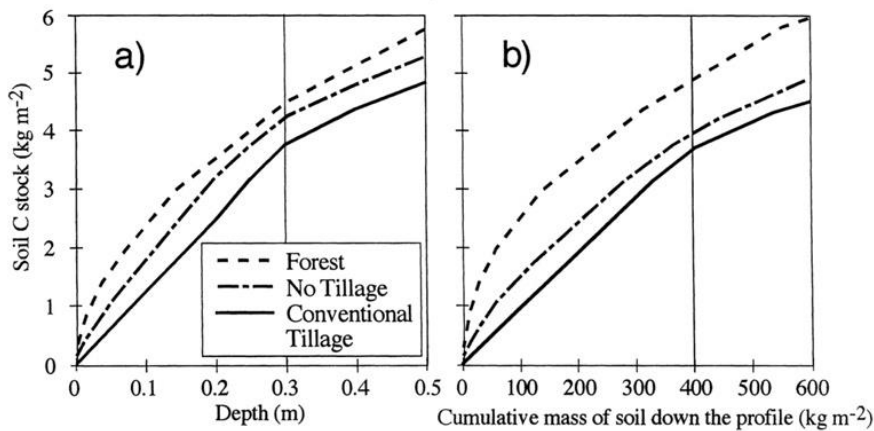


Figure 3.1-1. Effet de variations de densité apparente du sol sur la valeur des stocks de carbone. Stocks de carbone de sols limoneux français sous trois pratiques de gestion, présentés (a) en fonction de la profondeur et (b) en fonction de la masse de terre cumulée vers le bas (extrait de Balesdent *et al.*, 2000).

Par ailleurs, une partie des horizons* organiques de surface est souvent exclue des bilans, alors qu'elle devrait être incluse. Les horizons OF des mulchs, OF ou OH des litières (Baize et Girard, 2009) ont couramment des âges de plusieurs dizaines d'années (Guillet *et al.*, 2010) et peuvent représenter une part importante des stocks de carbone. Les horizons H des tourbes ou de prairies de zones humides, également, sont souvent mal pris en compte.

Concernant l'évaluation du stockage de carbone lié à une pratique

Une première catégorie d'ambiguïté est liée aux niveaux de référence retenus (Figure 3.1-2). Les stocks actuels de carbone ne sont pas à l'équilibre, et ne le seront pas dans le futur. Une conséquence est que le stockage dans le temps consécutif à l'adoption d'une pratique et le stockage additionnel* dû à cette pratique sont deux données différentes. Ainsi, pour une situation où le stock de carbone du sol est en diminution sous l'effet des pratiques passées et actuelles, il est possible que le stockage additionnel consécutif à l'adoption d'une nouvelle pratique ne parvienne pas à compenser complètement la diminution tendancielle du stock de carbone du sol : dans ce cas, le stockage additionnel est positif, mais le stockage dans le temps reste négatif. Le sol continue de déstocker du carbone, quoique à un rythme plus lent. Pour un objectif de modération du réchauffement climatique, le stockage additionnel associé à une pratique est la donnée la plus pertinente, même si le système ne stocke pas de carbone, car le réchauffement serait supérieur sans cette pratique.

Une seconde catégorie est liée à la représentation des cinétiques de stockage (Figure 3.1-2), notamment au risque d'extrapolation du stockage par une relation linéaire. Le stockage *moyen annuel* observé ($\Delta\text{Stock}/\Delta t$) n'est valide que pour le domaine de durée de l'observation et ne doit pas être appliqué à des durées plus longues, car le stockage maximal possible est limité (représenté à droite de la Figure 3.1-2).

Le stockage additionnel dû à l'adoption d'une pratique dépend du milieu (notamment climat local, teneur en argile et caractéristiques du sol) et d'autres co-variables qu'il convient de prendre en compte dans les projections.

On notera enfin, — c'est récurrent en science — (i) que les études ne montrant pas de différence significative sont plus difficilement publiées que celles qui en montrent une, (ii) qu'il existe des études non objectives n'exposant que des vérités partielles, ce qui complique la méta-analyse (Philibert *et al.*, 2012).

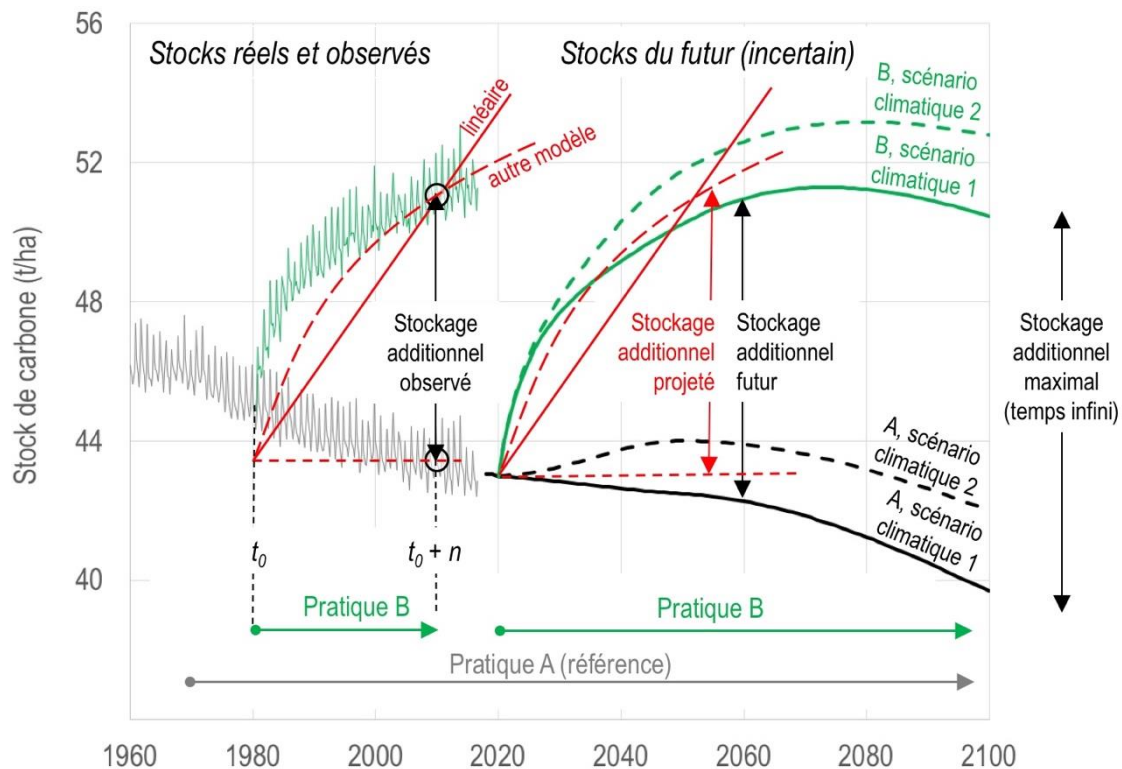


Figure 3.1-2. Représentation schématique des cinétiques de stockage associées à l'adoption de pratiques en un lieu donné : les principales sources d'ambiguïté.

1) Concernant l'observation (partie gauche de la figure), la plupart des études comparent les stocks de deux pratiques après n années de différenciation à partir d'une situation commune (études synchrones) et mesurent donc un stockage additionnel (différentiel); très peu d'études ont mesuré le stock au temps initial t_0 (études diachrones) et donc le stockage réel; d'ailleurs le changement de stock entre t_0 et $t_0 + n$ est autant dépendant de l'histoire antérieure à t_0 que de la pratique. 2) L'évolution future des stocks (partie droite de la figure) dépendra en plus de facteurs incertains, par exemple du réchauffement climatique, des dépôts azotés, de la pression partielle de CO_2 . Ce stockage ne peut donc être chiffré que dans le cadre d'un scénario de changement climatique, et d'un modèle de réponse, voire d'adaptation, du système à ce changement. 3) Le stockage additionnel futur, lui, est moins sensible aux scénarios climatiques et peut être prévu par projection de l'observation (en rouge). 4) Cependant l'extrapolation linéaire du stockage moyen annuel observé (en rouge plein) n'est valide que pour le domaine de durée de l'observation et ne doit pas être appliqué à des durées longues, car le stockage maximal possible est limité (représenté hors graphique à droite).

3.1.2. Définitions et concepts mobilisés dans l'étude du stockage de carbone dans les sols

Termes relatifs aux quantités et états

Carbone organique, matières organiques

Le carbone organique, par définition constituant de molécules où il est lié à l'hydrogène, provient en grande majorité de la matière vivante. Il est l'élément principal des matières organiques. On utilise donc souvent indifféremment les termes "carbone organique" et "matières organiques". Les laboratoires d'analyse expriment arbitrairement la teneur en matières organiques d'un sol en multipliant sa teneur en carbone organique (NF/ISO10694) par le coefficient historique 1,724. Baize (2016) rappelle l'historique de ce coefficient. Alors que la mesure de la teneur en carbone organique est juste, celle des matières organiques est très approximative: les matières organiques des sols contiennent en moyenne 50% de carbone. C'est un chiffre variable : aux extrêmes, la cellulose en contient 45% et des lipides comme les cires végétales, 85%.

Rapport C/N des matières organiques

Si la matière organique est principalement constituée de carbone (C), elle comporte également d'autres éléments chimiques, dont l'azote (N). Le rapport entre les masses de C et de N contenues dans un type de matière organique

est une caractéristique importante, qui détermine notamment sa dynamique dans le sol. Ce rapport dépend de la proportion de C et de N dans les molécules qui constituent les matières organiques. Il est très variable : de l'ordre de 100 pour de la paille de céréales, 15 à 30 pour un fumier de bovins, 8 à 10 pour les matières organiques décomposées par les microorganismes et stabilisées dans le sol.

Carbone inorganique

Le carbone inorganique est présent dans les sols essentiellement sous forme de carbonate de calcium (Calcite, CaCO_3), constituant principal du calcaire, parfois de carbonate de magnésium et de calcium (Dolomite, $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Naturellement, il est hérité le plus souvent des roches sédimentaires calcaires ou des coquilles des mollusques comme les escargots. Le carbonate de calcium n'est pas stable dans les sols en dessous de pH 8,3 et tend à se dissoudre et à se décomposer en ions Ca^{2+} , HCO_3^- et en CO_2 . On l'utilise comme amendement dans le chaulage, pour augmenter le pH des sols ou apporter du calcium. Le chaulage, la dissolution ou la précipitation de carbonates peuvent affecter indirectement la dynamique des matières organiques. Ils peuvent localement stocker ou déstocker du carbone (Wohlfahrt *et al.*, 2008), mais participent assez peu au bilan de CO_2 global, car à cette échelle le bilan entre CaCO_3 et CO_2 est d'abord régulé par la libération d'ions calcium à partir de l'altération des roches silicatées (Monger *et al.*, 2015).

Teneur en carbone du sol (ou concentration en carbone)

La teneur ou concentration en carbone du sol correspond à la proportion massique de l'élément carbone dans le sol sec. On l'exprime en g/kg dans le système international (g C/kg sol), mais parfois aussi en % (g C/100 g sol). Sauf indication contraire, la masse de référence du sol est la masse sèche à 105°C de la terre fine, excluant donc les débris végétaux et les éléments grossiers (graviers et cailloux) de taille supérieure à 2 mm.

Stock de carbone

Le stock de carbone est la quantité totale de carbone contenue dans une couche de sol donnée, par unité de surface. On l'exprime en kg/m^2 (kg C/m^2) ou en t/ha (t C/ha). On le calcule généralement en multipliant la concentration massique par la masse de terre fine contenue dans la couche. Cette dernière est le produit de l'épaisseur de la couche, de la proportion massique de terre fine [terre fine / (terre fine + éléments grossiers)] et de la densité apparente du sol. De nombreux inventaires des stocks de C font référence à la couche 0-30 cm, ou 0-100 cm (Hiederer et Köchy, 2011).

Densité apparente du sol (ou masse volumique sèche)

La densité apparente est la masse de sol sec à 105°C contenue dans un volume donné. Cette donnée est nécessaire pour convertir une teneur en carbone (g C/kg sol) en stock (kg C/m^2 ou t C/ha). On l'exprime en g/cm^3 , t/m^3 ou Mg/m^3 , qui sont synonymes.

Biomasse

C'est la masse des organismes vivants. Elle est exprimée par unité de surface, soit en masse humide, soit en masse sèche, soit en carbone (t C/ha). On fait référence fréquemment à la biomasse végétale aérienne, à la biomasse végétale souterraine et à la biomasse microbienne du sol.

Horizon O, litières, mulch

Les horizons O (Référentiel Pédologique, Baize et Girard, 2009) sont les couches de matières organiques placées au-dessus de la surface minérale des sols. Ils sont parfois définis comme ayant une teneur en carbone supérieure à 200 g/kg. C'est une partie non négligeable du carbone organique des sols forestiers (Horizons OF de "fermentation" et OH "humiques" des litières forestières), de sols de prairies ("mat racinaire") ou des sols agricoles conduits en semis direct (la couche est parfois dénommée "mulch") et des tourbes (horizon H "histique").

Termes relatifs à la cinétique et à la dynamique du carbone dans le sol

Stockage de carbone

Le stockage est l'augmentation du stock de carbone dans le temps. Le déstockage (ou stockage négatif) est une diminution.

Stockage additionnel lié à une pratique

Le stockage additionnel lié à la pratique agricole B est la différence entre le stock de carbone dans un sol sous la pratique B et celui de ce même sol sous une pratique de référence à partir d'un état initial commun. Le stockage

additionnel est défini pour deux pratiques, un site donné, et dépend du temps écoulé depuis la différenciation des pratiques.

Stock à l'équilibre, régime stationnaire

Le stock de carbone du sol est dit à l'équilibre quand le flux entrant (par les apports de carbone) est égal au flux sortant (par minéralisation*, perte sous forme dissoute ou érosion). Le carbone du sol est dit en régime stationnaire si le stock est à l'équilibre et si en plus le flux d'apport est invariant dans le temps.

Stockage maximal

Un changement de régime d'apport ou de sorties, s'il est pérennisé, va faire évoluer le stock de carbone jusqu'à un équilibre au bout d'un temps théoriquement infini. On définit le stockage maximal associé au changement comme la différence entre le futur stock à l'équilibre et le stock initial. Il est donc défini pour un sol donné, sous un climat donné, et un changement de gestion donné.

Compartiments cinétiques, carbone stable

Les atomes de carbone du sol ont des temps de turnover* hétérogènes, de quelques heures à plusieurs millénaires. La plupart des modélisations distinguent des compartiments : sous-ensembles discrets, interagissant entre eux, chacun étant homogène et défini par un temps de turnover caractéristique. Il est recommandé de réserver le terme "carbone stable" au compartiment de carbone dont le renouvellement est très faible voire nul à l'échelle du siècle (temps de turnover supérieur à plusieurs siècles); il est dénommé aussi "inert" ou "passive" dans certains modèles.

Facteur de conversion d'apports organiques en matières organiques du sol

Lorsque les apports de carbone pendant une période donnée sont quantifiés, on peut comparer le stock de carbone du sol final avec apport et sans apport. Certains auteurs calculent le rapport de ce stockage additionnel dans le sol à l'apport de carbone cumulé pendant la période. Ce rapport est une fonction du temps (qui part de 100% au temps zéro et tend vers 0% après un temps infini). Il n'a pas de sens s'il n'est pas accompagné d'une durée; il dépend à la fois du produit apporté et des conditions de milieu. De plus, le facteur de conversion est ambigu car peut comprendre la contribution directe du carbone issu l'apport et une contribution indirecte au stockage additionnel, par exemple dû à stimulation de la production primaire ou de la production de racines.

Saturation, déficit de saturation

Le terme saturation a été introduit par Hassink (1997) et repris depuis (Stewart *et al.*, 2007). Le concept, controversé, indique que l'augmentation de concentration en carbone du sol ne sera pas proportionnelle à l'augmentation des apports organiques, mais sera également dépendante de la différence entre la concentration présente et une concentration de référence (malencontreusement définie comme la limite de saturation). Cette concentration limite correspondrait à la quantité maximale de carbone associée à la fraction minérale fine du sol (argiles et limons fins) et ainsi protégée de la biodégradation par adsorption et piégeage. La différence entre concentration présente et concentration limite de saturation est dite "déficit de saturation". La concentration limite correspond à des concentrations en carbone plus élevées que celles qu'on rencontre couramment (West et Six, 2007), mais on rencontre des sols dont le stock est supérieur à ladite limite de saturation, ce qui est en apparence contradictoire. Cependant le concept n'est pas validé; il est difficile à manipuler car il s'applique aux concentrations en carbone et non pas aux stocks; le mécanisme évoqué est controversé (Vogel *et al.*, 2014). Enfin, le terme, en raison de sa signification première, est souvent mal interprété. Il est couramment confondu avec le stock à l'équilibre. De nombreux autres processus peuvent conduire à des augmentations de concentration de carbone du sol non proportionnelle à l'augmentation des apports.

Temps de turnover (ou temps moyen de transit), temps moyen de résidence

Dans les systèmes dynamiques en régime stationnaire, le temps de turnover ou temps moyen de transit est le rapport du stock au flux entrant (Erikson, 1971). On l'exprime en général en années. On peut définir par ailleurs l'âge d'un atome de carbone du sol comme le temps écoulé entre son arrivée dans le sol et l'observation. Dans tout système dynamique en régime stationnaire, le temps de turnover est égal à l'âge moyen des éléments qui quittent le système (par analogie à une population humaine en régime stationnaire sans migration, le temps de turnover est l'espérance de vie à la naissance. Il est différent de l'âge moyen de la population). Le temps moyen de résidence est défini dans le présent document comme le temps moyen de transit. Le terme est ambigu dans la littérature (Sierra *et al.*, 2017) car il a parfois des acceptions différentes: soit temps de turnover, soit âge moyen des matières organiques présentes dans le sol.

Termes relatifs à des mécanismes responsables de la dynamique du carbone dans le sol

Décomposeurs

Les décomposeurs sont les organismes à l'origine de la biodégradation des matières organiques: bactéries hétérotrophes, champignons et faune détritivore (ou saprophyte). Ils sont à la fois source de matières organiques par les métabolites qu'ils libèrent, et acteurs de la minéralisation de ces dernières, par leur respiration.

Minéralisation de la matière organique

La minéralisation désigne les processus de transformation, dans le sol, de différentes molécules organiques en composés minéraux : principalement CO_2 , NH_4^+ , H_2O , HPO_4^{2-} , SO_4^{2-} . La minéralisation résulte de la respiration et de l'excrétion des organismes du sol. C'est le processus de la destruction des matières organiques. Par extension, On peut définir le flux de minéralisation (ou flux de respiration hétérotrophe): quantité de carbone organique converti en CO_2 par unité de temps. C'est le processus majeur de sortie du carbone du sol; les autres postes sont l'érosion et la perte de carbone organique dissout.

Priming effect

Le *priming effect* (littéralement "effet d'amorçage") est la stimulation de la minéralisation des matières organiques du sol consécutive à un ajout de carbone, conduisant à un flux de minéralisation supérieur à la somme de la minéralisation du sol sans ajout et de la minéralisation du carbone provenant de l'ajout (*priming effect* positif). On dénomme *priming effect* négatif le cas inverse, plus rarement observé, de réduction de la minéralisation.

Production primaire nette, restitution de carbone au sol

La production primaire nette (PPN, NPP en anglais) est la quantité de matière végétale formée par unité de temps; elle est la différence entre la fixation photosynthétique des végétaux (production primaire brute) et le flux de respiration des mêmes végétaux (respiration autotrophe). On peut l'exprimer en $\text{kg C/m}^2/\text{an}$. La restitution annuelle ou flux de carbone apporté aux sols par la végétation est généralement égale à la production primaire nette souterraine annuelle, et à la part de la production végétale aérienne non récoltée et restituée au sol dans l'année. La production primaire nette souterraine (un flux annuel) est différente de la biomasse souterraine (une masse à un instant donné). Biomasse et production sont liées entre elles par le temps de turnover du carbone des parties souterraines.

Récalcitrance chimique

La récalcitrance chimique est la résistance d'un composé à une attaque chimique (hydrolyse, oxydation par exemple). La récalcitrance chimique était parfois évoquée comme expliquant la rémanence ou la persistance des composés organiques dans les sols. Cependant on sait maintenant que la récalcitrance ne contribue pas à la rémanence à long terme (décennies) du carbone du composé, à l'exception des charbons, produits de pyrolyse ou de combustion incomplète.

Rhizodéposition, exsudation

La rhizodéposition est la libération de matières organiques dans le sol par les racines de plantes vivantes. Il peut s'agir de tissus des racines, de cellules, de macromolécules (mucilages, enzymes) ou de petites molécules. Le terme exsudation, plus restrictif, désigne en général la seule libération de molécules.

Séquestration

La séquestration de carbone dans le sol est le retrait net de CO_2 de l'atmosphère résultant du transfert de son carbone dans des compartiments à temps de renouvellement lent du carbone organique du sol (Olson *et al.*, 2014). Stockage et séquestration sont deux notions distinctes: par exemple épandre un produit résiduaire dans une parcelle donnée correspondra à un stockage de carbone dans cette parcelle, mais ne correspondra pas à une séquestration, par rapport à un épandage qui aurait eu lieu ailleurs.

Stabilisation ou protection, déstabilisation

La stabilisation ou protection des matières organiques renvoie aux processus empêchant la biodégradation des composés. La rencontre ou la réaction entre le composé organique (le substrat) et les enzymes responsables de sa dégradation sont empêchées, notamment en raison du piégeage de l'un ou l'autre au sein des minéraux, de l'association avec ces derniers ou avec d'autres composés organiques. C'est le processus majeur expliquant la persistance à long terme des matières organiques dans les sols. Inversement, la déstabilisation rend le composé disponible à nouveau.

3.1.3. Règles utilisées pour la présentation des résultats bibliographiques et de simulation

On donne ici les règles suivies pour rapporter le stockage associé à une comparaison de pratiques, qui a été observé dans les études, afin de minimiser les biais, permettre l'harmonisation des études et la projection dans les intégrations spatiales et les projections temporelles.

Pratique de référence, stockage additionnel, niveau de base

Le stockage additionnel de carbone organique lié à une pratique, par rapport à une pratique de référence, est rapporté. Le stockage absolu sur une période donnée (stock final – stock initial) est indiqué en complément s'il est connu. La pratique la plus proche du "business as usual" est considérée comme référence; elle est clairement définie. Le stockage additionnel maximal associé au changement de pratique est indiqué s'il est connu.

Système considéré : étendue spatiale, profondeur de sol

Le stockage est évalué à l'échelle parcellaire et, selon la pertinence, à l'échelle du système de culture (prenant en compte les rotations).

Le stockage réfère à la couche 0-30 cm, plus, le cas échéant, les horizons organiques. Par convention admise en pédologie, le niveau 0 cm correspond au sommet des horizons minéraux ou organo-minéraux des sols, à l'exception des histosols (tourbes), où le niveau zéro correspond à leur sommet. Des indications sur le stockage dans les horizons au-delà de 30cm sont données en complément.

Dans le cas de changement/comparaisons de pratiques impliquant un changement de densité du sol, le stock est calculé ou mesuré pour le sol le moins dense sur une couche d'épaisseur Z_{eq30} , supérieure à 30 cm, correspondant à une masse de terre minérale équivalente à celle du sol le plus dense sur 30 cm). Dans le présent rapport, on précise si une épaisseur équivalente Z_{eq30} a servi à la comparaison. Dans le cas contraire on donne une estimation du stock compris entre 30 cm et Z_{eq30} du sol le moins dense. La prise en compte ou non des horizons OF, OH et H est explicitée.

Dimension temporelle

La durée de différenciation observée est indiquée ; les durées inférieures à 5 ans n'ont, sauf exception, pas été prises en compte dans la revue bibliographique. Le modèle choisi (linéaire ou autre) pour chiffrer le stockage moyen annuel en 20 ans est indiqué.

Pratiques "quantitatives"

Certaines pratiques ne sont pas binaires mais impliquent une quantité (apports de produits résiduels organiques ou matières organiques fertilisantes, doses de fertilisation, doses d'irrigation, etc.) et/ou une fréquence. Le stockage observé est explicitement mis en relation avec un terme d'intensité ou de fréquence (quantité moyenne annuelle).

Nature du carbone pris en compte, unités

Les stocks sont exprimés en tonnes de carbone organique du sol par hectare (tC/ha). Les stockages négatifs ou positifs en tC/ha, et non pas en tonnes de CO₂ ni en tonnes d'équivalent CO₂ (tCO_{2eq}), sauf lorsque le stockage ou le déstockage sont considérés dans le cadre d'un calcul du bilan des émissions de gaz à effet de serre. L'effet des pratiques sur les autres postes du bilan radiatif (source/puits de N₂O ou de CH₄, consommation/évitement d'énergie fossile, albedo) n'est pas pris en compte dans le calcul du stockage mais est en général mentionné comme effet collatéral des pratiques. Les émissions de N₂O et CH₄ sont prises en compte dans le calcul du bilan des émissions de gaz à effet de serre.

Sont inclus dans les stocks et donc le stockage, le carbone organique de la fraction < 2mm des horizons organo-minéraux ou minéraux des sols, et le cas échéant, le carbone des horizons OF, OH, les horizons de tourbe ou matériaux tourbeux (horizons dits H ou histiques), les horizons OF des mulchs et les horizons organiques épais des humus forestiers de type mor (Référentiel Pédologique, Baize et Girard, 2009).

Type de sol et climat, autres variables

Le/les climats moyens des sites étudiés (température et précipitations) sont indiqués. Concernant le type de sol, a minima la/les teneurs en argile ou la/les classes de texture sont rapportés. Les autres variables caractérisant la pratique de référence et pertinentes pour le stockage de carbone, sont indiquées.

Références bibliographiques

- Baize, D., 2016. Du taux de carbone à celui de matières organiques dans les sols. In: Morlon, P., ed. *Les mots de l'agronomie - Histoire et critique*. http://mots-agronomie.inra.fr/mots-agronomie.fr/index.php/Du_taux_de_carbone_%C3%A0_celui_de_mati%C3%A8res_organiques_dans_les_sols
- Baize, D.; Girard, M.C., 2009. *Référentiel pédologique 2008*. Paris: Quae, 405 p.
- Balesdent, J.; Chenu, C.; Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53 (3-4): 215-230. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(99\)00107-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00107-5)
- Eriksson, E., 1971. Compartment models and reservoir theory. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2 (1): 67-84.
- Guillet, B.; Disnar, J.R.; D., L.; Balesdent, J., 2010. Dynamics of soil carbon and moder horizons related to age in pine and beech stands. In: Loustau, D., ed. *Forests, Carbon Cycle and Climate Change*. Paris: Editions Quae (Update Sciences & technologies), 55-78.
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191 (1): 77-87. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1004213929699>
- Hiederer, R.; Köchy, M., 2011. *Global soil organic carbon estimates and the harmonized world soil database*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Scientific and Technical Reports, (EUR 25225 EN - 2011), 79 p. <http://dx.doi.org/10.2788/13267>
- Minasny, B.; Arrouays, D.; McBratney, A.B.; Angers, D.A.; Chambers, A.; Chaplot, V.; Chen, Z.S.; Cheng, K.; Das, B.S.; Field, D.J.; Gimona, A.; Hedley, C.; Hong, S.Y.; Mandal, B.; Malone, B.P.; Marchant, B.P.; Martin, M.; McConkey, B.G.; Mulder, V.L.; O'Rourke, S.; Richerde-Forges, A.C.; Odeh, I.; Padarian, J.; Paustian, K.; Pan, G.X.; Poggio, L.; Savin, I.; Stolbovoy, V.; Stockmann, U.; Sulaeman, Y.; Tsui, C.C.; Vagen, T.G.; van Wesemael, B.; Winowiecki, L., 2018. Rejoinder to Comments on Minasny *et al.*, 2017 Soil carbon 4 per mille *Geoderma* 292, 59-86. *Geoderma*, 309: 124-129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.026>
- Monger, H.C.; Kraimer, R.A.; Khresat, S.; Cole, D.R.; Wang, X.J.; Wang, J.P., 2015. Sequestration of inorganic carbon in soil and groundwater. *Geology*, 43 (5): 375-378. <http://dx.doi.org/10.1130/g36449.1>
- Olson, K.R.; Al-Kaisi, M.M.; Lal, R.; Lowery, B., 2014. Experimental Consideration, Treatments, and Methods in Determining Soil Organic Carbon Sequestration Rates. *Soil Science Society of America Journal*, 78 (2): 348-360. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2013.09.0412>
- Philibert, A.; Loyce, C.; Makowski, D., 2012. Assessment of the quality of meta-analysis in agronomy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 148: 72-82. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.003>
- Powelson, D.S.; Stirling, C.M.; Jat, M.L.; Gerard, B.G.; Palm, C.A.; Sanchez, P.A.; Cassman, K.G., 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4 (8): 678-683. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2292>
- Powelson, D.S.; Whitmore, A.P.; Goulding, K.W.T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 42-55. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>
- Sierra, C.A.; Muller, M.; Metzler, H.; Manzoni, S.; Trumbore, S.E., 2017. The muddle of ages, turnover, transit, and residence times in the carbon cycle. *Global Change Biology*, 23 (5): 1763-1773. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13556>
- Stewart, C.E.; Paustian, K.; Conant, R.T.; Plante, A.F.; Six, J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86 (1): 19-31. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>
- Vogel, C.; Mueller, C.W.; Hoschen, C.; Buegger, F.; Heister, K.; Schulz, S.; Schloter, M.; Kogel-Knabner, I., 2014. Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nature Communications*, 5. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms3947>
- West, T.O.; Six, J., 2007. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*, 80 (1-2): 25-41. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-9173-8>
- White, R.E.; Davidson, B.; Lam, S.K.; Chen, D.L., 2018. A critique of the paper 'Soil carbon 4 per mille' by Minasny *et al.* (2017). *Geoderma*, 309: 115-117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.05.025>
- Wohlfahrt, G.; Fenstermaker, L.F.; Arnone, J.A., 2008. Large annual net ecosystem CO₂ uptake of a Mojave Desert ecosystem. *Global Change Biology*, 14 (7): 1475-1487. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01593.x>

3.2. Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols

Auteurs : Jérôme Balesdent, Isabelle Basile-Doelsch

Principaux enseignements de cette section :

La recherche scientifique du 21^e siècle a fait évoluer considérablement les connaissances des matières organiques et de leur dynamique, notamment sous la pression du dérèglement global du cycle du carbone. On retiendra que :

- L'essentiel des matières organiques est composé de petites molécules, provenant du vivant, sans transformation par d'autres réactions chimiques ni polymérisation.
- Les composés d'origine microbienne sont prédominants à long terme.
- La production primaire souterraine contribue plus aux matières organiques du sol que les restitutions aériennes.
- Les composés les plus difficilement biodégradables contribuent peu aux matières organiques à long terme.
- Deux facteurs majeurs déterminent le "rendement" de production de carbone organique du sol à partir des substrats initiaux : le rendement d'utilisation du carbone par les microorganismes et l'association avec les minéraux, en particulier mal cristallisés.
- Les interactions entre plantes et microorganismes et entre communautés microbiennes affectent, voire régulent, les temps de résidence et donc les stocks de carbone.
- Chaque pratique agricole met en jeu plusieurs mécanismes affectant le stockage de carbone, si bien que les quantités stockées dépendent de plusieurs facteurs.

Introduction

Le carbone organique des sols (Figure 3.2-1) est réparti verticalement avec un fort gradient de concentrations décroissant de la surface vers la profondeur : depuis 400 mg/g dans horizons organiques "O" à la surface du sol, près de 100 mg/g dans le premier cm de l'horizon organo-minéral, et jusqu'à des teneurs en moyenne inférieures à 5 mg/g à 1 m de profondeur. Il a des âges très variés, de quelques jours à plusieurs milliers d'années (Figure 3.2-1).

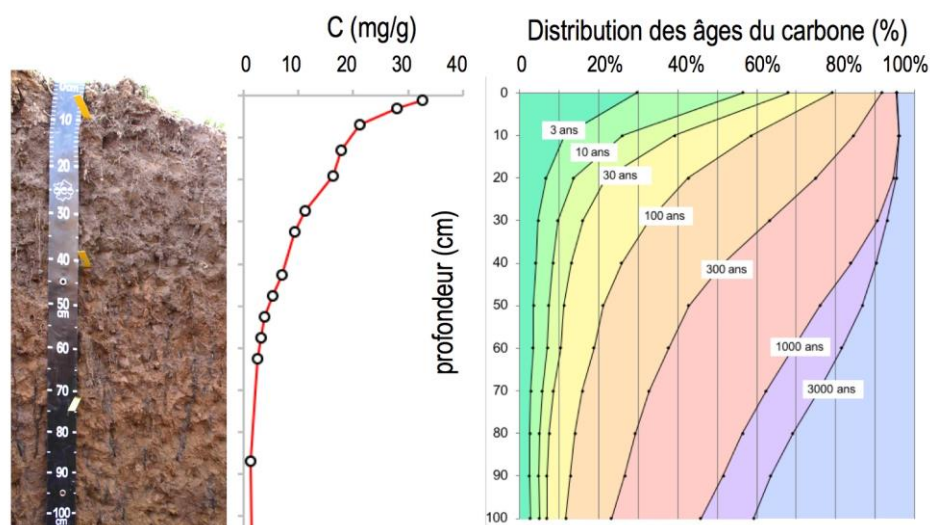


Figure 3.2-1. Un profil de sol de prairie (à gauche). La distribution verticale du carbone organique de ce sol (au centre). Une distribution courante des âges du carbone (à droite, d'après les données de Balesdent *et al.* (2018)).

Le stock de carbone d'un sol est la somme de ce qui reste de chacun des apports annuels passés. Il dépend donc des flux de carbone entrant, des biotransformations de ce carbone et de ses durées de stabilisation, avant que le carbone ne quitte le sol essentiellement sous forme de CO₂, produit de la respiration des décomposeurs. Cette section décrit les processus qui contrôlent la dynamique du C dans les sols, la représentation de ces processus en fonction du temps, et leurs dépendances aux variations des principaux facteurs biotiques et abiotiques.

3.2.1. Principaux processus

Les principaux processus qui régulent la dynamique des matières organiques dans les sols sont synthétisés sur la Figure 3.2-2.

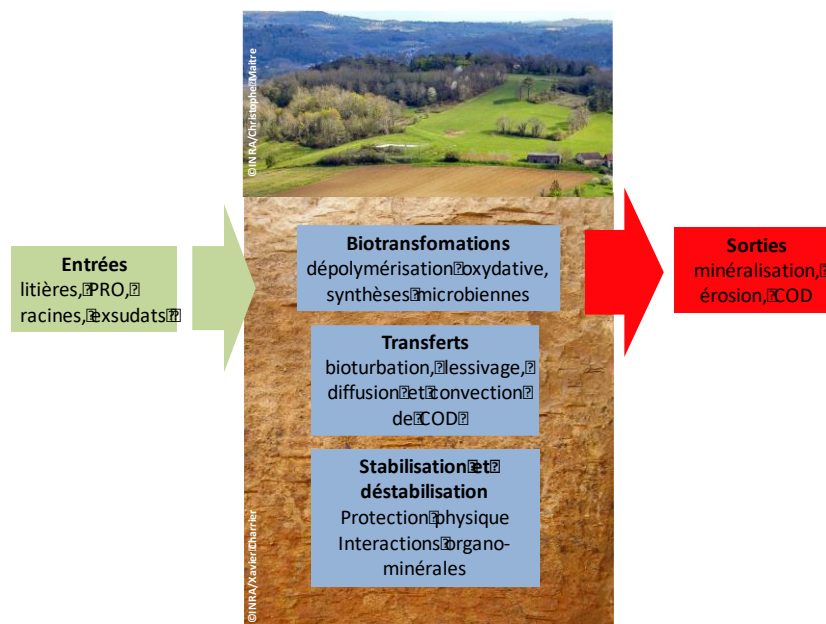


Figure 3.2-2. Les différents processus qui contrôlent le stockage de carbone dans les sols (PRO : produit résiduaire organique, COD : carbone organique dissout)

3.2.1.1. Entrées de carbone dans le sol : nature et flux

Les matières organiques entrant dans le système sol sont synthétisées par les végétaux supérieurs. Elles arrivent au sol par les racines (racines mortes ou exsudats racinaires) ou sous forme de litières et restitutions des parties aériennes non récoltées. Le flux d'entrée de carbone dans le sol est la production primaire nette de l'écosystème, déduction faite de la production exportée, de la production et de la respiration des herbivores. La production primaire récoltée est transformée et une partie peut être apportée ensuite à d'autres sols : effluents des animaux (fumiers et lisiers) ou effluents et produits résiduaire des activités humaines (boues de stations d'épurations, composts d'origines diverses, etc.).

3.2.1.1.1. Flux des entrées aériennes et souterraines

Les estimateurs des flux de restitution au sol sont fondés sur des équations d'allocation du carbone végétal (relations allométriques) couplées aux modèles de carbone, comme en France dans SIMEOS (Outil de SIMulation de l'Etat Organique du Sol). L'indice de récolte (Harvest Index HI) est la proportion récoltée de la production primaire nette aérienne (les grains pour les céréales), le reste étant restitué au sol, directement ou indirectement. Des valeurs de HI de 45 à 55% sont couramment admises pour les céréales très productives par exemple. L'optimisation génétique et agronomique des rendements a en général augmenté le HI. On peut donc dire que, pour une production donnée, les restitutions au sol augmentent avec la production primaire, mais le rapport restitution/rendement diminue quand le rendement augmente.

Les flux d'apports souterrains sont beaucoup moins bien connus mais sont considérés comme contribuant plus aux matières organiques que les apports aériens (Clemmensen *et al.*, 2013 ; Rasse *et al.*, 2005). Le rapport de la

biomasse souterraine aux parties aériennes (root/shoot) est un indicateur qui est très dépendant des conditions de milieu. Ce rapport est très variable, de 10 à 30%. Il faut y ajouter la rhizodéposition. Ce terme désigne les apports de carbone au sol par les plantes vivantes via les racines. Il peut s'agir du renouvellement racinaire, de libération de cellules ou tissus (épiderme, poils absorbants, cellules de la coiffe), de macromolécules comme les mucilages et les enzymes extracellulaires, ou de petites molécules, dénommées exsudats (Nguyen, 2003). La rhizodéposition est un processus globalement relié à l'acquisition de l'eau et des éléments nutritifs par les plantes (notamment P, N, Fe, Mg). Le transfert de carbone des plantes aux champignons symbiotiques en fait partie. On estime que le flux de rhizodéposition peut être de l'ordre de 0,2 à 0,5 fois la production racinaire nette (Balesdent *et al.*, 2011b ; Jones *et al.*, 2009 ; Nguyen, 2003). Les apports souterrains sont encore largement méconnus, très variables, et constituent un levier certain mais encore peu exploré pour jouer sur le stockage de carbone dans les sols. De façon générale, la proportion souterraine de la production primaire est d'autant plus importante que les conditions édaphiques sont limitantes (eau, azote, phosphore, fer).

A titre d'exemple, pour une céréale produisant 8,5 t MS /ha de grain (MS = Matière sèche), les restitutions au sol (tiges, feuilles) peuvent être de 7,5 t MS/ha (indice de récolte 53%), contenant 450 mg/g de carbone, soit 3,4 t C/ha. S'y ajoutent 1,3 t C/ha de racines (18% de la production aérienne) et 0,4 t C/ha/an de rhizodéposition. Le flux annuel entrant au sol est de l'ordre de 5,1 t C/ha/an. Dans les systèmes en prairies ou cultivées en fourrages, une plus grande proportion des parties aériennes est exportée ou pâturée, et les entrées souterraines forment la majorité des apports au sol.

3.2.1.1.2. Nature chimique des apports au sol

Les composés végétaux majoritaires arrivant au sol sont les constituants structuraux des plantes. Au premier rang les celluloses et les hémicelluloses (polymères de sucres neutres), ensuite les lignines (polymères de composés phénoliques), les pectines (polymères contenant des sucres chargés), les protéines (structurales ou enzymes libérées par les racines), les lipides des cires, cuticules, écorces et cortex des racines. Les plantes libèrent aussi des métabolites secondaires. Il peut s'agir de composés polyphénoliques, de tannins et d'une multitude de petites molécules constituant les exsudats racinaires (sucres complexes, acides organiques). Ces derniers ont probablement plus d'impact sur la dynamique du carbone par leurs effets sur la mobilisation des matières organiques ou sur les micro-organismes qu'en tant que source de MO. Les tissus morts arrivant au sol n'ont pas la même composition que les tissus vivants, car la plante récupère de nombreux métabolites et éléments minéraux lors de la sénescence (sucres, composés azotés notamment), laissant principalement les composés structuraux. Ceci différencie les engrais verts des autres apports végétaux.

Les produits microbiens sont globalement composés des mêmes molécules à l'exclusion des celluloses et lignines. Ils sont comparativement enrichis en autres polysaccharides, lipides, protéines, amino-saccharides, acides nucléiques et métabolites très divers. Les matières organiques des sols seront faites de toutes ces molécules végétales ou microbiennes ou de leurs monomères (Kelleher et Simpson, 2006). Les produits résiduels organiques (PRO) non industriels sont composés de mélanges de molécules végétales ou microbiennes ou de leurs monomères ; les composts et les boues d'épuration sont enrichis en composés microbiens par rapport aux matières végétales.

Aux composés du vivant s'ajoutent les produits de combustion incomplète, comme les charbons végétaux des incendies, brûlages de pailles, écobuages, les suies des retombées régionales ou globales, des produits de pyrolyse de biomasse (terra preta, biochars, charbonnières et aires de faulde), ainsi que les plastiques. Les sols peuvent aussi contenir localement du carbone organique des roches, notamment provenant de schistes carbonifères (black shales, qui donnent aux sols une couleur noire).

3.2.1.2. Transformations des matières organiques dans le sol

3.2.1.2.1. Acteurs des biotransformations physiques et chimiques : faune et micro-organismes

Les réactions biochimiques qui se produisent lors de la décomposition des matières organiques, sont réalisées principalement par les micro-organismes (champignons et bactéries), qu'ils soient libres dans le sol ou associés à la faune. On a souvent séparé l'action de la faune du sol, de nature essentiellement mécanique, de l'action prépondérante des microorganismes, de nature biochimique. En réalité les travaux récents montrent l'étroite

complémentarité de tous les organismes vivants au sein du sol pour effectuer les transformations des matières organiques dans les sols.

La macrofaune (vers de terre, termites, fourmis...) agit en fragmentant la litière, en l'incorporant au profil de sol, en mélangeant par bioturbation le sol au sein du profil (Bohlen *et al.*, 2004). Le passage du sol dans le tube digestif de la macrofaune (vers de terre principalement) favorise la mise en contact entre des microbes et des MO. La digestion altère la structure chimique des MO (i) par digestion sélective de composés peptidiques, ce qui modifie leur stabilité (Shan *et al.*, 2010), (ii) par modifications biochimiques dues à une alternance de conditions de pH ou redox extrêmes ou (iii) par un remaniement physique des particules (Brauman, 2000). De nombreux groupes de la faune du sol sont ainsi reconnus sur le court terme comme stimulant l'activité des micro-organismes et la biodégradation des matières organiques du sol (Brown, 1995 ; Vidal *et al.*, 2016).

La micro- et la méso-faune (acariens, collemboles, tardigrades, protozoaires...) constitue principalement un réseau trophique qui régule des microorganismes décomposeurs. Par exemple, les protozoaires et nématodes bactérivores tendent à diminuer la densité de microorganismes (Bonkowski, 2004 ; Trap *et al.*, 2016).

Les microorganismes (champignons et bactéries) représentent la composante vivante du sol la plus diversifiée tant d'un point de vue taxonomique que fonctionnel (Curtis et Sloan, 2005 ; Hättenschwiler *et al.*, 2018 ; Torsvik et Ovreas, 2002). On estime en effet qu'un gramme de sol peut abriter jusqu'à 1 milliard de bactéries représentant 1 million d'espèces (Gans *et al.*, 2005) ; et en moyenne, que 1 000 espèces de champignon représentent des dizaines de mètres de filaments mycéliens (Bardgett *et al.*, 2005 ; Buee *et al.*, 2009). **La biomasse microbienne** est la masse des micro-organismes vivants du sol. Elle s'élève généralement à quelques centaines de grammes de matière sèche par mètre carré de sol mais la majorité des microbes sont en dormance ou à très faible activité (Lennon et Jones, 2011). La rhizosphère (zone du sol à proximité des racines) concentre une grande proportion de l'activité microbienne des sols (Nguyen, 2003). L'inventaire systématique de la biodiversité bactérienne (richesse spécifique) du territoire Français rapporte en moyenne 1 300 genres différents à chaque site de prélèvement ; la variance de la richesse est expliquée par le pH, l'usage des terres entre prairie, forêts et terres agricoles, puis la granulométrie (Terrat *et al.*, 2017). La biomasse microbienne est la plus faible dans les sols cultivés (Dequiedt *et al.*, 2011 ; Horrigue *et al.*, 2016).

3.2.1.2.2. Les réactions de biotransformations

Les réactions de biotransformations dans les sols sont des **réactions chimiques catalysées par des enzymes** dues à l'activité des organismes vivants du sol **et en particulier de millions d'espèces de microorganismes**. Il s'agit de réactions à la fois de dégradation mais aussi de synthèse. Les biotransformations chimiques non catalysées sont très minoritaires.

Les réactions de dégradation des composés organiques (dites réactions cataboliques) sont principalement réalisées par dépolymérisation hydrolytique ou oxydative (Lehmann et Kleber, 2015). Les composés végétaux entrants sont surtout de grosses molécules (Figure 3.2-3). Il s'agit de cellulose, hémicelluloses, lignine, protéines etc, dont l'ensemble forme les substrats. Du fait de leur grande taille, **leur dépolymérisation a lieu d'abord hors des cellules microbiennes** (Burns *et al.*, 2013), par l'action d'enzymes extracellulaires. L'occurrence des réactions nécessite la co-localisation entre substrats et micro-organismes à l'échelle de l'habitat microbien. La mise en contact substrat / enzyme peut se produire par diffusion et advection des substrats et enzymes, ou par croissance et mobilité des microorganismes. Il faut de plus que les conditions de l'environnement local (oxygénation, pH, teneur en eau, etc.) à l'échelle spatiale micrométrique soient favorables à l'activité des microorganismes (Chenu et Stotsky, 2002 ; Don *et al.*, 2013 ; Pinheiro *et al.*, 2015). Dans le cas particulier des systèmes appauvris ou dépourvu en oxygène (conditions dites anaérobies), l'oxygène ne peut pas jouer son rôle d'accepteur final d'électron qui accompagne l'oxydation des C au cours de la dégradation. La dégradation oxydative peut se produire avec d'autres réactions d'oxydo-réduction, mais avec des vitesses de réactions pouvant être 10 fois plus lentes (Keiluweit *et al.*, 2017 ; Klupfel *et al.*, 2014).

L'action des enzymes extracellulaires se poursuit jusqu'à ce que les produits de réaction de plus petite taille (sucres, composés phénoliques, acides aminés, lipides) puissent être transportés au travers des membranes cellulaires des micro-organismes. Le caractère extracellulaire des réactions a plusieurs conséquences. D'une part la biodégradation a un coût énergétique important pour les organismes, et d'autre part, une partie des composés échappe aux cellules et s'adsorbe sur d'autres composés organiques ou minéraux. Les petites molécules issues de la biodégradation peuvent ainsi s'agréger entre elles par des liaisons faibles (liaisons hydrogène ou interaction

hydrophobe) pour former des **assemblages supra-moléculaires** (Sutton et Sposito, 2005) ou avec des minéraux pour former des complexes organo-minéraux (Kleber *et al.*, 2015 ; Kögel-Knabner *et al.*, 2008).

Les composés organiques de petite masse moléculaire (acides organiques, sucres, acides aminés) peuvent être absorbés dans le milieu intracellulaire des micro-organismes pour y subir de nouvelles biotransformations. La dégradation oxydative peut se poursuivre jusqu'à son stade ultime pour lequel les éléments sont minéralisés (CO_2 , NH_4^+ , H_2O , HPO_4^{2-} , SO_4^{2-}). La **minéralisation** est le fait de la respiration et de l'excrétion de ces composés inorganiques par les organismes. La minéralisation du carbone est quasi-exclusivement intracellulaire.

L'ensemble de cette chaîne de biodégradation est représenté sur la Figure 3.2-3. D'un point de vue quantitatif, les sols émettent à l'échelle globale 10 fois plus de CO_2 provenant de la respiration autotrophe (racines) et hétérotrophes (microorganismes et faune) que les activités humaines (IPCC, 2013).

A l'inverse de la dégradation oxydative, des réactions de **synthèse de nouvelles molécules organiques** à partir des composés organiques de petite masse moléculaire se produisent dans les cellules des micro-organismes. Ce sont les réactions dites anaboliques. Des ions inorganiques présents dans la solution du sol (nitrate, orthophosphate, ammonium) sont aussi utilisés pour la synthèse des nouvelles molécules. Ces nouvelles molécules sont utilisées comme constituants cellulaires ou comme métabolites excrétés (par ex : acides organiques, polysaccharides, enzymes extracellulaires) et contribuent à alimenter le pool de MO du sol. Le C incorporé par les microorganismes puis réincorporé aux MOS est recyclé de façon répétée. Ainsi, une molécule rapidement consommée par les micro-organismes ne signifie pas nécessairement que ses C seront rapidement minéralisés en CO_2 .

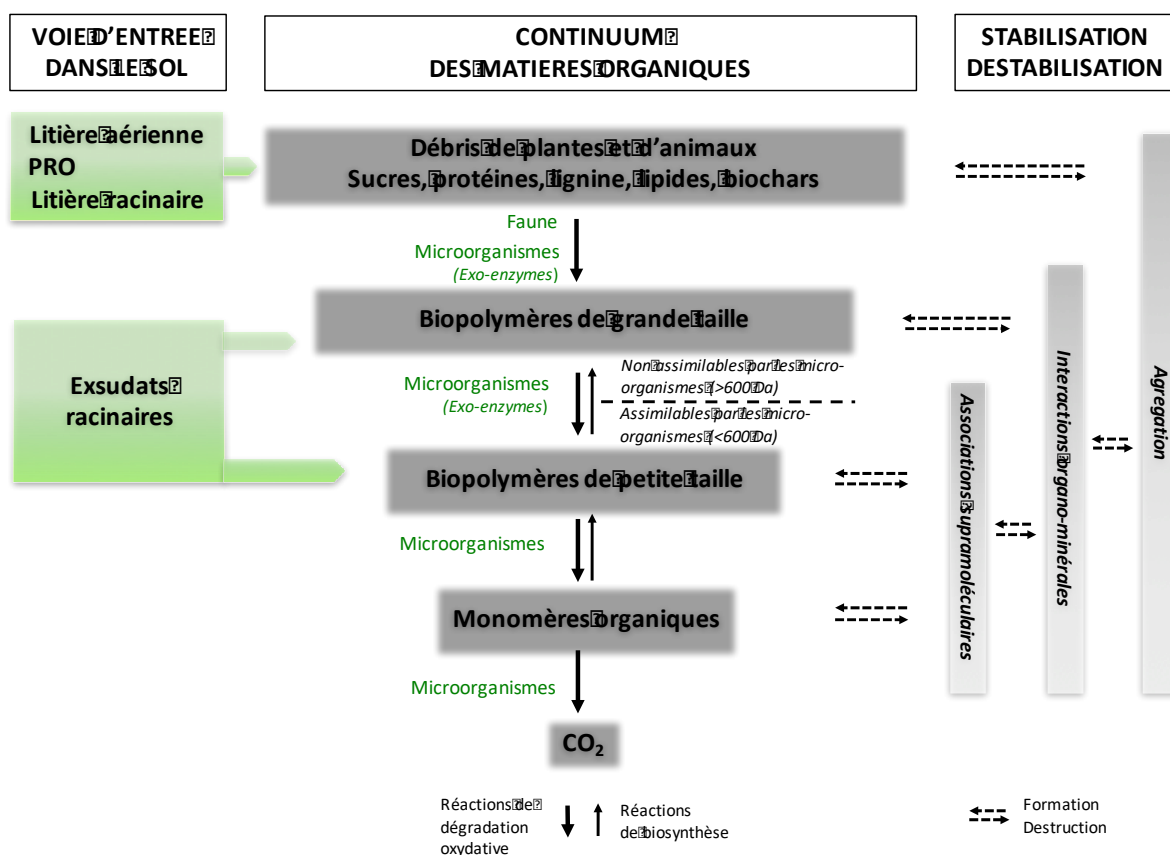


Figure 3.2-3. Représentation du continuum de biotransformation des MOS (adapté de Lehmann et Kleber (2015).

Les matières organiques entrent à la surface et dans le sol sous différentes formes. Elles sont continuellement dégradées par la communauté de décomposeurs depuis les débris de plantes et d'animaux jusqu'aux plus petites molécules. 600 Da (approximativement 1 nanomètre) représente la taille à partir de laquelle les molécules peuvent être absorbées par les microorganismes. Dans le même temps (partie droite de la figure) l'oxydation croissante des carbones des matières organiques augmente la solubilité des composés dans l'eau ainsi que la possibilité de protection contre une décomposition ultérieure via une plus grande réactivité envers les MO elle mêmes (associations supra-moléculaires), envers les surfaces minérales (interactions organo-minérales) et leur incorporation dans les agrégats (agrégation). Les flèches pleines représentent les processus biotiques, les flèches en pointillé représentent des processus abiotiques.

La stabilité chimique ou la résistance aux attaques chimiques des molécules arrivant aux sols ne sont pas corrélées au rendement de formation de matières organiques des sols. Les composés les plus biodégradables ont à long terme des rendements de formation de matières organiques du sol élevés.

D'un point de vue quantitatif, **l'efficacité d'utilisation du C par les microorganismes** (ou en anglais CUE pour carbon use efficiency) permet d'estimer, pour un substrat donné, la quantité de C microbien formé par rapport au C consommé pendant une unité de temps. On estime le flux de production de matière microbienne à 0,3 à 0,4 fois le flux d'apport de matière végétale au sol (Sinsabaugh *et al.*, 2014). Cette efficacité d'utilisation du C varie en fonction (i) des espèces microbiennes et de leur physiologie, (ii) de la disponibilité de la ressource en nutriments (N, P, S, etc.) nécessaires au métabolisme microbien, (iii) des interactions avec la matrice sol et des coûts énergétiques associés, et (iv) des conditions de l'environnement (température, pH, humidité...) (Geyer *et al.*, 2016 ; Lashermes *et al.*, 2016 ; Manzoni *et al.*, 2012 ; Mooshammer *et al.*, 2014). Elle est de plus susceptible d'évoluer en fonction des conditions climatiques et atmosphériques (Allison *et al.*, 2010 ; Schimel, 2013 ; Sistla *et al.*, 2013).

3.2.1.2.3. Nature, propriétés et classes de taille des matières organiques des sols

Les MOS sont donc constituées d'un **continuum de composés organiques à différentes étapes des réactions de biotransformations** décrites ci-dessus, depuis les matières organiques particulaires (MOP) jusqu'aux briques élémentaires du vivant (sucres simples, composés phénoliques, acides aminés, peptides, acides gras, acides organiques, lipides). Les molécules les plus simples peuvent former des assemblages aléatoires via des liaisons faibles, appelés **structures supramoléculaires** (Kelleher et Simpson, 2006 ; Sutton et Sposito, 2005) (Figure 3.2-3).

De nombreux travaux ont montré que les composés d'origine microbienne (polysaccharides, protéines etc.) ont une durée de vie plus longue dans le sol que les composés structuraux des végétaux (celluloses, lignines etc.). In fine, **les microorganismes sont la principale source des composés organiques stabilisés à long terme** (par rapport aux végétaux), (Derrien *et al.*, 2006 ; Kallenbach *et al.*, 2016 ; Miltner *et al.*, 2012). (cf. processus de stabilisation, section 3.2.1.4)

Les réactions de dépolymérisation oxydative aboutissent systématiquement non seulement à une **réduction de la taille des molécules, mais aussi à une augmentation de leur solubilité aqueuse et à une augmentation de leur réactivité chimique**. Ces propriétés sont clefs pour le comportement des composés dans la solution du sol, en particulier vis à vis de leur capacité à s'adsorber sur les surfaces minérales (Kleber *et al.*, 2015). Certaines fonctions des composés organiques sont aussi dépendantes du pH. On peut citer par exemple le groupement carboxyle, qui est plutôt sous la forme COOH aux pH inférieurs à 4 mais COO⁻ aux pH supérieurs à 7. Il en résulte que la réactivité des matières organiques des sols est fortement dépendante du pH.

Finalement, les proportions moyennes des différents types de MOS et leur gamme de taille sont synthétisées dans la Figure 3.2-4. D'un point de vue opérationnel, l'analyse du C d'un échantillon de terre est réalisée sur la terre « fine », *i.e.* tamisée à 2 mm. Il s'agit principalement de C issus de biopolymères simples et complexes (~75%), de débris organiques particulaires (incluant les débris carbonisés) (~20%), de micro-organismes (~2%), de microfaune (<1%) et des racines les plus fines (<2%). Ces proportions sont indicatives et varient fortement d'un sol à l'autre et d'un horizon à l'autre (Figure 3.2-1).

3.2.1.2.4. Le modèle de décomposition progressive en rupture avec les concepts historiques

Dans le modèle conceptuel de décomposition progressive décrit ci-dessus, les matières organiques du sol se composent d'une gamme de fragments organiques et de produits microbiens de toutes tailles à différents stades de décomposition (Figure 3.2-3). Ce mécanisme est en **rupture avec le modèle historique « d'humification »** proposant la formation des « substances humiques » par condensation progressive en macromolécules. De plus, les différentes classes de composés humiques identifiées autrefois (acides humiques, fulviques, humines) ne correspondent pas à des molécules existant *in situ*, mais à des réarrangements physico-chimiques des molécules élémentaires lors de leur extraction (Sutton et Sposito, 2005). **Ces différents concepts (humification, substances humiques, acides humiques et fulviques, humines), mis en défaut par les méthodes modernes de caractérisation des MOS, ne devraient plus être utilisés par la communauté des sciences du sol (Lehmann et Kleber, 2015), ni être transmises dans les enseignements.**

Le modèle de préservation sélective de certains composés organiques a aussi été invalidé par des techniques de datation, démontrant que les molécules supposées récalcitrantes ne sont pas spécifiquement préservées dans les MOS (Amelung *et al.*, 2008 ; Bol *et al.*, 2009 ; Dignac *et al.*, 2005 ; Gleixner *et al.*, 2001). En effet, les communautés microbiennes du sol, et implicitement le répertoire enzymatique associé, ont la capacité de dégrader tous les types de substrats et ce dans presque n'importe quel type de sol (Dungait *et al.*, 2012). **Les mécanismes de préservation des MOS ne sont donc pas liés à leur récalcitrance chimique** mais liés à d'autres facteurs biologiques, physico-chimiques et structuraux (Schmidt *et al.*, 2011), en particulier leur capacité à s'associer aux minéraux.

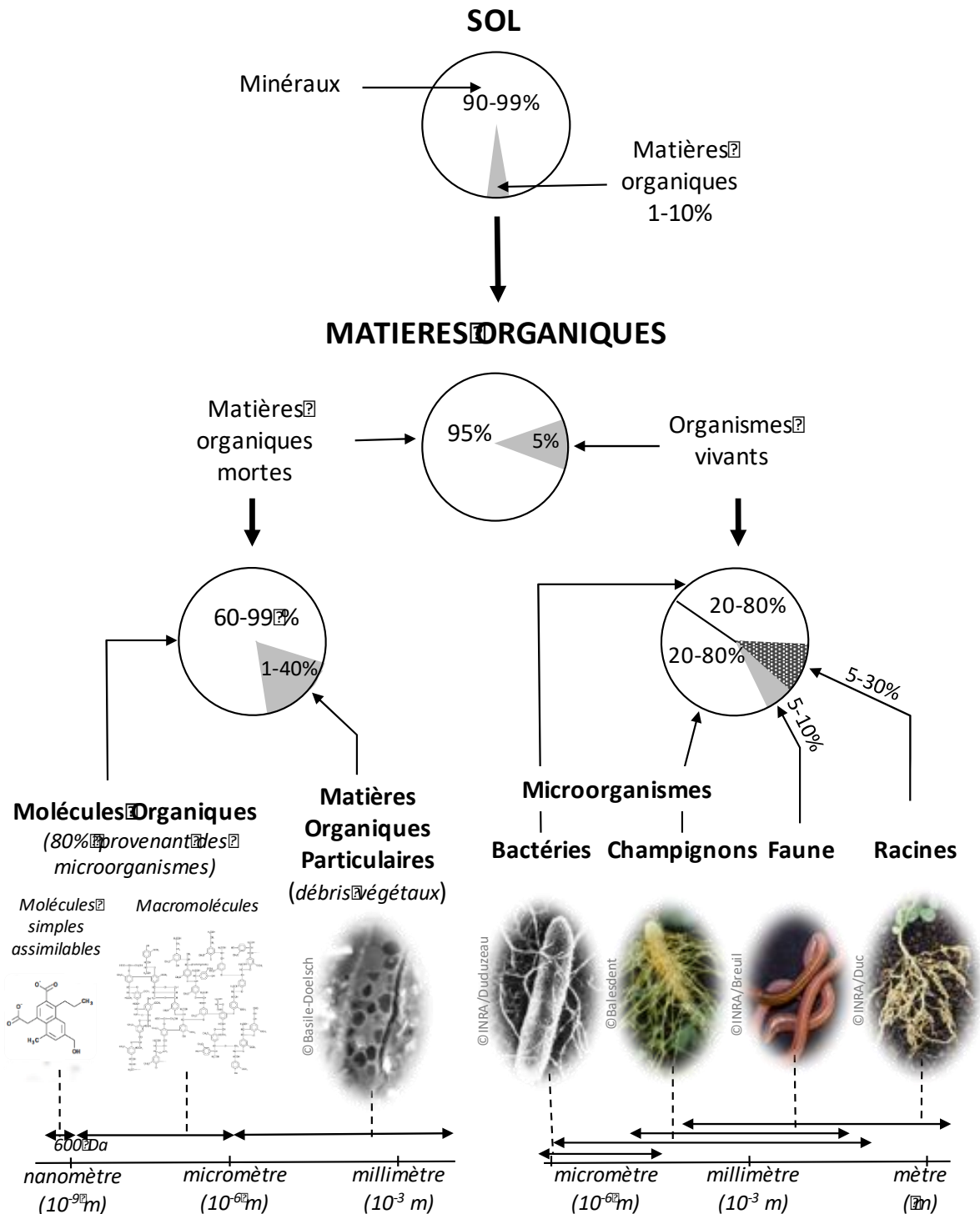


Figure 3.2-4. Nature, gamme de taille et proportions indicatives des matières organiques du sol. Adapté de Calvet *et al.* (2011).

3.2.1.3. Transferts des matières organiques

3.2.1.3.1. Transferts au sein du profil

Les matières organiques sont transférées dans le profil de sol sous forme particulaire, colloïdale, ou dissoute.

La pédoturbation désigne le mélange des couches de terre, par processus physique dans certains types de sols (gel, gonflement-retrait des argiles et comblement des fissures), mais surtout par processus biologiques. Lorsque le **transport particulaire est lié à une action biologique, on parle de bioturbation**. Elle est le fait de la faune du sol (vers de terre, fourmis, termites, campagnols, taupes par exemple) qui enfouissent des résidus végétaux, mélangeant la terre de proche en proche, ou ramènent à la surface du matériau plutôt minéral depuis les horizons profonds (Lavelle *et al.*, 2016). Le processus de mélange décroît exponentiellement avec la profondeur, pour devenir négligeable en dessous de 50 cm à l'échelle des décennies. La bioturbation est notoirement plus importante et plus profonde en prairies permanentes ou en agriculture de conservation par rapport aux cultures conventionnelles (Jagercikova *et al.*, 2017).

Les vers de terre sont des acteurs essentiels de la bioturbation. Ils ingèrent à la fois des matières organiques (résidus de végétaux ou autres organismes, équivalents à 10 à 30 mg/g/j de MO sèche) et des minéraux (Curry et Schmidt, 2007) et mélangent plusieurs dizaines de tonnes /ha/an de terre. Les vers de terre enfouissent ces mélanges organo-minéraux dans le sol, les excrètent le long des galeries et, pour certaines espèces, les ramènent en surface sous forme de turricules (Don *et al.*, 2008). Ces bio-structures représentent des « hot spots » de MO enrichis en composés organiques (mucus) qui contribuent à la stabilité des agrégats organo-minéraux (Coq *et al.*, 2007 ; Shan *et al.*, 2010) et à la stabilisation du C (Martin *et al.*, 1990). Il a été ainsi montré que la présence de vers de terre peut augmenter de 30% le stock de C dans un sol (Zangerle *et al.*, 2011).

L'eau qui circule dans l'espace poral du sol est aussi un vecteur du transport vertical des matières organiques dans le sol. Par définition, on parle de transfert par lessivage pour les particules inférieures à 2 microns et de transfert par lixiviation pour les matières organiques inférieures à 0,45 microns. En deçà de 0,45 microns, les MO sont dites « dissoutes » (MOD). Il peut s'agir de matières organiques libres, adsorbées sur des minéraux, coprécipitées avec des oxy-hydroxides, ou complexées avec des métaux. Le lessivage est un mécanisme pédogénétique qui fait migrer des particules depuis les horizons d'éluviation vers les horizons d'illuviation dans lesquelles elles sont immobilisées (Jagercikova *et al.*, 2017). Les MO dissoutes (MOD) sont en fait préférentiellement des molécules de petite taille (inférieures à 100 kDa, Figure 3.2-4 molécules représentées en bas à gauche) pour lesquelles la diffusion est favorisée. L'eau drainant les horizons supérieurs des sols (horizons organiques et horizons minéraux de surface) peut être riche en MOD alors que l'eau drainant les sols en profondeur est plutôt appauvrie en MOD. Les concentrations en MOD sont aussi souvent corrélées à la texture du sol, les sols sableux montrant souvent des solutions de sol plus riches en MOD que les sols argileux (à climat équivalent). Les variations saisonnières de MOD peuvent aussi être significatives. Les exports de C par flux de COD mesurés varient selon les sites de 0,002 à 0,05 t de C ha⁻² an⁻¹ (Doetterl *et al.*, 2016). A l'échelle globale, ces valeurs représentent un ordre de grandeur de 0,7 Gt an⁻¹.

3.2.1.3.2. Transferts des MO à la surface des sols : érosion

L'érosion est le facteur majeur de dégradation des sols. Elle est principalement liée au ruissellement des eaux à la surface du sol, et par conséquent fortement dépendante du climat, de la topographie et de l'usage des terres. L'érosion éolienne peut aussi être significative, en particulier dans les régions arides. Dans les systèmes naturels non perturbés, la perte de matériau par érosion est approximativement compensée par la pédogenèse (Doetterl *et al.*, 2016). En revanche, l'usage agricole, en supprimant la végétation naturelle et réduisant les taux de matière organique de surface, multiplie les vitesses d'érosion par cent (Montgomery, 2007). Depuis l'expansion agricole, de nombreuses régions du monde ont introduit l'agriculture de conservation pour réduire l'érosion des sols. La grande variabilité spatiale et temporelle de l'érosion des sols est ainsi associée à l'historique de l'utilisation et de la gestion des terres. L'érosion des sols a éliminé une quantité considérable d'horizons de surface (Lal, 2001). A l'échelle globale, la quantité de C des sols exportée par érosion latérale est estimée entre 0,3 et 1 Gt C par an. L'omission de la contribution de l'érosion aux bilans de flux de C entre les sols et l'atmosphère reste encore une source d'erreurs significatives dans l'interprétation des sorties de modèles de dynamique du C des sols (Chappell *et al.*, 2016).

Si le C transféré latéralement par érosion est perdu à l'échelle du pédon, l'intégration des processus à l'échelle des bassins versants (détachement, transport, sédimentation, enfouissement dans les zones en dépression) aboutit cependant à des bilans de C qui font débat entre puits et source de C (Doetterl *et al.*, 2016; Mulder *et al.*, 2015).

3.2.1.4. Stabilisation et déstabilisation des matières organiques des sols

3.2.1.4.1. Interactions organominérales

Les interactions organo-minérales tendent maintenant à être reconnues comme le facteur clef de la stabilisation des matières organiques dans les sols. (Lehmann et Kleber, 2015 ; Mathieu *et al.*, 2015 ; Schmidt *et al.*, 2011).

Les minéraux du sol représentent plus de 90% des constituants solides du sol (Figure 3.2.4). Les minéraux les plus petits, principalement contenus dans la classe granulométrique de taille inférieure à 2 microns (les "argiles" des agronomes) protègent les MO le plus efficacement. Cette classe de taille de particules comprend des minéraux de natures très diverses. Ceux qui présentent les plus grandes réactivités de surface sont les plus impliqués dans les interactions organo-minérales. Pour ceux-là, les quantités de MO stabilisées seront d'autant plus grandes que leur surface spécifique est élevée. On peut citer les phyllosilicates (les « argiles » des minéralogistes), les différentes formes d'oxy-hydroxydes métalliques et les alumino-silicates mal cristallisés (Basile-Doelsch *et al.*, 2015 ; Kleber *et al.*, 2015). Quelle que soit la nature des minéraux, les MO qu'ils stabilisent sont majoritairement des petites molécules issues de produits microbiens (Clemmensen *et al.*, 2013 ; Cotrufo *et al.*, 2015 ; Lavalée *et al.*, 2018 ; Miltner *et al.*, 2012).

Ces minéraux et phases mal cristallisées protègent les composés organiques par deux mécanismes (Kleber *et al.*, 2015) :

(1) **L'adsorption à la surface des minéraux** est le processus qui a été le premier mis en évidence. Lorsque l'affinité d'adsorption d'une fonction organique² sur la surface minérale est supérieure à son affinité pour le site enzymatique actif, la réaction enzymatique de dégradation oxydative ne peut pas avoir lieu. L'adsorption sur les surfaces minérales est localisée. Les MO sont adsorbées par patches mais ne couvrent pas l'intégralité de la surface de la particule (Chenu et Plante, 2006; Ransom *et al.*, 1998; Remusat *et al.*, 2012).

(2) **La co-précipitation est la formation de phases minérales secondaires en présence de MO.** Il s'agit de phases minérales ayant des tailles allant du nanomètre à quelques dizaines de nanomètres (Eusterhues *et al.*, 2008 ; Kleber *et al.*, 2015 ; Levard *et al.*, 2012 ; Mikutta *et al.*, 2006 ; Rasmussen *et al.*, 2018 ; Tamrat *et al.*, 2018 ; Torn *et al.*, 1997). Les phases minérales les plus décrites sont les allophanes, les oxy-hydroxydes de Fe et d'Al et les chélates (ligand organique associé à un cation métallique Fe ou Al). Les phases minérales mal cristallisées peuvent aussi être déstructurées par l'action de ligands organiques sécrétés par les racines. Les composés organiques perdent alors leur protection minérale et peuvent être utilisés par les micro-organismes (Keiluweit *et al.*, 2015).

Une représentation conceptuelle de la stabilisation du carbone par la seule sorption sur les minéraux argileux a fait naître le concept de saturation des phases minérales (Hassink, 1997) dans une logique qui voudrait que les surfaces minérales puissent accueillir une quantité limitée de carbone et que le stockage de carbone des sols soit ainsi borné (voir chapitre 1). Cependant le concept n'apparaît pas suffisamment validé pour être opérationnel (West et Six, 2007), le mécanisme évoqué est lui-même invalidé par certaines observations (Vogel *et al.*, 2014).

3.2.1.4.2. Structure du sol et agrégation

Les processus d'agrégation des particules de sol entre elles ralentissent la minéralisation des MO (Rovira et Greacen, 1957). Par exemple, le temps de résidence du C dans les débris végétaux (MOP) est plus grand s'ils sont inclus dans les agrégats plutôt que libres. De plus, le temps de résidence du C dans les micro-agrégats (< 50 µm) est supérieur à celui dans les macro-agrégats (> 50 µm) (Balesdent *et al.*, 2000 ; Besnard *et al.*, 1996 ; Chevallier *et al.*, 2004 ; Golchin *et al.*, 1994 ; Six *et al.*, 2002 ; Six *et al.*, 1998). La différence de structure entre les micro- et les macro-agrégats n'est toutefois peut-être pas le seul facteur à l'origine d'une différence de vitesse de minéralisation des MO car : (i) ces MO peuvent être de différentes natures dans ces deux entités, et (ii) les durées de vie des macro- et micro-agrégats, régulant la durée de piégeage des MO, ne sont pas les mêmes (Plante *et al.*,

² Groupement d'atomes au sein d'une molécule ayant une fonction spécifique (alcool, cétone, etc.)

2006). Néanmoins, les agrégats, et surtout les micro-agrégats, sont utilisés comme fractions indicatrices du degré de protection physique du carbone. Des modèles conceptuels décrivent la dynamique du C dans les différents agrégats en considérant les cycles de formation-destruction des agrégats, mais leur paramétrisation reste complexe (Stamati *et al.*, 2013).

L'action des décomposeurs sur leurs substrats organiques (*cf.* paragraphe 3.2.1.2.1) se déroule dans le réseau de pores du sol. Les plus petites bactéries ayant une taille de l'ordre du micron, c'est à une échelle spatiale micrométrique que la structure du sol contrôle la biodégradation (Juarez *et al.*, 2013) et pourrait être en lien avec des communautés microbiennes différentes dans ces habitats. Ainsi, la vitesse de minéralisation de substrats simples dépend en partie de la taille des pores dans lesquels ils sont localisés (Killham *et al.*, 1993 ; Ruamps *et al.*, 2013). La géométrie des associations de particules minérales crée en particulier des **microsites (micrométriques à nanométriques) dans lesquelles les MO sont protégées de l'action enzymatique**. A l'intérieur d'un microsite, que les composés organiques soient ou non directement liés aux surfaces minérales, la dépolymérisation oxydative (*cf.* paragraphe 3.2.1.2.2) est fortement ralentie par la limitation de l'accès des enzymes et par la limitation de la diffusion de l'O₂ (Chevallier *et al.*, 2010; Keiluweit *et al.*, 2017; Zimmerman *et al.*, 2004).

De nouveaux modèles incluent une description explicite du réseau de pores en 2 dimensions ou 3 dimensions en se basant sur des images acquises par tomographie (Blair *et al.*, 2007 ; Falconer *et al.*, 2015 ; Monga *et al.*, 2008 ; Monga *et al.*, 2014 ; Pajor *et al.*, 2010 ; Resat *et al.*, 2012 ; Vogel *et al.*, 2015). Ils fonctionnent sur des pas de temps courts, et ont été validés pour des systèmes simplifiés mais ne peuvent pas être utilisés à l'échelle de la parcelle. En revanche, ils devraient permettre de hiérarchiser les variables de contrôle de la dynamique du C afin de définir des descripteurs de la structure de sol autres que ceux actuellement utilisés dans les modèles à l'échelle de la parcelle.

3.2.2. Les processus en fonction du temps : représentations dynamiques

3.2.2.1. Cinétiques, temps caractéristiques, turnover, équilibre et modélisation mathématique

Le carbone des sols est sujet à un renouvellement permanent. Il est mathématiquement représenté comme un "système dynamique". On peut décrire l'évolution du stock de carbone organique par une équation différentielle générale :

$$dC/dt = I - kxC \quad [\text{Equation 1}],$$

où C est le stock de carbone (tC/ha), t le temps (an), I l'apport au temps t (tC/ha/an), k la proportion du carbone minéralisée (ou perdue par érosion, etc.) par unité de temps (an⁻¹) ; dC/dt représente la vitesse de stockage du carbone dans le sol quand $dC/dt > 0$, de déstockage si sa valeur est négative. k n'est pas fixe mais dépendant des conditions, de la quantité et de la nature du carbone. k est dénommé vitesse de minéralisation. kxC est le flux de minéralisation (de respiration).

Le système est à l'équilibre, en moyenne annuelle si $I = kxC$, et le temps de turnover du carbone est alors $C/I = 1/k$. Le stockage ($dC/dt > 0$) résulte de l'augmentation des intrants I ou de la réduction de la vitesse de minéralisation k . L'augmentation du stock de carbone en un an ne peut pas être supérieure à I . A l'inverse, si $dC/dt < 0$, le stock de C du système diminue.

La valeur moyenne k masque cependant une grande hétérogénéité des temps de résidence du carbone. Les traçages isotopiques et les suivis de respiration du sol ont permis de suivre le devenir d'un apport de composés végétaux au sol sur des pas de temps du jour au millénaire. La majorité est minéralisée et transformée en produits microbiens en moins d'un an ; pour les composés ligno-cellulosiques en quelques années. Les produits de transformation (10 à 20% du carbone apporté) vont être protégés et minéralisés ensuite très lentement, en plusieurs dizaines d'années. La Figure 3.2-5 donne un exemple chiffré du devenir du carbone organique arrivant au sol.

Le stock de carbone des sols est composé de la somme des restes de tous ces apports annuels du passé. On peut calculer plusieurs paramètres cinétiques. Dans l'exemple de la Figure 3.2-5, le taux de minéralisation des matières organiques est de 5/45 par an (11% an⁻¹). La grande majorité du carbone (37,5/45) est faite de carbone à durée de vie longue. L'âge moyen du carbone est de 42 ans. Les paramètres de cinétiques aussi lentes ne sont pas l'expression de lois déterministes (comme celles des cinétiques enzymatiques par exemple), mais plutôt les propriétés statistiques émergentes d'un fonctionnement hypercomplexe. Enfin, les méthodes de datation montrent

qu'il existe en plus des matières organiques d'âge pluri-millénaire (Mathieu *et al.*, 2015), donc héritées d'un passé lointain. On gardera en mémoire qu'un atome de C peut avoir une durée de vie longue dans un sol tout en étant recyclé un grand nombre de fois par les micro-organismes dans différents types de molécules (*cf.* section 3.2.1.2.2. Biotransformations)

Les temps caractéristiques de la formation des matières organiques sont donc longs (plusieurs décennies), les matières organiques actuelles sont héritées des générations passées.

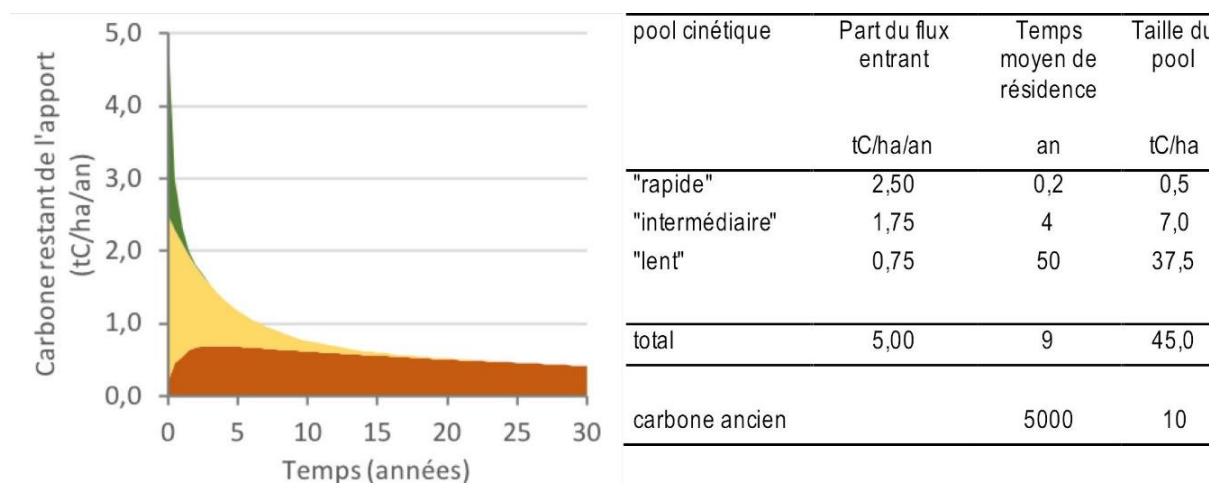


Figure 3.2-5. Représentation simplifiée de la cinétique du devenir d'un apport organique végétal au sol, ici de 5tC/ha/an.

On compartimente cette cinétique en trois phases de minéralisation : rapide, intermédiaire, lente. Un sol qui reçoit chaque année le même apport contient donc des matières organiques que l'on peut répartir en trois pools correspondants, dont la taille est représentée sur la figure par les surfaces colorées. Les valeurs numériques sont typiques de la couche 0-30 cm de cultures tempérées.

Les représentations mathématiques classiques (voir section 3.3.1.2.2 sur les formalismes utilisés dans les modèles) ont donc repris cette compartimentation cinétique du carbone et prévoient ainsi l'évolution des stocks de carbone en fonction du temps. La compartimentation (discretisation cinétique) a une part de réalité et une part de pragmatisme, car la réalité est plus continue mais la représentation mathématique continue est plus difficile (Bosatta et Agren, 1995). Le stockage est très largement déterminé par les deux paramètres qui régissent le pool lent (décennal) : la proportion qui va alimenter ce pool et son temps moyen de résidence.

3.2.2.2. L'ambiguïté de la minéralisation, les paradoxes de "l'activité biologique"

En agronomie, les termes de « minéralisation » et « d'activité biologique » sous-entendent implicitement la prise en compte de la vitesse des processus. Mais leur usage est généralement peu rigoureux car leur définition est souvent floue.

Derrière « minéralisation », il faut comprendre « flux de minéralisation » ($k \times C$). Il est mesuré *in situ* ou *in vitro*. Il est très proche de la moyenne des apports des années précédentes, modulé par les variations saisonnières. Pour cette raison, le flux de minéralisation est largement découplé de l'évolution des réserves organiques elles-mêmes. On lit parfois qu'un traitement "augmente", "favorise" la minéralisation des matières organiques, qu'un système "minéralise plus" qu'un autre. La différence est en général liée aux différences d'apports au sol, plus qu'aux différences d'efficacité des microorganismes.

Le terme "activité biologique" est source de confusion. Trois définitions peuvent être envisagées :

(1) On pourrait le définir comme le flux respiratoire ($k \times C$) finalement équivalent au flux de minéralisation tel que décrit ci-dessus.

(2) Alternativement, on pourrait le définir comme l'efficacité ou la vitesse de la biodégradation (k), à quantités de substrats biodégradables équivalents. Une forte « activité biologique » est souvent considérée comme bénéfique pour la production végétale. Plus les organismes décomposeurs sont actifs et efficaces, plus la matière organique est dégradée. Le C qui n'est pas minéralisé est transformé en produits microbiens qui peuvent être stabilisés et/ou

représenter une réserve de nutriments facilement disponibles (Figure 3.2.3). Toutefois, à apport égal, plus l'activité biologique est élevée, moins il y a de C dans le sol. Retenons donc qu'une « activité biologique » maximale ne doit pas forcément être recherchée : afin d'augmenter les quantités de matières organiques dans un sol, on pourrait préférer ralentir un peu la biotransformation des débris végétaux. Ainsi, pour un flux moyen annuel de libération d'éléments nutritifs N et P équivalent, on pourrait constituer un gros réservoir d'éléments, moins rapidement disponibles mais libérant le même flux, et assurant ainsi une grande résilience à l'agrosystème.

(3) Si, en revanche, le terme "activité biologique" fait référence à l'activité de la faune du sol, elle peut être extrêmement variable en fonction des modes de conduite du sol.

3.2.2.3. Les processus dits « non linéaires »

3.2.2.3.1. Processus linéaires, processus non linéaires

Les modèles classiques (Andriulo *et al.*, 1999 ; Hénin, 1945 ; Jenkinson et Rayner, 1977 ; Parton *et al.*, 1987), considèrent que les paramètres du devenir des matières organiques sont indépendants du flux entrant et des quantités de MO. Ceci se traduit par des équations différentielles d'ordre 1 ($dC/dt = -kC$ avec k indépendant de C) et des cinétiques exponentielles. On dit que ces modèles sont linéaires : des apports doubles se traduisent par des augmentations deux fois plus importantes des quantités de MO. Dans les régimes de changement, les compartiments se remplissent ou se vident à leur vitesse caractéristique. Cependant il y a maintenant de nombreuses indications de processus non linéaires dans la dynamique du C des sols (Tableau 3.2-1).

Tableau 3.2-1. Mécanismes possibles de non-linéarité de la décomposition ou de l'accumulation du carbone.

Ces mécanismes font que les vitesses de décomposition dépendent des quantités de carbone apportées ou présentes.
Ces processus peuvent être en interaction les uns avec les autres.

PRINCIPAUX MECANISMES NON LINEAIRES
Effet des matières organiques sur les propriétés physiques qui affectent les vitesses de biodégradation : <ul style="list-style-type: none"> - Propriétés hydriques (porosité, mouillabilité, évaporation, mulchs) - Température du sol (porosité, conductivité thermique, albedo, mulchs)
Rapport minéraux/matière organique modulant la stabilisation du carbone
Protection physique (rôle de "colle" joué par les matières organiques et polysaccharides microbiens) favorisant les associations organo-minérales
Libération d'acides organiques complexants qui déstabilisent les associations organo-minérales
Priming effect: stimulation de la biodégradation des matières organiques stabilisées par l'apport énergétique de matière fraîche
Efficiency de l'utilisation du carbone dépendant des éléments nutritifs disponibles pour les microorganismes
Toxicité des produits de biodégradation pour les microbes (ex: litières antibactériennes, phénols)
Matières organiques ressources pour la faune qui favorise la stabilisation organo-minérale (vers de terres)

Une implication importante des comportements non linéaires est liée au fait que les matières organiques ne sont pas réparties de façon homogène, et que apports, microorganismes et matières organiques ne sont pas co-localisés (Vogel *et al.*, 2015). Puisqu'ils dépendent des concentrations locales, les paramètres de processus non linéaires **dépendent de l'échelle d'observation**, qu'il s'agisse de l'échelle d'agrégats, du profil, de distances aux racines etc. Les dynamiques ne sont pas les mêmes *in situ* et en système homogénéisé *in vitro*. *In vitro* elles dépendent du design expérimental et de la durée. Ceci explique probablement la grande divergence qui existe dans la littérature sur les processus et mécanismes de la dynamique du carbone et, à minima, la dispersion de leur quantification. Si les expérimentations *in vitro* permettent de comprendre les mécanismes, les expérimentations et observations *in situ* à l'échelle du mètre carré ou de la parcelle, et à l'échelle de temps des décennies sont évidemment les plus pertinentes pour la question du stockage de carbone.

Les représentations non linéaires prévoient des évolutions moins déterminées et moins réversibles des stocks organiques que les modèles linéaires. Les processus non linéaires ne sont pas encore incorporés dans les modèles opérationnels de la dynamique du C.

3.2.2.3.2. Priming effect : un concept qui a pris une place importante dans la problématique du stockage de carbone

Un effet non linéaire majeur est dénommé **priming effect** (Fontaine *et al.*, 2007 ; Kuzyakov *et al.*, 2000 ; Sallih et Bottner, 1988), littéralement "effet d'amorçage". En bref, l'apport de substrats décomposables complexes (et non pas de molécules simples comme le glucose) apporte aux microorganismes compétents la ressource énergétique qui leur permet de biodégrader les matières organiques stabilisées. Typiquement le temps de résidence des MOS est ainsi plus court dans les parties du sol qui reçoivent beaucoup d'apports, comme en surface, par rapport à la profondeur. Les mécanismes de priming effect sont majeurs pour la dynamique des éléments C, N, P. Théoriquement, le priming effect prévoit donc (i) un stockage de carbone non proportionnel aux apports (ii) un risque de déstabilisation de matières organiques préexistantes par apport de carbone, notamment en profondeur.

3.2.2.4. Vitesses de renouvellement à l'échelle du profil de sol

Les travaux historiques sur les représentations dynamiques du C ont majoritairement été consacrés à la couche de sol considérée par les agronomes, soit « 0-30 cm ». Toutefois, l'intérêt vers la compréhension des mécanismes dans le « subsoil » est grandissant car la moitié du carbone des sols est située en dessous de 30 cm de profondeur, au niveau du territoire français métropolitain (Mulder *et al.*, 2016) comme du Monde (Hiederer et Köchy, 2011 ; Jobbagy et Jackson, 2000). La datation au carbone ¹⁴C et le traçage naturel par le ¹³C montrent que l'âge médian du carbone à un mètre de profondeur est supérieur à 1 000 ans (Figure 3.2-1). Le renouvellement est 7 à 10 fois plus lent pour la couche 30-100 cm que 0-30 cm (Balesdent *et al.*, 2018; Balesdent *et al.*, 2017; Mathieu *et al.*, 2015). Le carbone profond n'est cependant pas inerte. Les études ci-dessus montrent que la couche 30-100 cm contient en moyenne un quart du stock de carbone "jeune" (c'est à dire de moins de 50 ans) de la couche 0-100 cm en sols cultivés, et un cinquième en prairies permanentes (Figure 3.2-6). Plusieurs travaux rapportent des effets significatifs de changement d'utilisation des terres ou de pratiques agricoles sur le carbone profond des sols, notamment une diminution par la mise en culture de prairies ou de forêts (Guo et Gifford, 2002) une augmentation lors de la conversion de forêts en pâturages (Stahl *et al.*, 2017), ou par l'introduction de légumineuses (Guan *et al.*, 2016).

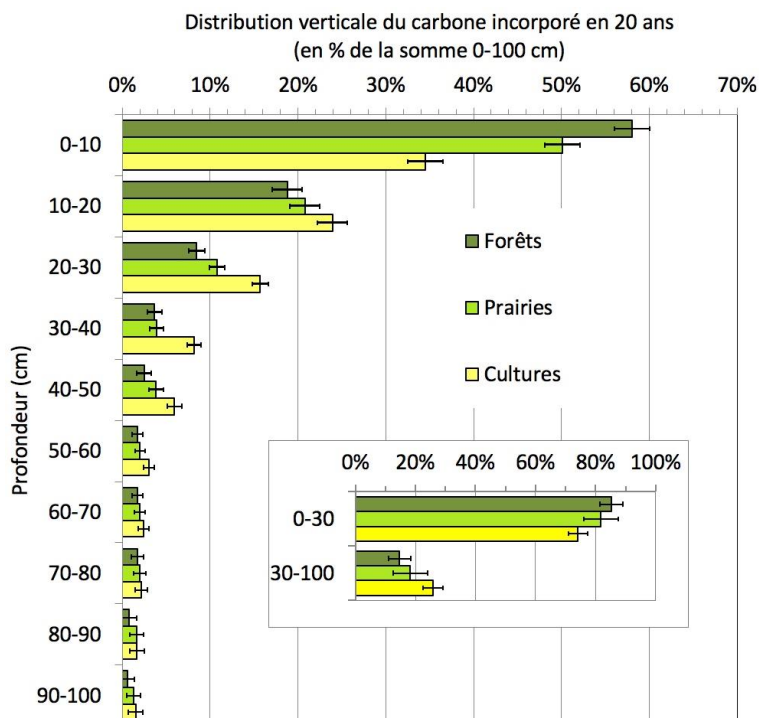


Figure 3.2-6. Distribution verticale du carbone incorporé par les matières végétales au sol en 20 ans, en conditions moyennes de la France métropolitaine. (D'après les données de Balesdent *et al.* 2018)

La quantité (par incrément de 10 cm) est exprimée en proportion du C total incorporé dans le premier mètre. La valeur est une moyenne estimée par régression à partir des conditions de climat et d'usage des terres. Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance à 95% de l'estimation.

3.2.3. Contrôle des temps de résidence du C dans les sols : facteurs biotiques et abiotiques

Les mécanismes décrits précédemment s'expriment plus ou moins dans les sols en fonction d'un cortège de dix facteurs principaux qui contrôlent leur intensité. Ces facteurs sont présentés de manière exhaustive dans (Wiesmeier *et al.*, 2019). Nous proposons ici une synthèse des co-dépendances de ces facteurs (Tableau 3.2-2) en se focalisant sur les facteurs de variation des *temps de résidence* du carbone (les stocks, eux, dépendent en plus des flux de carbone entrant).

La nature du C entrant, en particulier sa biodégradabilité, a un effet contre-intuitif sur les temps de résidence du carbone (*cf.* section " Le modèle de décomposition progressive"). La nature du C affecte le TMR par le jeu des rendements d'utilisation microbienne (CUE) et de l'interaction minérale.

La température est un facteur majeur, parmi les mieux quantifiés, avec des vitesses de minéralisation multipliées par 2 à 3 par augmentation de 10°C, mais un effet dépendant des sols, en particulier de leur granulométrie.

La teneur en eau du sol augmentant, les vitesses de minéralisation s'accroissent linéairement avec l'humidité jusqu'à un maximum (atteint vers 20 à 50% d'humidité volumique selon les modèles (Sierra *et al.*, 2015)), avec ensuite un plateau puis une décroissance en lien avec le déficit d'oxygène. Les alternances dessiccation-humectation provoquent des accélérations de la minéralisation.

La pression partielle d'oxygène. En milieu saturé, si le milieu devient anaérobie, les fermentations prennent le pas sur la respiration aérobie ; la dégradation des débris ligno-cellulosiques est ralentie voire stoppée. Cependant il n'y a pas d'indication d'effets d'anaérobiose temporaire sur le stockage de carbone. Les milieux anaérobies sont par ailleurs défavorables aux racines et à l'activité de la faune et des micro-organismes. A l'inverse, on attribue parfois au labour la propriété d'accélérer la biodégradation par "aération" du sol. Il n'y a pas d'indication scientifique dans ce sens.

La granulométrie est bien corrélée aux stocks de carbone aux échelles nationales ou des pays tempérés. La teneur en fraction <2 µm fait varier d'un facteur 2 les stocks de carbone, entre 0% et 50% dans les inventaires nationaux de C des sols.

La minéralogie est un déterminant majeur de la stabilisation des MO mais est encore mal quantifié. Il est couplé à la nature des ions en solution (Rasmussen *et al.*, 2018). La minéralogie des phases en interaction avec les MOS, (en particulier des minéraux mal cristallisés) n'est pas statique, peut être largement modifiée par les usages des terres, les plantes, le pH et les amendements.

Le pH du sol et le cortège ionique. Le pH d'un sol déterminé par les mesures classiques est une valeur moyenne qui ne reflète pas l'hétérogénéité spatiale du pH à micro-échelle. Le pH a plus d'effet sur la physicochimie que sur la physiologie microbienne. La présence d'ions calcium ou magnésium en solution (dominants à pH > 5) et la présence de calcaire actif tendent à insolubiliser les matières organiques et à adsorber celles-ci par interactions électrostatiques, via des "ponts" Ca²⁺, et ainsi réduire leur biodégradation. L'aluminium a un rôle équivalent, mais en sol acide (< 4,5) et alumineux. *A contrario*, dans les sols salés où Na⁺ domine le complexe d'échange, les vitesses de biodégradation sont élevées. L'action de K⁺ n'a pas été évaluée.

La disponibilité et l'abondance des éléments N, P, S a des effets divers et complexes (voir sections 3.2.1.2.2 et 3.2.2.3.2). Si la dégradation des débris ligno-cellulosiques (pauvres en azote) est temporairement retardée en absence d'azote minéral, de nombreux autres effets des stœchiométries C, N, P entrent en jeu dans les primings, les interactions biotiques ou encore l'efficacité d'utilisation du carbone (CUE).

Biodiversité. Les bactéries étant à la fois les acteurs majeurs de la minéralisation des MO mais aussi de la production de composés stabilisés, l'effet de la prédation des bactéries par les nématodes et protistes, ainsi que la régulation des bactéries par les champignons est incertain. L'impact des pesticides sur les protistes, nématodes et les champignons du sol pourrait affecter ces régulations.

Interactions biotiques/abiotiques. Le mécanisme de priming effect est mis en jeu dans les stratégies d'acquisition des éléments nutritifs (N, P, K) par les plantes. Les plantes libèrent des exsudats et alimentent les champignons de la rhizosphère qui biodégradent des matières organiques (Fontaine *et al.*, 2011) ou même déstabilisent les associations organo-minérales (Keiluweit *et al.*, 2015), libérant les composés azotés ou le phosphore. De nombreux autres mécanismes d'interaction plante-microorganismes peuvent, inversement, préserver les matières organiques

(Averill *et al.*, 2014 ; Northup *et al.*, 1995), ce qui permet à l'écosystème de conserver une importante réserve d'éléments et donc une grande résilience.

Ces effets des interactions entre plantes, microorganismes et phases minérales montrent que les couplages biodiversité végétale / biodiversité microbienne / minéralogie peuvent avoir contribué à la stabilité des écosystèmes, via le maintien de niveaux élevés de carbone organique. La question de l'impact des pesticides (fongicides, nématicides notamment) en tant qu'effet de l'agriculture conventionnelle sur le stockage de carbone doit être ouverte.

Tableau 3.2-2. Analyse mécaniste des facteurs influençant le temps de résidence du carbone dans les sols.

(1) (Fontaine *et al.*, 2011) ; (2) (Kallenbach *et al.*, 2016 ; Schmidt *et al.*, 2011 ; Sinsabaugh *et al.*, 2013) ; (3) (Rasmussen *et al.*, 2018) ; (4) (Averill *et al.*, 2014 ; Fontaine *et al.*, 2011 ; Northup *et al.*, 1995) ; (5) (Bonneville *et al.*, 2011 ; Keiluweit *et al.*, 2015)

FACTEUR	MECANISME IMPLIQUE	MODELISATION
L'augmentation ↗ ou la diminution ↘ du facteur	entraîne l'augmentation ↗, la diminution ↘, l'augmentation ou la diminution ↗↘	Le mécanisme est pris en compte dans les modèles opérationnels Century, RothC ou AMG
↗ Flux de carbone entrant	↗ Mineralisation du C par priming effect	Non
↗ Biodégradabilité du carbone entrant (végétal, PRO)	↗ Carbon Use Efficiency ↗↘ Sorption, association avec les minéraux	Non Non
↗ Température du sol	↗ Activité microbienne ↘ Sorptions ↗ Diffusion	Oui, tous mécanismes confondus
↗ Teneur en eau (hors pO ₂)	↗ Mobilité et croissance microbienne ↘ Sorptions ↗ Diffusion et transferts	Oui, tous mécanismes confondus
↘ O ₂ (anaérobiose)	↘ Activité microbienne ↘ Dégradation oxydative	Oui Non
↘ Granulométrie Taille des minéraux	↘ Diffusion et transferts ↗ Sorption	Oui, tous mécanismes confondus
↗ Minéralogie: - Phases mal cristallisées - Complexes Al, Fe - Phyllosilicates 2:1	↗ Coprécipitation ↗ Complexation ↗ Sorption ↘ Transferts	Non Non Non Non
↗ pH	= Activité biologique (entre 4,5 et 8,3) ↗ Charges de surface organiques et minérales ↗↘ Déstabilisation des associations organo- minérales ↘ Al libre ↗ Ca échangeable ↗ Faune	Non Non Non Non Non Non
↗ Cortège ionique de la solution du sol	↗ Concentration Al ³⁺ , Ca ²⁺ ↗ Concentration Na ⁺	Non Non
↗ Disponibilité N, P, S	↗ Décomposition des résidus à C/N élevé ↘ Priming effect ↘ Carbon Use Efficiency	Oui Non Non
↗ Activités d'organismes spécifiques, biodiversité	↗ Composés anti-bactériens ↗ Prédateurs bactériovores ↗ Symbioses mycorhiziennes ↗ Primings	Non Non Non Non
↗ Interactions vivant- minéral (exsudats, excrétions)	↗ Formation / Dissolution de minéraux mal cristallisés ↘ pH local	Non Non

La quantification de l'effet des facteurs et mécanismes considérés individuellement est encore très incomplète, et peut-être inappropriée, car (i) il n'est pas attendu une loi unique contrôlant le TMR des différents pools de C quand plusieurs mécanismes sont en jeu (Tableau 3.2-2) (ii) plusieurs facteurs agissent en interaction (Cotrufo *et al.*, 2015). Dans la littérature scientifique, la quantification est très brouillée : de nombreuses équipes estiment le poids d'un facteur en le faisant varier et en mesurant des flux de minéralisation, souvent en temps court. Or ces flux sont très dé-corrélés des TMR du carbone à long terme. Ainsi l'effet de la température a donné lieu à nombre de résultats divergents. Les réponses sont également très dépendantes du type de sol (von Luetzow *et al.*, 2008).

Actuellement, dans les modèles opérationnels courants, seuls température, humidité du sol, granulométrie et C/N des substrats sont pris en compte. Il y a cependant d'autres facteurs prépondérants. La modélisation des priming effects est émergente.

3.2.4. Les processus en regard de deux grands enjeux : changements climatiques et gestion de l'azote dans les systèmes cultivés

Les contraintes anthropiques (principalement changement climatique et pratiques agricoles) modifient les facteurs de contrôle des processus décrits ci-dessus. Les effets des variations simultanées de ces différents facteurs sont difficiles à évaluer en termes de modifications des processus. Les impacts observés sont rarement interprétés de manière rigoureuse en termes de modifications concomitantes des mécanismes.

3.2.4.1. Changement climatique

Le changement global de l'atmosphère et du climat a modifié les stocks de carbone mondiaux depuis les années 1950 par trois effets principaux : l'augmentation de la pression partielle de CO₂ qui augmente la production primaire ; les retombées d'azote atmosphérique (pollution azotée mondiale), qui augmentent également la production primaire; et enfin l'augmentation de température, qui allonge les cycles végétaux mais dans le même temps augmente les vitesses de minéralisation du carbone des sols. La résultante est actuellement une augmentation du carbone organique, notamment en zone tempérée : hors déforestation intertropicale, les écosystèmes mondiaux ont incorporé dans la décennie 2005-2015 près de 30% des émissions de C fossile (Le Quéré *et al.*, 2018), mais la plupart des modèles, bien qu'incertains (Ahlstrom *et al.*, 2012 ; Tian *et al.*, 2015) prévoient un effet dominant de la température dans quelques décennies. Les sols arctiques et les sols du permafrost seront les principaux émetteurs nets de CO₂ (Crowther *et al.*, 2016). L'impact des changements de précipitations et d'évènements extrêmes n'est pas encore quantifié.

3.2.4.2. Stockage de carbone et couplage avec l'azote

Dans le continuum d'évolution des MO (Lehmann et Kleber, 2015), le rapport C/N diminue depuis des valeurs de 50 à 100 pour la matière végétale (hors légumineuses), vers 15 à 30 pour les matières organiques particulières, puis 8 à 10 pour les matières organiques anciennes. A l'échelle de l'écosystème, les cycles du carbone et de l'azote sont couplés à plusieurs niveaux (Balesdent *et al.*, 2011a) :

- Au niveau de la production primaire : la quantité d'azote biodisponible augmente la production primaire, jusqu'à une valeur maximale au-dessus de laquelle l'azote n'est plus limitant, c'est l'effet de fertilisation azotée. L'augmentation des restitutions au sol n'est cependant pas proportionnelle à l'effet de la fertilisation sur la production, car en situation d'abondance d'azote, les plantes allouent plus de carbone aux graines récoltées qu'aux parties végétatives, et moins aux racines. Ainsi, le stockage de carbone additionnel lié à la fertilisation minérale optimale par rapport à une sous-fertilisation est faible voire, en cas d'absence de restitution des parties aériennes, nul (Alvarez, 2005). La surfertilisation azotée tend à *contrario* à diminuer les stocks de carbone.
- Au niveau des processus de biodégradation des substrats organiques : Les micro-organismes dégradant un substrat ont besoin d'azote pour former leur propre biomasse. S'ils consomment des composés déjà biotransformés (C/N inférieur à 20), le système libère l'azote minéral en excès. A l'inverse, s'ils biotransforment des débris végétaux (C/N supérieur à 20), les microorganismes doivent prélever dans l'azote biodisponible du sol et sont en compétition avec la plante (par exemple, "faim d'azote", induit par l'enfouissement de pailles). Ce couplage par la biodégradation affecte peu le stockage de carbone, mais explique comment la dynamique du carbone (dont le stockage) contrôle la minéralisation ou l'immobilisation nette d'azote.

- Au niveau des systèmes d'élevage : le recyclage de C et N est un couplage supplémentaire ; Soussana et Lemaire (2014) indiquent que la relation générale entre stock de carbone du sol et niveau d'intrants azotés passe par un optimum aux niveaux intermédiaires.

L'augmentation du carbone des sols de 4 pour 1000 par an s'accompagne d'une immobilisation d'azote dans les matières organiques additionnelles, représentant le « coût azoté du stockage de carbone ». Le chiffre moyen sur 20 ans est estimé à 15 kgN/ha/an, sur la base de MO additionnelles à C/N de 12 (un tiers de matières particulaires à C/N 20 ; 2/3 à C/N 10) et d'un stock de carbone de sol cultivés français médian de 45 tC/ha. Le "coût azoté" du 4 pour mille sera très certainement bien inférieur pour de multiples raisons. Le bilan d'azote européen (Fowler *et al.*, 2013) ou français fait état d'un surplus d'azote (azote excédentaire apporté par rapport à l'utilisation par les cultures, qui se traduit par des pertes) de plus de 30% de l'azote apporté aux sols pour l'ensemble du territoire, et à l'échelle locale de plusieurs dizaines de kgN/ha. L'immobilisation d'azote sera opérée par les microorganismes du sol et, dans tout système, pourra se faire aux dépens des pertes autant que du prélèvement par les cultures. Les pratiques stockantes comme les cultures intermédiaires, l'introduction des légumineuses ont même la vertu de réduire les pertes azotées. L'apport des produits résiduels organiques se substitue aux fertilisations minérales et, avec une stœchiométrie C/N maîtrisée, peut avoir un meilleur rendement d'utilisation par les plantes que la fertilisation minérale.

3.2.5. Conclusion

Les sols présentent un gradient décroissant de concentration en C depuis la surface (quelques pourcent massiques) jusqu'à environ 1 m de profondeur (moins de 1%). Les matières organiques des sols sont principalement des petites molécules organiques issues de la transformation des apports par les plantes (apports majoritairement souterrains). La faune (et en particulier la microfaune) est essentielle dans la production, la transformation et la minéralisation des matières organiques du sol. Dans le sol, des processus de transfert et d'interaction avec les minéraux redistribuent ces molécules organiques et/ou les soustraient plus ou moins durablement à l'action des micro-organismes. La dynamique résultant de ces processus est généralement modélisée par des approches linéaires, bien que de nombreux processus, considérés individuellement, ne se comportent pas linéairement. Les matières organiques observées dans un sol à une date donnée résultent ainsi d'un héritage complexe lié au fonctionnement (et usage éventuel) d'un sol sur plusieurs centaines (voire milliers d'années). Les horizons profonds (plus profonds que 30 cm), peu étudiés en comparaison des horizons de surface, contribuent à hauteur de 25% à la séquestration du C sur 50 ans. On compte un grand nombre de facteurs qui contrôlent la dynamique des matières organiques dans les sols : nature et flux du C entrant, température, teneur en eau, pO₂, granulométrie, minéralogie, chimie de la solution du sol, disponibilité N et P, biodiversité végétale, biodiversité microbienne. Leurs interdépendances, leur dépendance au temps (réponse sur les temps courts différente de la réponse sur les temps longs), leurs importances relatives vis-à-vis du stockage (ou déstockage) du C ne sont souvent pas explicitées dans le détail, car très complexes. Une meilleure compréhension des mécanismes, de leurs interdépendances, de leur hiérarchisation et de leur sensibilité aux pratiques agricoles représente des leviers d'action futurs potentiels pour la séquestration du C dans les sols.

Références bibliographiques

- Ahlstrom, A.; Schurgers, G.; Armeth, A.; Smith, B., 2012. Robustness and uncertainty in terrestrial ecosystem carbon response to CMIP5 climate change projections. *Environmental Research Letters*, 7 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044008>
- Allison, S.D.; Wallenstein, M.D.; Bradford, M.A., 2010. Soil-carbon response to warming dependent on microbial physiology. *Nature Geoscience*, 3 (5): 336-340. <http://dx.doi.org/10.1038/NGEO846>
- Alvarez, R., 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21 (1): 38-52. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2005291>
- Amelung, W.; Brodowski, S.; Sandhage-Hofmann, A.; Bol, R., 2008. Combining biomarker with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of soil organic matter. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*, Vol 100. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 155-250. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(08\)00606-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(08)00606-8)

- Andriulo, A.; Mary, B.; Guerif, J., 1999. Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas. *Agronomie*, 19 (5): 365-377. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:19990504>
- Averill, C.; Turner, B.L.; Finzi, A.C., 2014. Mycorrhiza-mediated competition between plants and decomposers drives soil carbon storage. *Nature*, 505 (7484): 543-545. <http://dx.doi.org/10.1038/nature12901>
- Balesdent, J.; Arrouays, D.; Chenu, C.; Feller, C., 2011. Stockage et recyclage du carbone. In: C.W. Michel-Claude Girard, J.-C.R., Jacques Berthelin, Jean-Louis Morel (Ed.), ed. *Sols et environnement*. Paris: Dunod.
- Balesdent, J.; Basile-Doelsch, I.; Chadoeuf, J.; Cornu, S.; Derrien, D.; Fekiacova, Z.; Hatte, C., 2018. Atmosphere-soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature*, 559 (7715): 599-602. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0328-3>
- Balesdent, J.; Basile-Doelsch, I.; Chadoeuf, J.; Cornu, S.; Fekiacova, Z.; Fontaine, S.; Guenet, B.; Hatte, C., 2017. Turnover of deep organic carbon in cultivated soils: an estimate from a review of isotope data. *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement*, 21 (3): 181-190.
- Balesdent, J.; Chenu, C.; Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53 (3-4): 215-230. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(99\)00107-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00107-5)
- Balesdent, J.; Derrien, D.; Fontaine, S.; Kirman, S.; Klumpp, K.; Loiseau, P.; Marol, C.; Nguyen, C.; Péan, M.; Personeni, E., 2011. Contribution de la rhizodéposition aux matières organiques du sol, quelques implications pour la modélisation de la dynamique du carbone. *Étude Gestion Sols*, 18 (3): 201-216.
- Bardgett, R.D.; Bowman, W.D.; Kaufmann, R.; Schmidt, S.K., 2005. A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 20 (11): 634-641. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2005.08.005>
- Basile-Doelsch, I.; Balesdent, J.; Rose, J., 2015. Are Interactions between Organic Compounds and Nanoscale Weathering Minerals the Key Drivers of Carbon Storage in Soils? *Environ Sci Technol*, 49 (7): 3997-3998. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b00650>
- Besnard, E.; Chenu, C.; Balesdent, J.; Puget, P.; Arrouays, D., 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47 (4): 495-503. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01849.x>
- Blair, J.M.; Falconer, R.E.; Milne, A.C.; Young, I.M.; Crawford, J.W., 2007. Modeling Three-dimensional microstructure in heterogeneous media. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (6): 1807-1812. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2006.0113>
- Bohlen, P.J.; Pelletier, D.M.; Groffman, P.M.; Fahey, T.J.; Fisk, M.C., 2004. Influence of earthworm invasion on redistribution and retention of soil carbon and nitrogen in northern temperate forests. *Ecosystems*, 7 (1): 13-27. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-003-0127-y>
- Bol, R.; Poirier, N.; Balesdent, J.; Gleixner, G., 2009. Molecular turnover time of soil organic matter in particle-size fractions of an arable soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23 (16): 2551-2558. <http://dx.doi.org/10.1002/rcm.4124>
- Bonkowski, M., 2004. Protozoa and plant growth: the microbial loop in soil revisited. *New Phytologist*, 162 (3): 617-631. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01066.x>
- Bonneville, S.; Morgan, D.J.; Schmalenberger, A.; Bray, A.; Brown, A.; Banwart, S.A.; Benning, L.G., 2011. Tree-mycorrhiza symbiosis accelerate mineral weathering: Evidences from nanometer-scale elemental fluxes at the hypha-mineral interface. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 75 (22): 6988-7005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2011.08.041>
- Bosatta, E.; Agren, G.I., 1995. The Power and Reactive Continuum Models as Particular Cases of the Q-Theory of Organic-Matter Dynamics. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 59 (18): 3833-3835. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037\(95\)00287-A](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7037(95)00287-A)
- Brauman, A., 2000. Effect of gut transit and mound deposit on soil organic matter transformations in the soil feeding termite: A review. *European Journal of Soil Biology*, 36 (3-4): 117-125. [http://dx.doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)01058-X](http://dx.doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01058-X)
- Brown, G.G., 1995. How Do Earthworms Affect Microfloral and Faunal Community Diversity. *Plant and Soil*, 170 (1): 209-231. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02183068>
- Buee, M.; De Boer, W.; Martin, F.; van Overbeek, L.; Jurkevitch, E., 2009. The rhizosphere zoo: An overview of plant-associated communities of microorganisms, including phages, bacteria, archaea, and fungi, and of some of their structuring factors. *Plant and Soil*, 321 (1-2): 189-212. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-009-9991-3>
- Burns, R.G.; DeForest, J.L.; Marxsen, J.; Sinsabaugh, R.L.; Stromberger, M.E.; Wallenstein, M.D.; Weintraub, M.N.; Zoppini, A., 2013. Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology & Biochemistry*, 58: 216-234. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.009>
- Calvet, R.; Chenu, C.; Houot, S., 2011. *Les matières organiques des sols: rôles agronomiques et environnementaux*. Paris: Editions France Agricole, 347 p.
- Chappell, A.; Baldock, J.; Sanderman, J., 2016. The global significance of omitting soil erosion from soil organic carbon cycling schemes. *Nature Climate Change*, 6 (2): 187-191. <http://dx.doi.org/10.1038/NCLIMATE2829>
- Chenu, C.; Plante, A.F., 2006. Clay-sized organo-mineral complexes in a cultivation chronosequence: revisiting the concept of the 'primary organo-mineral complex'. *European Journal of Soil Science*, 57 (4): 596-607. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00834.x>
- Chenu, C.; Stotzky, G., 2002. Interactions between microorganisms and soil particles: an overview. In: Huang, P.M.; Bollag, J.M.; Senesi, N., eds. *Interactions between Soil Particles and Microorganisms: Impact on the Terrestrial Ecosystem*. John Wiley and Sons, USA, 3-40.
- Chevallier, T.; Blanchart, E.; Albrecht, A.; Feller, C., 2004. The physical protection of soil organic carbon in aggregates: a mechanism of carbon storage in a Vertisol under pasture and market gardening (Martinique, West Indies). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103 (2): 375-387. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.009>

- Chevallier, T.; Woignier, T.; Toucet, J.; Blanchart, E., 2010. Organic carbon stabilization in the fractal pore structure of Andosols. *Geoderma*, 159 (1-2): 182-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.010>
- Clemmensen, K.E.; Bahr, A.; Ovaskainen, O.; Dahlberg, A.; Ekblad, A.; Wallander, H.; Stenlid, J.; Finlay, R.D.; Wardle, D.A.; Lindahl, B.D., 2013. Roots and Associated Fungi Drive Long-Term Carbon Sequestration in Boreal Forest. *Science*, 339 (6127): 1615-1618. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1231923>
- Coq, S.; Barthes, B.G.; Oliver, R.; Rabary, B.; Blanchart, E., 2007. Earthworm activity affects soil aggregation and organic matter dynamics according to the quality and localization of crop residues - An experimental study (Madagascar). *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (8): 2119-2128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.019>
- Cotrufo, M.F.; Soong, J.L.; Horton, A.J.; Campbell, E.E.; Haddix, M.L.; Wall, D.H.; Parton, A.J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8 (10): 776-779. <http://dx.doi.org/10.1038/NGEO2520>
- Crowther, T.W.; Todd-Brown, K.E.O.; Rowe, C.W.; Wieder, W.R.; Carey, J.C.; Machmuller, M.B.; Snoek, B.L.; Fang, S.; Zhou, G.; Allison, S.D.; Blair, J.M.; Bridgman, S.D.; Burton, A.J.; Carrillo, Y.; Reich, P.B.; Clark, J.S.; Classen, A.T.; Dijkstra, F.A.; Elberling, B.; Emmett, B.A.; Estiarte, M.; Frey, S.D.; Guo, J.; Harte, J.; Jiang, L.; Johnson, B.R.; Kroel-Dulay, G.; Larsen, K.S.; Laudon, H.; Lavallee, J.M.; Luo, Y.; Lupascu, M.; Ma, L.N.; Marhan, S.; Michelsen, A.; Mohan, J.; Niu, S.; Pendall, E.; Penuelas, J.; Pfeifer-Meister, L.; Poll, C.; Reinsch, S.; Reynolds, L.L.; Schmidt, I.K.; Sistla, S.; Sokol, N.W.; Templer, P.H.; Treseder, K.K.; Welker, J.M.; Bradford, M.A., 2016. Quantifying global soil carbon losses in response to warming. *Nature*, 540 (7631): 104-108. <http://dx.doi.org/10.1038/nature20150>
- Curry, J.P.; Schmidt, O., 2007. The feeding ecology of earthworms - A review. *Pedobiologia*, 50 (6): 463-477. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.09.001>
- Curtis, T.P.; Sloan, W.T., 2005. Exploring microbial diversity - A vast below. *Science*, 309 (5739): 1331-1333. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1118176>
- Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelievre, M.; Jolivet, C.; Thioulouse, J.; Toutain, B.; Arrauays, D.; Bispo, A.; Lemanceau, P.; Ranjard, L., 2011. Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (4): 641-652. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00628.x>
- Derrien, D.; Marol, C.; Balabane, M.; Balesdent, J., 2006. The turnover of carbohydrate carbon in a cultivated soil estimated by C-13 natural abundances. *European Journal of Soil Science*, 57 (4): 547-557. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00811.x>
- Dignac, M.F.; Bahri, H.; Rumpel, C.; Rasse, D.P.; Bardoux, G.; Balesdent, J.; Girardin, C.; Chenu, C.; Mariotti, A., 2005. Carbon-13 natural abundance as a tool to study the dynamics of lignin monomers in soil: an appraisal at the Closeaux experimental field (France). *Geoderma*, 128 (1-2): 3-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.12.022>
- Doetterl, S.; Berhe, A.A.; Nadeu, E.; Wang, Z.G.; Sommer, M.; Fiener, P., 2016. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Science Reviews*, 154: 102-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.12.005>
- Don, A.; Roedenbeck, C.; Gleixner, G., 2013. Unexpected control of soil carbon turnover by soil carbon concentration. *Environmental Chemistry Letters*, 11 (4): 407-413. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-013-0433-3>
- Don, A.; Steinberg, B.; Schoening, I.; Pritsch, K.; Joschko, M.; Gleixner, G.; Schulze, E.D., 2008. Organic carbon sequestration in earthworm burrows. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (7): 1803-1812. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.03.003>
- Dungait, J.A.J.; Hopkins, D.W.; Gregory, A.S.; Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology*, 18 (6): 1781-1796. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x>
- Eusterhues, K.; Wagner, F.E.; Hausler, W.; Hanzlik, M.; Knicker, H.; Totsche, K.U.; Kogel-Knabner, I.; Schwertmann, U., 2008. Characterization of Ferrihydrite-Soil Organic Matter Coprecipitates by X-ray Diffraction and Mossbauer Spectroscopy. *Environ Sci Technol*, 42 (21): 7891-7897. <http://dx.doi.org/10.1021/es800881w>
- Falconer, R.E.; Battaia, G.; Schmidt, S.; Baveye, P.; Chenu, C.; Otten, W., 2015. Microscale Heterogeneity Explains Experimental Variability and Non-Linearity in Soil Organic Matter Mineralisation. *Plos One*, 10 (5). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0123774>
- Fontaine, S.; Barot, S.; Barre, P.; Bdioui, N.; Mary, B.; Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450 (7167): 277-U10. <http://dx.doi.org/10.1038/nature06275>
- Fontaine, S.; Henault, C.; Amor, A.; Bdioui, N.; Bloor, J.M.G.; Maire, V.; Mary, B.; Revallot, S.; Maron, P.A., 2011. Fungi mediate long term sequestration of carbon and nitrogen in soil through their priming effect. *Soil Biology & Biochemistry*, 43 (1): 86-96. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.017>
- Fowler, D.; Coyle, M.; Skiba, U.; Sutton, M.A.; Cape, J.N.; Reis, S.; Sheppard, L.J.; Jenkins, A.; Grizzetti, B.; Galloway, J.N.; Vitousek, P.; Leach, A.; Bouwman, A.F.; Butterbach-Bahl, K.; Dentener, F.; Stevenson, D.; Amann, M.; Voss, M., 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 368 (1621). <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0164>
- Gans, J.; Wolinsky, M.; Dunbar, J., 2005. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*, 309 (5739): 1387-1390. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1112665>
- Geyer, K.M.; Kyker-Snowman, E.; Grandy, A.S.; Frey, S.D., 2016. Microbial carbon use efficiency: accounting for population, community, and ecosystem-scale controls over the fate of metabolized organic matter. *Biogeochemistry*, 127 (2-3): 173-188. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-016-0191-y>
- Gleixner, G.; Czimczik, C.J.; Kramer, C.; Luehker, B.; Schmidt, M.W.I., 2001. Plant compounds and their turnover and stabilization as soil organic matter. In: Schulze, E.D.; Heimann, M.; Harrison, S.; Holland, E.A.; Llyod, J.; Prentice, I.C.; Schimel, D.S., eds. *Global biogeochemical cycles in the climate system*. San Diego: Academic Press, 201-215.

- Golchin, A.; Oades, J.M.; Skjemstad, J.O.; Clarke, P., 1994. Study of free and occluded particulate organic matter in soils by solid-state C-13 CP/MAS NMR-spectroscopy and scanning electron microscopy. *Australian Journal of Soil Research*, 32 (2): 285-309. <http://dx.doi.org/10.1071/SR9940285>
- Guan, X.K.; Turner, N.C.; Song, L.; Gu, Y.J.; Wang, T.C.; Li, F.M., 2016. Soil carbon sequestration by three perennial legume pastures is greater in deeper soil layers than in the surface soil. *Biogeosciences*, 13 (2): 527-534. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-527-2016>
- Guillet, B.; Disnar, J.R.; D., L.; Balesdent, J., 2010. Dynamics of soil carbon and moder horizons related to age in pine and beech stands. In: Loustau, D., ed. *Forests, Carbon Cycle and Climate Change*. Paris: Editions Quae (Update Sciences & technologies), 55-78.
- Guo, L.B.; Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8 (4): 345-360. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Hassink, J., 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil*, 191 (1): 77-87. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1004213929699>
- Hättenschwiler, S.; Barantal, S.; Ganault, P.; Gillespie, L.; Coq, S. Quels enjeux sont associés à la biodiversité des sols? *Innovations Agronomiques*, 69: 1-14.
- Hénin, S.; Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique. *Annales Agronomiques*, 15: 17-29.
- Hiederer, R.; Köchy, M., 2011. *Global soil organic carbon estimates and the harmonized world soil database*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, JRC Scientific and Technical Reports, (EUR 25225 EN - 2011), 79 p. <http://dx.doi.org/10.2788/13267>
- Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Prevost-Boure, N.C.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2016. Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64: 203-211. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- IPCC, 2013. *Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I contribution to the Fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, 1 535 p. http://www.climatechange2013.org/images/report/WG1AR5_ALL_FINAL.pdf
- Jagercikova, M.; Cornu, S.; Bourles, D.; Evrard, O.; Hatte, C.; Balesdent, J., 2017. Quantification of vertical solid matter transfers in soils during pedogenesis by a multi-tracer approach. *Journal of Soils and Sediments*, 17 (2): 408-422. <http://dx.doi.org/10.1007/s11368-016-1560-9>
- Jenkinson, D.S.; Rayner, J.H., 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science*, 123 (5): 298-305. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005>
- Jobbagy, E.G.; Jackson, R.B., 2000. The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, 10 (2): 423-436. <http://dx.doi.org/10.2307/2641104>
- Jones, D.L.; Nguyen, C.; Finlay, R.D., 2009. Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil-root interface. *Plant and Soil*, 321 (1-2): 5-33. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-009-9925-0>
- Juarez, S.; Nunan, N.; Duday, A.-C.; Pouteau, V.; Schmidt, S.; Hapca, S.; Falconer, R.; Otten, W.; Chenu, C., 2013. Effects of different soil structures on the decomposition of native and added organic carbon. *European Journal of Soil Biology*, 58: 81-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2013.06.005>
- Kallenbach, C.M.; Frey, S.D.; Grandy, A.S., 2016. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications*, 7. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms13630>
- Keiluweit, M.; Bougoure, J.J.; Nico, P.S.; Pett-Ridge, J.; Weber, P.K.; Kleber, M., 2015. Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Climate Change*, 5 (6): 588-595. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2580>
- Keiluweit, M.; Wanzek, T.; Kleber, M.; Nico, P.; Fendorf, S., 2017. Anaerobic microsites have an unaccounted role in soil carbon stabilization. *Nature Communications*, 8. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-017-01406-6>
- Kelleher, B.P.; Simpson, A.J., 2006. Humic substances in soils: Are they really chemically distinct? *Environ Sci Technol*, 40 (15): 4605-4611. <http://dx.doi.org/10.1021/es0608085>
- Killham, K.; Amato, M.; Ladd, J.N., 1993. Effect of Substrate Location in Soil and Soil Pore-Water Regime on Carbon Turnover. *Soil Biology & Biochemistry*, 25 (1): 57-62. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90241-3](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(93)90241-3)
- Kleber, M.; Eusterhues, K.; Keiluweit, M.; Mikutta, C.; Mikutta, R.; Nico, P.S., 2015. Mineral-Organic Associations: Formation, Properties, and Relevance in Soil Environments. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 130*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 1-140. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2014.10.005>
- Klupfel, L.; Piepenbrock, A.; Kappler, A.; Sander, M., 2014. Humic substances as fully regenerable electron acceptors in recurrently anoxic environments. *Nature Geoscience*, 7 (3): 195-200. <http://dx.doi.org/10.1038/NGEO2084>
- Kogel-Knabner, I.; Guggenberger, G.; Kleber, M.; Kandeler, E.; Kalbitz, K.; Scheu, S.; Eusterhues, K.; Leinweber, P., 2008. Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171 (1): 61-82. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200700048>
- Kuzyakov, Y.; Friedel, J.K.; Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (11-12): 1485-1498. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5)
- Lal, R., 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 12 (6): 519-539. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.472>
- Lashermes, G.; Gainvors-Claissé, A.; Recous, S.; Bertrand, I., 2016. Enzymatic Strategies and Carbon Use Efficiency of a Litter-Decomposing Fungus Grown on Maize Leaves, Stems, and Roots. *Frontiers in Microbiology*, 7. <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2016.01315>

- Lavallee, J.M.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Cotrufo, M.F., 2018. Incorporation of shoot versus root-derived C-13 and N-15 into mineral-associated organic matter fractions: results of a soil slurry incubation with dual-labelled plant material. *Biogeochemistry*, 137 (3): 379-393. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-018-0428-z>
- Lavelle, P.; Spain, A.; Blouin, M.; Brown, G.; Decaens, T.; Grimaldi, M.; Jimenez, J.J.; McKey, D.; Mathieu, J.; Velasquez, E.; Zangerle, A., 2016. Ecosystem Engineers in a Self-organized Soil: A Review of Concepts and Future Research Questions. *Soil Science*, 181 (3-4): 91-109. <http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000155>
- Le Quere, C.; Andrew, R.M.; Friedlingstein, P.; Sitch, S.; Pongratz, J.; Manning, A.C.; Korsbakken, J.I.; Peters, G.P.; Canadell, J.G.; Jackson, R.B.; Boden, T.A.; Tans, P.P.; Andrews, O.D.; Arora, V.K.; Bakker, D.C.E.; Barbero, L.; Becker, M.; Betts, R.A.; Bopp, L.; Chevallier, F.; Chini, L.P.; Ciais, P.; Cosca, C.E.; Cross, J.; Currie, K.; Gasser, T.; Harris, I.; Hauck, J.; Haverd, V.; Houghton, R.A.; Hunt, C.W.; Hurtt, G.; Ilyina, T.; Jain, A.K.; Kato, E.; Kautz, M.; Keeling, R.F.; Goldewijk, K.K.; Kortzinger, A.; Landschutzer, P.; Lefevre, N.; Lenton, A.; Lienert, S.; Lima, I.; Lombardozzi, D.; Metz, N.; Millero, F.; Monteiro, P.M.S.; Munro, D.R.; Nabel, J.; Nakaoka, S.; Nojiri, Y.; Padin, X.A.; Peregon, A.; Pfeil, B.; Pierrot, D.; Poulter, B.; Rehder, G.; Reimer, J.; Rodenbeck, C.; Schwinger, J.; Seferian, R.; Skjelvan, I.; Stocker, B.D.; Tian, H.Q.; Tilbrook, B.; Tubiello, F.N.; van der Laan-Luijkx, I.T.; van der Werf, G.R.; van Heuven, S.; Viovy, N.; Vuichard, N.; Walker, A.P.; Watson, A.J.; Wiltshire, A.J.; Zaehle, S.; Zhu, D., 2018. Global Carbon Budget 2017. *Earth System Science Data*, 10 (1): 405-448. <http://dx.doi.org/10.5194/essd-10-405-2018>
- Lehmann, J.; Kleber, M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528 (7580): 60-68. <http://dx.doi.org/10.1038/nature16069>
- Lennon, J.T.; Jones, S.E., 2011. Microbial seed banks: the ecological and evolutionary implications of dormancy. *Nature Reviews Microbiology*, 9 (2): 119-130. <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro2504>
- Levard, C.; Doelsch, E.; Basile-Doelsch, I.; Abidin, Z.; Miche, H.; Masion, A.; Rose, J.; Borschneck, D.; Bottero, J.Y., 2012. Structure and distribution of allophanes, imogolite and proto-imogolite in volcanic soils. *Geoderma*, 183: 100-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.03.015>
- Maire, V.; Alvarez, G.; Colombet, J.; Comby, A.; Despinasse, R.; Dubreucq, E.; Joly, M.; Lehours, A.C.; Perrier, V.; Shahzad, T.; Fontaine, S., 2013. An unknown oxidative metabolism substantially contributes to soil CO₂ emissions. *Biogeosciences*, 10 (2): 1155-1167. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-1155-2013>
- Manzoni, S.; Taylor, P.; Richter, A.; Porporato, A.; Agren, G.I., 2012. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, 196 (1): 79-91. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04225.x>
- Martin, A.; Mariotti, A.; Balesdent, J.; Lavelle, P.; Vuattoux, R., 1990. Estimate of Organic-Matter Turnover Rate in a Savanna Soil by C-13 Natural Abundance Measurements. *Soil Biology & Biochemistry*, 22 (4): 517-523. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90188-6](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(90)90188-6)
- Mathieu, J.A.; Hatte, C.; Balesdent, J.; Parent, E., 2015. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. *Global Change Biology*, 21 (11): 4278-4292. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13012>
- Mikutta, R.; Kleber, M.; Torn, M.; Jahn, R., 2006. Stabilization of Soil Organic Matter: Association with Minerals or Chemical Recalcitrance? *Biogeochemistry*, 77 (1): 25-56. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-005-0712-6>
- Miltner, A.; Bombach, P.; Schmidt-Brucken, B.; Kastner, M., 2012. SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111 (1-3): 41-55. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-011-9658-z>
- Monga, O.; Bousso, M.; Garnier, P.; Pot, V., 2008. 3D geometric structures and biological activity: Application to microbial soil organic matter decomposition in pore space. *Ecological Modelling*, 216 (3-4): 291-302. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.04.015>
- Monga, O.; Garnier, P.; Pot, V.; Coucheney, E.; Nunan, N.; Otten, W.; Chenu, C., 2014. Simulating microbial degradation of organic matter in a simple porous system using the 3-D diffusion-based model MOSAIC. *Biogeosciences*, 11 (8): 2201-2209. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-11-2201-2014>
- Montgomery, D.R., 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (33): 13268-13272. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0611508104>
- Mooshammer, M.; Wanek, W.; Hammerle, I.; Fuchslueger, L.; Hofhansl, F.; Knoltsch, A.; Schneckler, J.; Takriti, M.; Watzka, M.; Wild, B.; Keiblinger, K.M.; Zechmeister-Boltenstern, S.; Richter, A., 2014. Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon: nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. *Nature Communications*, 5. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms4694>
- Mulder, V.L.; Lacoste, M.; Martin, M.P.; Richer-de-Forges, A.; Arrouays, D., 2015. Understanding large-extent controls of soil organic carbon storage in relation to soil depth and soil-landscape systems. *Global Biogeochemical Cycles*, 29 (8): 1210-1229. <http://dx.doi.org/10.1002/2015gb005178>
- Mulder, V.L.; Lacoste, M.; Richer-de-Forges, A.C.; Martin, M.P.; Arrouays, D., 2016. National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263: 16-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035>
- Nguyen, C., 2003. Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie*, 23 (5-6): 375-396. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2003011>
- Northup, R.R.; Yu, Z.S.; Dahlgren, R.A.; Vogt, K.A., 1995. Polyphenol Control of Nitrogen Release from Pine Litter. *Nature*, 377 (6546): 227-229. <http://dx.doi.org/10.1038/377227a0>
- Pajor, R.; Falconer, R.; Hapca, S.; Otten, W., 2010. Modelling and quantifying the effect of heterogeneity in soil physical conditions on fungal growth. *Biogeosciences*, 7 (11): 3731-3740. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-7-3731-2010>
- Parton, W.J.; Schimel, D.S.; Cole, C.V.; Ojima, D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (5): 1173-1779. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>

- Pinheiro, M.; Garnier, P.; Beguet, J.; Laurent, F.M.; Gonod, L.V., 2015. The millimetre-scale distribution of 2,4-D and its degraders drives the fate of 2,4-D at the soil core scale. *Soil Biology & Biochemistry*, 88: 90-100. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.05.008>
- Plante, A.F.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K.; Six, J., 2006. Acid hydrolysis of easily dispersed and microaggregate-derived silt- and clay-sized fractions to isolate resistant soil organic matter. *European Journal of Soil Science*, 57 (4): 456-467. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00792.x>
- Ransom, B.; Kim, D.; Kastner, M.; Wainwright, S., 1998. Organic matter preservation on continental slopes: importance of mineralogy and surface area. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 62 (8): 1329-1345. [http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7037\(98\)00050-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0016-7037(98)00050-7)
- Rasmussen, C.; Heckman, K.; Wieder, W.R.; Keiluweit, M.; Lawrence, C.R.; Berhe, A.A.; Blankinship, J.C.; Crow, S.E.; Druhan, J.L.; Pries, C.E.H.; Marin-Spiotta, E.; Plante, A.F.; Schadel, C.; Schimel, J.P.; Sierra, C.A.; Thompson, A.; Wagai, R., 2018. Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content. *Biogeochemistry*, 137 (3): 297-306. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-018-0424-3>
- Rasse, D.P.; Rumpel, C.; Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269 (1-2): 341-356. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Remusat, L.; Hatton, P.J.; Nico, P.S.; Zeller, B.; Kleber, M.; Derrien, D., 2012. NanoSIMS Study of Organic Matter Associated with Soil Aggregates: Advantages, Limitations, and Combination with STXM. *Environmental Science & Technology*, 46 (7): 3943-3949. <http://dx.doi.org/10.1021/es203745k>
- Resat, H.; Bailey, V.; McCue, L.A.; Konopka, A., 2012. Modeling Microbial Dynamics in Heterogeneous Environments: Growth on Soil Carbon Sources. *Microbial Ecology*, 63 (4): 883-897. <http://dx.doi.org/10.1007/s00248-011-9965-x>
- Rovira, A.; Greacen, E., 1957. The effect of aggregate disruption on the activity of microorganisms in the soil. *Australian Journal of Agricultural Research*, 8 (6): 659-673.
- Ruamps, L.S.; Nunan, N.; Pouteau, V.; Leloup, J.; Raynaud, X.; Roy, V.; Chenu, C., 2013. Regulation of soil organic C mineralisation at the pore scale. *Fems Microbiology Ecology*, 86 (1): 26-35. <http://dx.doi.org/10.1111/1574-6941.12078>
- Sallih, Z.; Bottner, P., 1988. Effect of Wheat (*Triticum-Aestivum*) Roots on Mineralization Rates of Soil Organic-Matter. *Biology and Fertility of Soils*, 7 (1): 67-70.
- Schimel, J., 2013. Soil Carbon Microbes and global carbon. *Nature Climate Change*, 3 (10): 867-868.
- Schmidt, M.W.I.; Torn, M.S.; Abiven, S.; Dittmar, T.; Guggenberger, G.; Janssens, I.A.; Kleber, M.; Kogel-Knabner, I.; Lehmann, J.; Manning, D.A.C.; Nannipieri, P.; Rasse, D.P.; Weiner, S.; Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478 (7367): 49-56. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10386>
- Shan, J.; Brune, A.; Ji, R., 2010. Selective digestion of the proteinaceous component of humic substances by the geophagous earthworms *Metaphire guillelmi* and *Amyntas corrugatus*. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (9): 1455-1462. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.008>
- Sierra, C.A.; Trumbore, S.E.; Davidson, E.A.; Vicca, S.; Janssens, I., 2015. Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7 (1): 335-356. <http://dx.doi.org/10.1002/2014MS000358>
- Sinsabaugh, R.L.; Belnap, J.; Findlay, S.G.; Shah, J.J.F.; Hill, B.H.; Kuehn, K.A.; Kuske, C.R.; Litvak, M.E.; Martinez, N.G.; Moorhead, D.L.; Warnock, D.D., 2014. Extracellular enzyme kinetics scale with resource availability. *Biogeochemistry*, 121 (2): 287-304. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-014-0030-y>
- Sistla, S.A.; Moore, J.C.; Simpson, R.T.; Gough, L.; Shaver, G.R.; Schimel, J.P., 2013. Long-term warming restructures Arctic tundra without changing net soil carbon storage. *Nature*, 497 (7451): 615-618. <http://dx.doi.org/10.1038/nature12129>
- Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241 (2): 155-176. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1016125726789>
- Six, J.; Elliott, E.T.; Paustian, K.; Doran, J.W., 1998. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62 (5): 1367-1377 <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>
- Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Stahl, C.; Fontaine, S.; Klumpp, K.; Picon-Cochard, C.; Grise, M.M.; Dezechache, C.; Ponchant, L.; Freycon, V.; Blanc, L.; Bonal, D.; Burban, B.; Soussana, J.F.; Blanfort, V., 2017. Continuous soil carbon storage of old permanent pastures in Amazonia. *Global Change Biology*, 23 (8): 3382-3392. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13573>
- Stamati, F.E.; Nikolaidis, N.P.; Banwart, S.; Blum, W.E.H., 2013. A coupled carbon, aggregation, and structure turnover (CAST) model for topsoils. *Geoderma*, 211: 51-64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.014>
- Sutton, R.; Sposito, G., 2005. Molecular structure in soil humic substances: The new view. *Environ Sci Technol*, 39 (23): 9009-9015. <http://dx.doi.org/10.1021/es050778g>
- Tamrat, W.Z.; Rose, J.; Grauby, O.; Doelsch, E.; Levard, C.; Chaurand, P.; Basile-Doelsch, I., 2018. Composition and molecular scale structure of nanophases formed by precipitation of biotite weathering products. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 229: 53-64. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gca.2018.03.012>
- Terrat, S.; Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Saby, N.P.A.; Lelievre, M.; Nowak, V.; Tripied, J.; Regnier, T.; Jolivet, C.; Arrouays, D.; Wincker, P.; Cruaud, C.; Karimi, B.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Prevost-Boure, N.C.; Ranjard, L., 2017. Mapping and predictive variations of soil bacterial richness across France. *Plos One*, 12 (10). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0186766>

- Tian, H.Q.; Lu, C.Q.; Yang, J.; Banger, K.; Huntzinger, D.N.; Schwalm, C.R.; Michalak, A.M.; Cook, R.; Ciais, P.; Hayes, D.; Huang, M.Y.; Ito, A.; Jain, A.K.; Lei, H.M.; Mao, J.F.; Pan, S.F.; Post, W.M.; Peng, S.S.; Poulter, B.; Ren, W.; Ricciuto, D.; Schaefer, K.; Shi, X.Y.; Tao, B.; Wang, W.L.; Wei, Y.X.; Yang, Q.C.; Zhang, B.W.; Zeng, N., 2015. Global patterns and controls of soil organic carbon dynamics as simulated by multiple terrestrial biosphere models: Current status and future directions. *Global Biogeochemical Cycles*, 29 (6): 775-792. <http://dx.doi.org/10.1002/2014GB005021>
- Tom, M.S.; Trumbore, S.E.; Chadwick, O.A.; Vitousek, P.M.; Hendricks, D.M., 1997. Mineral control of soil organic carbon and turnover. *Nature*, 389: 170-173. <http://dx.doi.org/10.1038/38260>
- Torsvik, V.; Ovreaas, L., 2002. Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Current Opinion in Microbiology*, 5 (3): 240-245. [http://dx.doi.org/10.1016/S1369-5274\(02\)00324-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1369-5274(02)00324-7)
- Trap, J.; Bonkowski, M.; Plassard, C.; Villenave, C.; Blanchart, E., 2016. Ecological importance of soil bacterivores for ecosystem functions. *Plant and Soil*, 398 (1-2): 1-24. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2671-6>
- Vidal, A.; Quenea, K.; Alexis, M.; Derenne, S., 2016. Molecular fate of root and shoot litter on incorporation and decomposition in earthworm casts. *Organic Geochemistry*, 101: 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.08.003>
- Vogel, C.; Mueller, C.W.; Hoschen, C.; Buegger, F.; Heister, K.; Schulz, S.; Schloter, M.; Kogel-Knabner, I., 2014. Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nature Communications*, 5. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms3947>
- Vogel, L.E.; Makowski, D.; Garnier, P.; Vieublé-Gonod, L.; Coquet, Y.; Raynaud, X.; Nunan, N.; Chenu, C.; Falconer, R.; Pot, V., 2015. Modeling the effect of soil meso- and macropores topology on the biodegradation of a soluble carbon substrate. *Advances in Water Resources*, 83: 123-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.05.020>
- von Luetzow, M.; Kogel-Knabner, I.; Ludwig, B.; Matzner, E.; Flessa, H.; Ekschmitt, K.; Guggenberger, G.; Marschner, B.; Kalbitz, K., 2008. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: Development and application of a conceptual model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 171 (1): 111-124. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200700047>
- West, T.O.; Six, J., 2007. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*, 80 (1-2): 25-41. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-9173-8>
- Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobbey, E.; Lang, B.; von Lutzow, M.; Marin-Spiotta, E.; van Wesemael, B.; Rabot, E.; Liess, M.; Garcia-Franco, N.; Wollschlager, U.; Vogel, H.J.; Kogel-Knabner, I., 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333: 149-162. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Zangerle, A.; Pando, A.; Lavelle, P., 2011. Do earthworms and roots cooperate to build soil macroaggregates? A microcosm experiment. *Geoderma*, 167-68: 303-309. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.09.004>
- Zimmerman, A.R.; Chorover, J.; Goyne, K.W.; Brantley, S.L., 2004. Protection of Mesopore-Adsorbed Organic Matter from Enzymatic Degradation. *Environ Sci Technol*, 38 (17): 4542-4548. <http://dx.doi.org/10.1021/es035340+>

3.3. Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols

Auteurs : Bertrand Guenet, Julie Constantin, Valérie Viaud

Principaux enseignements de cette section :

- *La grande majorité des modèles de simulation de la dynamique des MOS est à dominante mécaniste, avec une description des MOS sous forme de compartiments cinétiques présentant une diversité de temps moyens de résidences.*
- *Quelques modèles représentent la dimension verticale du sol en figurant le transport par advection et/ou diffusion.*
- *Les sorties des modèles présentent une forte sensibilité à la distribution initiale de la MOS dans les compartiments et aux entrées de C au sol.*
- *Une bonne prise en compte de l'impact des pratiques de gestion est nécessaire pour reproduire les observations.*
- *L'évaluation détaillée des modèles actuels est complexe en raison de leurs approches conceptuelles d'une part et à cause du manque de données d'observations de long terme d'autre part.*

3.3.1. Représentation de la dynamique du C dans le sol : structure et complexité des modèles

La question de la dynamique du C dans le sol (COS) est discutée depuis des siècles (Boulaine, 1997) et notre capacité à la prédire à l'aide d'outils mathématiques est également très ancienne (Henin et Dupuis, 1945). Deux grands types d'approches peuvent être distingués en fonction des objectifs des modèles, et des limites du système considéré, comme on le verra plus loin :

(i) Une approche que l'on peut qualifier de statistique ou d'empirique, visant à relier des observations sur le stock de C des sols avec des variables explicatives présélectionnées par les auteurs (par ex. Poeplau *et al.*, 2011). Ces variables peuvent être liées au milieu (température, précipitations) ou au mode de gestion des sols (types de travail du sol, apport d'effluents organiques, etc.).

(ii) Une approche à dominante mécaniste, visant à représenter les biotransformations du carbone organique du sol au cours du temps, et ses facteurs de contrôle. La finalité est d'obtenir un modèle suffisamment robuste dans son domaine de validité (*i.e.* capable de reproduire correctement des observations) mais pouvant être utilisé également dans un contexte différent de celui utilisé pour son développement et sa calibration (Smith *et al.*, 1998). Cela repose sur l'idée d'une certaine généralité des processus considérés dans ces modèles et de leur paramétrage.

3.3.1.1. Les modèles statistiques

L'approche empirique est très utilisée par le Groupe Intergouvernemental d'Experts sur le Climat (GIEC) (IPCC, 1997) pour évaluer les stocks de C des sols en fonction des usages dans les zones peu étudiées et/ou dans lesquelles peu de données sont disponibles. Elle a également fait l'objet d'études récentes (Barraclough *et al.*, 2015; Gray et Bishop, 2016; Meersmans *et al.*, 2016; Sanderman *et al.*, 2017; Yigini et Panagos, 2016). Cette approche peut se résumer par l'équation 3.1.

$$\text{SOC}(h) = \text{RC} \times \text{BF} \times \text{TF} \times \text{IF} \times \text{LA} \quad [\text{Equation 3.1}]$$

avec SOC(h) le stock sur une surface considérée pour un type d'usage (h), RC le stock de C de référence du sol, BF un facteur de stockage correspondant à un stockage relatif pour l'usage (h) en comparaison au système de référence, TF un facteur représentant l'effet du travail du sol, IF un facteur représentant l'effet des entrées de C et LA la fraction de terre couverte par l'usage considéré.

En dehors de l'approche du GIEC, certains auteurs proposent la prise en compte d'autres facteurs tels que la gestion des terres (Ogle *et al.*, 2005). Les approches statistiques classiquement utilisées par ces modèles sont des régressions, linéaires ou non, en fonction du temps avec les différents paramètres de l'équation définis en fonction des variables de contrôle considérées (West *et al.*, 2004).

3.3.1.2. Les modèles mécanistes basés sur la représentation des processus

3.3.1.2.1. Diversité des modèles existants

Les modèles dynamiques dits mécanistes sont basés sur une représentation soit explicite soit conceptuelle (*i.e.* pas nécessairement observables) des biotransformations du carbone organique du sol. Ces modèles sont nombreux et divers, et ont fait l'objet de plusieurs revues de la littérature (Wutzler et Reichstein, 2007; Manzoni et Porporato, 2009; Campbell et Paustian, 2015; Vereecken *et al.*, 2016).

Cette importante diversité de modélisation s'explique principalement par le fait que les mécanismes contrôlant l'évolution des stocks de C du sol sont eux-mêmes très divers et pas nécessairement tous représentés explicitement dans les modèles. Dans leur revue de la littérature, Von Lutzow *et al.* (2006) regroupent les mécanismes de contrôle de la stabilité du COS en trois grandes catégories : (i) les interactions avec la matrice minérale, (ii) la récalcitrance chimique et (iii) la protection physique au sein d'agrégats de tailles diverses. A ces mécanismes, on peut ajouter l'importance de représenter l'accès aux matières labiles comme source d'énergie pour que les microorganismes produisent les enzymes nécessaires à la décomposition du C organique (Fontaine *et al.*, 2007). On notera enfin que le concept de récalcitrance chimique est de plus en plus remis en question (voir Chapitre 2). Enfin, la dynamique du stock de COS étant bien évidemment la résultante du bilan des entrées et des sorties, l'ensemble des entrées et des sorties de C doivent être prises en compte. Ces mécanismes ont lieu à des échelles spatiales très différentes allant de l'agrégat (Vogel *et al.*, 2015) à la planète entière (Todd-Brown *et al.*, 2013). En fonction de l'échelle d'étude pertinente, la structure des modèles ne peut être la même. En effet, à des échelles spatio-temporelles très fines (l'échelle de l'agrégat pour quelques secondes), les équations nécessaires à la représentation des mécanismes qui contrôlent la dynamique du C sont souvent des équations complexes très paramétrées. Par exemple, Monga *et al.*, (2009) utilisent une approche avec plus de vingt équations pour décrire l'effet de la structure du sol sur l'activité microbienne à l'échelle de quelques centimètres pendant une dizaine de jours. Lorsque l'on s'intéresse à des échelles plus larges, les approches sont plus souvent simples avec beaucoup de mécanismes représentés implicitement par les jeux de paramètres. Par exemple, les modèles systèmes Terre, représentent la dynamique du C du sol sur des périodes longues (quelques années à plusieurs siècles) en utilisant généralement une approche avec peu de compartiments, dotés chacun d'une dynamique contrôlée par des cinétiques du premier ordre (Todd-Brown *et al.*, 2013) avec très peu d'équations (moins d'une dizaine généralement).

Ces modèles à compartiments avec des cinétiques du premier ordre sont d'ailleurs largement utilisés pour décrire la décomposition de la MOS, depuis la parcelle jusqu'au système Terre. On peut par exemple citer dans cette famille le modèle RothC (Coleman *et al.*, 1997) qui a été couplé à la fois à des modèles à l'échelle de l'agrégat (Monga *et al.*, 2014) et à des modèles globaux (Nakhavali *et al.*, 2018). Le modèle CENTURY (Parton *et al.*, 1987) est également largement utilisé par la communauté s'intéressant à la dynamique du C du sol, aussi bien à l'échelle du biome (Parton *et al.*, 1987) qu'à l'échelle planétaire (Krinner *et al.*, 2005).

3.3.1.2.2. Formalismes utilisés dans les modèles

Modèles classiques de dynamique du C

Bien que les MOS soient aujourd'hui reconnues comme constituées d'un continuum de composés organiques à différents stades des réactions de biotransformation (voir section 3.2.1.2.3), elles sont représentées dans la plupart des modèles existants comme un ensemble de compartiments distincts, reliés entre eux par des flux de matière, avec parfois un compartiment représentant la biomasse microbienne. Les compartiments ont généralement une définition conceptuelle de la cinétique de décomposition de la MOS, chacun étant caractérisé par un temps moyen de résidence spécifique du C. Plusieurs approches sont utilisées pour représenter les flux de décomposition.

Ainsi, la dégradation de la MOS est représentée par des équations cinétiques d'ordre 1 pour décrire la perte de masse dans chacun des compartiments au cours du temps :

$$dC/dt = I(t) - kC(t) \quad \text{[Equation 3.2]}$$

avec dC la variation de la quantité de carbone dans le compartiment pendant l'intervalle de temps dt , $I(t)$ l'entrée de C dans le compartiment au temps t , k la constante de décomposition du compartiment (correspondant à $1/\text{temps moyen de résidence}$) et $C(t)$ la quantité de C contenue dans le compartiment au temps t .

La constante de décomposition k correspond à la proportion de C décomposée dans le compartiment par unité de temps. Dans cette représentation par une cinétique d'ordre 1, la quantité de C perdue par le compartiment par unité de temps, $kC(t)$ est reliée de façon linéaire à la quantité de C présente dans le compartiment. La constante de décomposition k est indépendante de la quantité de C présente dans le compartiment $C(t)$ et de la quantité de C entrant $I(t)$. Une fraction de ce flux de décomposition est minéralisée (majoritairement sous forme de CO_2) et le reste contribue à l'entrée de C dans les autres compartiments à temps moyen de résidence plus long, chaque compartiment représentant des processus de stabilisation différents. Ce type d'approche a plusieurs limites: la décomposition de la MOS n'est limitée que par la disponibilité du substrat et les microorganismes ne sont pas représentés de façon explicite.

Il existe trois autres grands types d'approches qui prennent a contrario le rôle des microorganismes décomposeurs des MOS dans la modélisation de la décomposition :

La première considère que la minéralisation est le fruit d'une réaction entre un substrat (les MOS) et des enzymes produites par les microorganismes (Panikov et Sizova, 1996; Blagodatsky et Richter, 1998). Ces modèles peuvent considérer plusieurs compartiments, mais la minéralisation selon cette approche est décrite par des équations de type Michaelis-Menten :

$$dC/dt = I(t) - k_1 \cdot B(t) \cdot \frac{C(t)}{K + C(t)} \quad \text{[Equation 3.3]}$$

avec $I(t)$ l'entrée de C dans le sol au temps t , $B(t)$ la biomasse microbienne, $C(t)$ la quantité de carbone contenue dans le sol au temps t , K la constante de Michaelis-Menten et k_1 la vitesse de décomposition du COS.

La seconde approche considère que la biomasse microbienne seule limite la minéralisation des MOS (Fontaine et Barot, 2005). Dans ce cas, la minéralisation est exprimée de la façon suivante :

$$dC/dt = I(t) - k_2 \cdot B(t) \cdot C(t) \quad \text{[Equation 3.4]}$$

avec $I(t)$ l'entrée de C dans le sol au temps t , $B(t)$ la biomasse microbienne, $C(t)$ la quantité de carbone contenue dans le sol au temps t et k_2 la vitesse de décomposition du COS.

Enfin, la troisième grande approche correspond à une simplification de l'équation 3.3 considérant que $C \ll K$. La minéralisation va donc être décrite de la manière suivante (Schimel et Weintraub, 2003; Moore *et al.*, 2005):

$$dC/dt = I(t) - k_3 \cdot B(t) \cdot C(t) \quad \text{[Equation 3.5]}$$

avec $I(t)$ l'entrée de C dans le sol au temps t , $B(t)$ la biomasse microbienne, $C(t)$ la quantité de carbone contenue dans le sol au temps t , et k_3 la vitesse de décomposition du COS.

L'impact de facteurs tels que le climat du sol (température, teneur en eau) ou les propriétés des sols (pH, texture, teneur en CaCO_3) sur les temps moyens de résidence du C dans les sols, est représenté dans les modèles par une modulation de la constante de décomposition k en faisant souvent l'hypothèse que les effets des facteurs sont indépendants et donc multiplicatifs :

$$k = k_0 \cdot f(T) \cdot f(W) \cdot f(\dots) \quad \text{[Equation 3.6]}$$

avec k_0 la constante de décomposition spécifique du compartiment, $f(T)$ la modulation de la constante de décomposition liée à la température du sol, $f(W)$ la modulation de la constante de décomposition liée à l'humidité du sol, $f(\dots)$ les modulations liées à d'autres facteurs biotiques ou abiotiques. A noter que certains modèles tel que NCSOIL utilisent le minimum des fonctions de modulation et non pas leurs multiplications.

Tous les modèles prennent en compte l'influence de la température et de la teneur en eau du sol, mais les formes des fonctions de modulation varient (Katterer *et al.*, 1998; Moyano *et al.*, 2013). Les formalismes représentant la biotransformation du C sont souvent couplés à des équations de bilan hydrique et de bilan thermique. Quelques modèles prennent également en compte les effets de l'acidité du milieu (e.g. Century), l'aération du sol, la teneur en calcaire (e.g. STICS). Pour un modèle donné, les fonctions de modulation des vitesses de décomposition sont les mêmes quel que soit le compartiment considéré alors que, notamment pour la réponse à la température, il

semblerait que les compartiments à temps de résidence plus long soit plus sensibles aux changements de températures (Craine *et al.*, 2010; Lefèvre *et al.*, 2014).

Limite des modèles classiques à compartiments et formalismes alternatifs

Cette formalisation mathématique simple de la biotransformation de la MOS, proposée dès les premiers développements, s'est imposée et est aujourd'hui à la base de la plupart des modèles, dont les plus utilisés (RothC, CENTURY, DNDC). Le nombre de compartiments et la grandeur prise par chacune des vitesses de décomposition varient d'un modèle à l'autre. En effet, elles sont souvent obtenues par optimisation des équations mathématiques (considérées partiellement ou au complet au sein du modèle) sur des données expérimentales lors d'opération de calibration du modèle. Cette représentation a été largement testée et se révèle être un compromis intéressant entre la complexité des modèles et leur capacité à rendre compte de la dynamique de la MOS (Paustian, 1995) bien qu'une des limites majeures de ces approches par compartiments est de considérer des compartiments non mesurables (Elliot *et al.*, 1996). L'avancée des connaissances sur la nature des MOS et la dynamique du C d'une part (voir chapitre 2), et l'utilisation de ces modèles dans le cadre d'évaluations prospectives de l'impact du changement climatique ou de transitions agroécologiques sur les stocks de C d'autre part, questionnent toutefois cette représentation à différents niveaux donnant lieu à des développements de formalismes alternatifs, dont quelques-uns sont discutés ci-dessous.

Un point important à considérer dans les études qui visent à quantifier le potentiel de stockage additionnel de C dans les sols par des pratiques spécifiques de gestion des sols est la question controversée de la limite de saturation en carbone des sols. Par construction, dans les modèles représentant la dynamique de la MOS par un système d'équations différentielles d'ordre 1, il existe une relation linéaire entre le stock de MO dans le sol et les entrées de MO lorsque le système est à l'équilibre $I(t) = kC(t)$, si bien que le stock de C à l'équilibre augmente de façon linéaire avec les entrées de C. Or, comme évoqué dans la section 3.1.2 (rubrique « Saturation, déficit de saturation », un ensemble de travaux considère qu'il existerait une quantité maximale de C que le sol peut stabiliser, correspondant à la saturation des fractions minérales fines, et que ce seuil est contrôlé par les propriétés physiques des sols (minéralogie, texture) (Stewart *et al.*, 2007) et par les concentrations en MOS elle-même (Vogel *et al.*, 2014). Les modèles classiques basés sur des compartiments conceptuels et des cinétiques d'ordre 1 pourraient donc surestimer l'évolution des stocks de MO dans des sols proches de la saturation, si tant est que l'on accepte la validité de ce concept. D'autres formes de modélisation émergent, qui définissent des compartiments de MOS au regard de leur association aux particules minérales des sols et de leur inclusion dans des agrégats. Ces approches permettent de représenter la saturation du sol en MO. Par exemple, Six *et al.*, (2002) en ont proposé une formalisation conceptuelle, mais elle est actuellement implémentée dans peu de modèles, et peu de données expérimentales ou d'observations sont disponibles pour paramétrer le seuil de saturation dans une diversité de sols (Schmidt *et al.* 2011).

Lorsque l'on s'intéresse à modéliser ou simuler des transitions agroécologiques, une deuxième limite de plus en plus pointée dans la littérature est que l'activité et la dynamique des microorganismes ne sont pas représentées de façon explicite dans les modèles classiques, alors qu'elles contrôlent la biotransformation des MOS et qu'elles peuvent être à l'origine de processus non linéaires, notamment dans des contextes d'environnement changeant. Généralement, la biomasse microbienne est considérée dans les modèles comme l'un des compartiments de COS, avec une vitesse de décomposition spécifique. Seuls quelques modèles incluent un impact de la biomasse microbienne sur les cinétiques du premier ordre réglant la décomposition (Wutzler et Reichstein, 2007). Dans plus de la moitié des cas, le compartiment représentant la biomasse microbienne n'affecte pas la décomposition des autres compartiments et le processus de décomposition n'est limité que par la quantité de substrat disponible (Manzoni et Porporato, 2009). Ce type de formalisme fait l'hypothèse implicitement que l'activité microbienne change rapidement et qu'elle n'est donc jamais un facteur limitant de la décomposition (Fujita *et al.*, 2014). Il prend en compte la qualité biochimique du substrat et fournit une approximation correcte au début de la décomposition, mais il néglige totalement le rôle de la biomasse microbienne, de son activité, et des produits enzymatiques microbiens dans la décomposition. Il est discuté aujourd'hui car il ne permet pas de rendre compte des dynamiques de transitions ni des processus d'adaptation des microorganismes à de nouvelles conditions ou aux stress environnementaux (Todd-Brown *et al.*, 2013). Les connaissances nouvelles disponibles sur le fonctionnement des microorganismes et leurs interactions avec les MOS ont conduit au développement de nouveaux modèles, plus mécanistes, qui représentent explicitement différents compartiments fonctionnels microbiens, leur dynamique, et les réactions enzymatiques en jeu dans les processus de décomposition et de minéralisation du C (Manzoni et Porporato, 2009). Ces formalismes permettent de mieux représenter les effets des changements globaux (ex :

Moore *et al.*, 2005 ; Kuyper *et al.*, 2005), les interactions communautés microbiennes-substrats (ex : Garnier *et al.*, 2001; Moorhead et Sinsabaugh, 2006), et le priming effect (Perveen *et al.*, 2014). Ce dernier a en effet été mis en évidence comme un processus de déstabilisation important de la MO, qui intervient lors d'un ajout de MO fraîche au sol et qui conduit à une décomposition accrue du C organique du sol à travers la stimulation de l'activité microbienne (Fontaine *et al.*, 2003, voir également la section 3.2.2.3.2 du présent rapport). Il doit être pris en compte notamment dans l'évaluation de stratégies de gestion qui visent à augmenter les stocks de MO et à injecter du C en profondeur, telles que l'agroforesterie. Mais il n'est que peu représenté dans les modèles compartimentaux classiques, où les interactions entre le C labile et le C plus récalcitrant ne sont pas explicitées. La limite des modèles qui représentent explicitement les communautés microbiennes et leur activité est qu'ils sont principalement dédiés à des modélisations à des échelles fines (agrégats, rhizosphère) compte-tenu de leur complexité, et qu'ils restent actuellement essentiellement théoriques, faute en particulier des jeux de données nécessaires pour renseigner les nombreux paramètres et pour les évaluer (Louis *et al.*, 2016).

Une troisième limite est que les disponibilités en N, P, S, notamment l'équilibre entre C et N pour répondre à la demande microbienne, ne sont pas toujours pris en compte dans les modèles. Intégrer la stœchiométrie C:N dans les modèles de dynamique du C est important pour mieux prendre en compte les interactions avec la végétation et l'impact des efflux de C sur l'évolution du climat (Manzoni et Porporato, 2009). Certains modèles, tels qu'AMG (Saffih-Hdadi et Mary, 2008) et RothC (Coleman et Jenkinson, 1996), ne représentent pas la dynamique de l'azote et ne considèrent donc pas la disponibilité en azote comme un facteur potentiellement limitant de la décomposition de la MOS. Cette hypothèse est tenable en condition d'agriculture avec des apports d'intrants azotés en quantités non limitantes relativement aux entrées de C. Elle l'est moins pour des systèmes agroécologiques ou avec une dépendance moins forte aux intrants minéraux. La plupart des modèles qui représentent à la fois la dynamique du C et du N (ex : CENTURY (Parton *et al.*, 1994), CANTIS (Garnier *et al.*, 2001), DNDC (Li et Frohling, 1992), NCSOIL (Molina *et al.*, 1983)) considèrent que la biomasse microbienne est strictement homéostatique, c'est-à-dire que son ratio C/N est constant, quel que soit le substrat disponible. Lorsque la disponibilité en N diminue, un facteur est défini pour réduire l'immobilisation de l'azote et la décomposition. Il faut tout de même noter que le modèle STICS (Brisson *et al.*, 1998, 2003) utilisé dans le volet « simulations agronomiques » possède un ratio C/N de la biomasse microbienne flexible, en fonction de la disponibilité en azote minéral du sol. D'autres approches de modélisation, avec une représentation plus explicite des communautés microbiennes et de leur activité, se basent sur l'hypothèse qu'en cas d'azote insuffisant, l'excès de C assimilé par les microorganismes est éliminé en augmentant la respiration (Schimel et Weintraub, 2003)

Continuum de MOS

A côté de cette représentation, majoritaire, sous forme discrète, de la MO, quelques modèles s'appuient sur une représentation continue qui distribue la MO le long d'un gradient (Bosatta et Agren, 1996). Rothman et Forney (2007) représentent ainsi la MO du sol sous la forme d'un continuum, avec une distribution continue de la MO suivant un spectre de qualité, la qualité faisant ici référence à l'accessibilité du substrat aux microorganismes. Ces modèles mobilisent à la fois le temps et la qualité de la MO comme variables indépendantes et sont formalisés par un système d'équations différentielles aux dérivées partielles. Cette représentation continue reflète mieux la qualité et l'hétérogénéité des MOS que l'approche adoptée par les modèles à compartiments. Toutefois les modèles utilisant cette approche s'appuient sur une distribution théorique de la qualité de la MOS. Les prédictions de ces modèles n'ont pas été confrontées à des données expérimentales à l'échelle de la parcelle ou de l'écosystème, on ne connaît donc pas la fiabilité de ce type d'approche.

3.3.1.2.3. Prise en compte de l'hétérogénéité des sols dans les modèles

Les sols présentent une forte hétérogénéité avec une variabilité de leurs propriétés physiques et chimiques et des conditions climatiques à différentes échelles d'espace, depuis celle du microsite ou de l'agrégat, du profil de sol, jusqu'à l'échelle de l'écosystème ou du paysage. Cette hétérogénéité se décline sous différents angles : variabilité des textures des sols, de leur régime hydrique et thermique, que les modèles prennent classiquement en compte via des fonctions de modulation des processus (*cf.* équation 3.6) mais aussi variabilité de profondeur que les modèles prennent en compte via l'intégration de nouvelles équations de transfert du carbone en profondeur.

Des travaux récents montrent que le stock de MOS dans les horizons de sol plus profonds n'est pas seulement constitué de MO relativement inerte et stabilisée par association avec les particules minérales du sol, et qu'elle peut être affectée par des processus de biotransformation. Alors qu'historiquement, la modélisation de la

dynamique des MOS concernait majoritairement l'horizon de surface (jusqu'à 20 à 30 centimètres) (Hénin et Dupuis, 1945; Coleman et Jenkinson, 1996), la plupart des modèles d'écosystèmes permettent aujourd'hui de simuler l'évolution du stock de C à l'échelle du profil de sol. L'hétérogénéité des sols le long du profil est représentée sous forme discrète comme une succession d'horizons de sol présentant des propriétés physiques et chimiques distinctes et des vitesses de décomposition des compartiments généralement plus faibles en profondeur (Van Veen et Paul, 1984). Les modèles diffèrent dans la représentation des transferts verticaux de MOS au sein du profil de sol. La distribution des entrées de C par les racines avec la profondeur est souvent représentée par une fonction exponentielle décroissante (Campbell et Paustian, 2015). Les transferts de MOD sont représentés de façon explicite dans certains modèles comme SOLVEG-II (Ota *et al.*, 2013), qui représente de façon détaillée les processus d'advection, de diffusion, les flux d'eau et la biotransformation des MOD, ou de façon implicite (Parton *et al.*, 1994; Jenkinson et Coleman, 2008; Taghizadeh-Toosi et Olesen, 2016). Dans certains modèles comme STICS (Brisson *et al.*, 2009), qui simule la dynamique du C et du N du sol, seuls les transferts d'azote sous forme dissoute sont représentés mais la variation des conditions micro-climatiques et des propriétés des sols d'une couche à l'autre est représentée. (Bosatta et Agren, 1996) proposent une représentation verticale continue et des processus de transferts liés à des processus plus lents de diffusion peuvent aussi être pris en compte.

La variabilité très locale des sols, au sein des agrégats, dans des microsites, ou en lien avec la rhizosphère, n'est prise en compte que dans certains modèles très mécanistes dédiés ces échelles micro-locales.

Les fonctions de modulation des vitesses de décomposition, prenant en compte la texture du sol, son pH ou la teneur en calcaire, permettent de simuler la dynamique du C dans une large gamme de types de sol. Les modèles les plus utilisés ont ainsi été validés dans un grand nombre de contextes pédologiques. Toutefois peu de modèles utilisés en contexte agricole sont valides pour simuler la dynamique du C en conditions réductrices en lien avec l'engorgement en eau des sols. En effet, le facteur de modulation de la décomposition par l'humidité du sol induit généralement une réduction de la décomposition en cas de sécheresse mais ne simule pas toujours une réduction de la décomposition en cas d'excès d'eau. De plus les constantes de décomposition ne sont généralement valides pour les processus de respiration anaérobie ou de fermentation (Shibu *et al.*, 2006). DNDC (Li et Frohling, 1992), est l'un des rares modèles valides dans les sols mal drainés. En effet, la représentation de la dynamique du C dans les sols mal drainés (les tourbières par exemple) demande une duplication du schéma de décomposition pour prendre en compte les zones aérobies et anaérobies du sol (Kleinen *et al.*, 2012; Qiu *et al.*, 2018). Cette séparation se fait généralement sur la base de la hauteur de nappe ou nécessite de représenter la diffusion de l'oxygène dans le sol et de calculer la limitation par l'oxygène (Walter, 1996).

3.3.1.3. Evaluation des modèles

L'évaluation des modèles de simulation de la dynamique des MOS se base sur la comparaison du stock ou bien des flux de C simulés à des mesures. Ainsi, en fonction des objectifs, il sera plus intéressant de décrire les flux, notamment de CO₂ issus de la respiration du sol (Neill et Gignoux, 2006), ou bien les stocks et leurs évolutions (Cardinael *et al.*, 2018). Pour évaluer correctement la dynamique, il faut pouvoir disposer de séries temporelles (Dimassi *et al.*, 2018) mais ce sont des séries assez rares et obtenues sur des temps pas toujours adaptés au temps de réponse des MOS, souvent long. Il est également possible d'utiliser une mesure faite à un moment donné telle que celles disponibles *via* le réseau de mesures de qualité des sols, mais cela permet uniquement de savoir si le modèle considéré est capable de reproduire une observation isolée sans information sur la dynamique associée. Par ailleurs, l'approche la plus utilisée dans les modèles simulant la dynamique de la MOS est une approche par compartiments, avec des compartiments conceptuels qui n'ont pas toujours une réalité biophysique. Ainsi, le risque d'une approche en compartiment est d'obtenir une réponse proche de l'observation, mais due en partie à des compensations de biais entre les compartiments. Pour éviter cet écueil, l'évaluation de ce type de modèle se fait généralement sur plusieurs aspects (flux et stock de COS) et sur plusieurs sites d'observations (e.g. International Soil Carbon Network). Enfin, l'utilisation des isotopes du carbone permet également de mieux contraindre les modèles (He *et al.*, 2016).

3.3.2. Représentation des interactions sol - végétation dans la modélisation du C

Parmi la grande diversité de modèles simulant l'évolution des stocks de carbone dans les sols, il est possible de distinguer deux catégories vis-à-vis de leur représentation des entrées de carbone dans le système. Ainsi certains

modèles représentent uniquement le compartiment « sol » ; pour ceux-ci, le carbone arrivant au sol est une donnée d'entrée ; c'est par exemple le cas du modèle RothC. Au contraire d'autres modèles s'attachent à représenter les interactions entre le sol et la végétation. Ces derniers vont donc modéliser le développement des végétaux, la séquestration de carbone via la photosynthèse et le retour éventuel de cette biomasse au sol. Cette catégorie comprend notamment des modèles forestiers (ex : CASTANEA (Dufrêne *et al.*, 2005)), des modèles de culture, génériques (ex : MONICA (Nendel *et al.*, 2011), STICS, Century, DayCent, DSSAT (Jones *et al.*, 2003)) ou spécifiques, des prairies par exemple (ex : PaSim (Calanca *et al.*, 2007))

3.3.2.1. Modèle plante et interaction sol-plante

Si les niveaux de simplification pour modéliser la production de biomasse diffèrent dans ces modèles, ils permettent de simuler la dynamique du carbone non seulement dans le sol mais également dans la végétation, en prenant en compte la variabilité pédoclimatique et, dans une certaine mesure, des pratiques agricoles ou sylvicoles.

La croissance des plantes peut être modélisée par l'interception et la conversion du rayonnement lumineux en biomasse, en utilisant différentes représentations plus ou moins explicites des processus de photosynthèse, de respiration, ainsi que d'allocation du carbone dans la plante. Certains modèles utilisent ainsi des approches simples pour calculer la production de biomasse en se basant sur le concept d'« efficacité d'utilisation de la lumière » ou « RUE » (Monteith, 1977) et sur l'interception du rayonnement par une surface foliaire en suivant la loi de Beer qui considère le couvert comme homogène. C'est le cas des modèles DNDC (Li *et al.*, 1994), CERES (Gabrielle *et al.*, 2002) ou STICS par exemple. D'autres modèles représentent *a contrario* explicitement les mécanismes de la photosynthèse brute et de respiration, tels que FASSET (Kersebaum et Nendel, 2014) ou MONICA pour calculer les quantités de carbohydrates synthétisés. La phénologie des plantes est assez fréquemment basée sur le concept de cumul de degré-jours pour atteindre un stade physiologique donné (levée, floraison, maturité...). Selon les modèles, des fonctions de limitations, en lien avec la photopériode ou la vernalisation, sont appliquées sur ce cumul de temps thermique. Selon la phénologie, la répartition du carbone dans la plante est modifiée avec des allocations vers les grains pendant la phase de remplissage par exemple, ou encore l'allocation vers des organes de stockage de type rhizome, selon le stade. La biomasse aérienne sénescente est également souvent modélisée en prenant en compte, par exemple, l'âge moyen des feuilles. Elle peut aussi être provoquée par des dégâts de gel représentés dans certains modèles comme STICS, APSIM (Keating *et al.*, 2003) ou EPIC (Williams, 1995) par exemple. Le carbone est alors soit remobilisé dans les organes en croissance soit il retourne au sol dans la matière organique fraîche pour être décomposé, comme c'est le cas pour les racines et les résidus de culture qui ne sont pas exportés à la récolte.

Si certains modèles ne représentent que la croissance potentielle du couvert, d'autres vont prendre en compte des facteurs limitant la croissance, tels que la disponibilité en eau, en azote ou, plus rarement, en phosphore ou encore l'impact des maladies et ravageurs en même temps que le carbone. Les indices de stress, hydrique, thermique ou azoté par exemple, réduisent la croissance foliaire et l'accumulation de biomasse et donc le retour de résidus au sol. Ainsi, certains modèles comme WOFOST (van Diepen *et al.*, 1989), ne simulent que les effets du stress hydrique sur la croissance en biomasse tandis que d'autres incluent les effets du stress azoté et du stress thermique (e.g. HERMES (Kersebaum, 2007), MONICA). Dans les modèles qui simulent la dynamique du carbone dans le compartiment sol-plante, plusieurs facteurs limitants sont rarement représentés, notamment les effets des maladies et des ravageurs. Ceci peut conduire à une surestimation des entrées en carbone dans le système via des simulations de biomasse trop élevées.

Ainsi, la plante intervient via la restitution du carbone de la biomasse aérienne et racinaire, ainsi que via la modulation de l'état hydrique et azoté du sol. On notera qu'en raison des difficultés expérimentales à mesurer la rhizodéposition et donc à obtenir des données de validation, très peu de modèles représentent explicitement ce flux des plantes vers le sol.

3.3.2.2. Pratiques agricoles et sylvicoles et impacts sur la dynamique du C

Les écosystèmes agricoles et sylvicoles étant des systèmes gérés, la majorité des modèles représente de façon plus ou moins exhaustive les pratiques agricoles ou sylvicoles. Ils représentent une partie ou la totalité de l'impact de ces pratiques sur le système sol-plante et sur la dynamique du carbone dans ces compartiments. Les effets de cette gestion pris en compte dans les modèles peuvent être catégorisés en deux grands types vis-à-vis de la dynamique du C dans le sol :

- Les effets directs sur les processus de décomposition et de minéralisation du carbone du sol, en venant modifier directement la structure du sol, les conditions de températures et d'humidité ou la disponibilité en azote minéral pour les micro-organismes par exemple. Le travail du sol peut notamment avoir des effets directs sur les processus affectant le C du sol en changeant la densité apparente, l'accessibilité des entrées de carbone sous forme de résidus de culture, la teneur en eau ou la répartition du C dans le profil.
- Les effets indirects sur la production de biomasse des plantes qui vont ensuite impacter la dynamique du C dans le sol via des apports en carbone plus ou moins importants, de qualité biochimique variable. Dans cette catégorie, on peut notamment citer le choix de culture à fortes production en biomasse, l'introduction de couverts intermédiaires, l'utilisation d'une protection phytosanitaire optimale ou encore la fertilisation minérale azotée.

L'effet peut donc être double (direct et indirect) mais avec parfois un décalage temporel. C'est par exemple le cas de l'irrigation qui a un effet direct immédiat sur la teneur en eau du sol et peut donc favoriser la minéralisation des MOS tandis que son effet indirect s'exprimera plus tard via une production de biomasse accrue et donc une quantité de résidus de culture retournant au sol potentiellement plus importante au moment de la récolte.

L'une des forces des modèles représentant les interactions sol-plante est de pouvoir simuler à la fois les effets directs et indirects des pratiques, mais aussi les effets des interactions dynamiques entre les pratiques, la végétation et le sol, sur la dynamique du C dans le sol. Cependant, la gamme de cultures simulées par ces modèles (cultures principales ou intermédiaires) est souvent limitée alors que c'est une dimension importante pour pouvoir prendre en compte correctement les entrées de carbone à l'échelle de la rotation culturale. Les limites concernent également les pratiques modélisées et l'effet de ces pratiques, en lien avec le degré de connaissance sur les processus en jeu. Par exemple pour le travail du sol, l'impact sur la répartition des résidus de culture dans le profil est assez fréquemment pris en compte tandis que les effets du non-travail sur la structure du sol et les propriétés hydriques qui peuvent impacter la dynamique du C le sont beaucoup moins. Ainsi, selon les modèles, certaines pratiques sont insuffisamment représentées, parmi lesquelles certaines ont des effets importants sur la dynamique du C. Les modèles intégrant les bilans d'eau et d'azote vont assez classiquement prendre en compte l'irrigation et la fertilisation minérale et leurs effets. Au contraire, la fertilisation organique, qui peut influencer de façon importante, directement et indirectement, sur le carbone du sol est moins fréquemment modélisée car les processus sont plus complexes et la variabilité de décomposition des produits résiduels organiques une fois épandus est importante. Dans le cas des systèmes prairiaux pâturés, peu de modèles représentent les effets du pâturage, notamment les retours de MO par restitutions animales, ce qui peut représenter une entrée de C non négligeable.

3.3.3. Spatialisation des modèles de dynamique du carbone

3.3.3.1. Choix des formalismes de modélisation

Les applications des modèles de dynamique du C à des étendues spatiales qui dépassent la placette ou la parcelle sont de plus en plus nombreuses : elles concernent les échelles du paysage (Viaud *et al.*, 2010), voire les échelles nationales, régionales ou globales dans le cadre des inventaires et des politiques publiques de lutte contre le changement climatique (Luo *et al.*, 2016). La modélisation à ces échelles est réalisée soit en spatialisant des modèles, dans le cadre d'une meilleure prise en compte des interactions entre espaces cultivés et structures paysagères (friches, bois, haies, zones humides ripariennes ou bandes enherbées), calibrés à des échelles locales (parcelle), soit en utilisant des modèles d'écosystèmes développés pour des applications sur des étendues spatiales larges qui seront présentés plus loin. Pour nombre de ces modèles globaux de l'écosystème terrestre, le module carbone est basé sur des modèles compartimentaux avec des équations cinétiques d'ordre 1, couplés à des modèles de dynamique de la végétation, de transferts de nutriments, et à des scénarios de changement d'usage des sols (Luo *et al.*, 2016). La plupart de ces modèles globaux mobilise les modules CENTURY (Parton *et al.*, 1994) ou RothC (Coleman et Jenkinson, 1996). La représentation des processus de biotransformation du C y est donc simplifiée et présente les limites évoquées plus haut pour ce type de formalisme. A des échelles spatiales larges, la question du nombre de paramètres et de données d'entrée à renseigner, en lien avec le degré de complexité des modèles, est cruciale pour le choix de formalismes de modélisation. Les modèles mécanistes très détaillés, tels que ceux qui représentent explicitement des compartiments microbiens fonctionnels, leur dynamique et leurs activités, ne sont pas adaptés à la spatialisation. Trouver un compromis qui permette d'avoir des modèles spatialisés aptes à simuler la dynamique du C en conditions de changements globaux reste un enjeu fort des

développements actuels (Campbell et Paustian, 2015). Dans ce sens Guenet *et al.* (2016) ont proposé une simplification de la représentation du priming effect sans passer par une représentation explicite des communautés microbiennes (comme cela est fait aux échelles fines) et cohérente avec les niveaux de représentation des processus des modèles globaux.

3.3.3.2. Modélisation des transferts de C en surface

La spatialisation pose la question de la prise en compte des transferts de C sous forme particulière (en lien avec les processus d'érosion) ou dissoute, et de leurs conséquences sur la dynamique du C (Viaud *et al.*, 2010). Quinton *et al.* (2010) montrent que l'érosion peut modifier le cycle du carbone et de l'azote de façon significative et que les flux de nutriments qui en résultent sont du même ordre de grandeur que les flux liés à la fertilisation et à l'exportation de la biomasse à la récolte. L'érosion est de plus en plus prise en compte dans les modélisations des cycles biogéochimiques à l'échelle globale (Naipal *et al.*, 2015) ; dans la plupart des cas, elle est modélisée par l'Equation Universelle de Perte en Sol (USLE) (Wischmeier et Smith, 1978), qui permet d'évaluer les flux d'érosion annuels. A l'échelle du paysage, des couplages de modèles de dynamique du C avec des modèles plus mécanistes de simulation de l'érosion hydrique ou liée au travail du sol ont été utilisés (Doetterl *et al.*, 2016). Ils permettent de simuler l'hétérogénéité spatiale des stocks de carbone (ex : (Yoo *et al.*, 2006 ; Lacoste *et al.*, 2016), voire les interactions avec la dynamique du C des particules érodées ou déposées (Van Oost *et al.*, 2007; Berhe *et al.*, 2012). Les processus d'érosion et la dynamique des MOS impliquent des gammes d'échelles de temps très différentes allant de l'échelle des événements de précipitations à des échelles long terme (plusieurs décennies) où les processus géomorphologiques se produisent. La cohérence entre les processus modélisés aux différentes échelles potentielles doit donc être prise en compte. De plus, une attention particulière doit être accordée à l'influence des structures du paysage telles que les berges, les bandes herbeuses et les haies, dont l'arrangement a un fort impact sur les schémas de dépôt de l'érosion à travers le paysage (Follain *et al.*, 2007).

Les transferts sous forme de carbone organique dissout (COD) sont de même de plus en plus pris en compte. L'importance de ces flux, notamment dans les écosystèmes naturels et semi-naturels, est largement reconnue (Tipping *et al.*, 2005). Par exemple, à l'échelle globale, Lauerwald *et al.* (2017) ont inclus la représentation de la production, de la dynamique et du transfert de COD dans les sols jusqu'au réseau hydrographique ainsi que son transport dans le cours d'eau dans le modèle ORCHIDEE (Organising Carbon et Hydrology in Dynamic Ecosystems). Une démarche similaire a été réalisée pour le modèle JULES (Joint UK Land Environment Simulator) (Nakhavali *et al.*, 2018).

3.3.3.3. Prise en compte de la diversité des éléments du paysage

Prendre en compte les structures paysagères dans la modélisation peut se justifier pour deux raisons principales. D'une part, ces espaces sont de plus en plus fréquents dans les zones agricoles car les politiques de préservation de la biodiversité ou de la qualité de l'eau promeuvent l'introduction ou la préservation de ces éléments dans le paysage. D'autre part, ces structures peuvent avoir un impact significatif sur le stockage et la dynamique du C à l'échelle du paysage. Par exemple, Walter *et al.* (2003) montrent que les haies peuvent contribuer à 13 à 38% du stock de carbone. Les zones humides ripariennes peuvent temporairement être sources de carbone à travers la lixiviation de COD vers le réseau hydrographique (Bishop *et al.*, 1994). Ces structures sont peu prises en compte dans les modèles globaux, dont la résolution spatiale est supérieure à l'emprise de ces éléments de paysage. Ils sont pris en compte dans certaines études à l'échelle du paysage, mais cela suppose un paramétrage spécifique des modèles (Lacoste *et al.*, 2016) et, pour les zones humides, que le domaine de validité des modèles couvre les conditions d'engorgement temporaire ou permanent.

3.3.4. Incertitude et sensibilité des modèles

Comme dans toute discipline, en science du sol, le niveau de développement des modèles mécanistes reflète notre compréhension du système. Celle-ci demeure incomplète notamment au niveau des interactions entre des processus physiques, chimiques et biologiques et ceci malgré les importantes avancées ayant eu lieu durant les dernières décennies (Manzoni et Porporato, 2009). Nous pouvons distinguer quatre types d'incertitudes: (i) des incertitudes liées à la formulation mathématique utilisée pour représenter un processus donné, (ii) des incertitudes

concernant les paramètres nécessaires aux équations proposées dans un modèle et (iii) les incertitudes liées aux données d'entrées du modèle et (iv) celles liées à l'approche d'initialisation utilisée. L'exemple de l'activité microbienne et de sa représentation est un bon exemple d'incertitudes de types (i). Il existe un débat assez intense sur l'importance d'une représentation explicite des communautés microbiennes pour rendre compte au mieux de la dynamique du C des sols (Davidson *et al.*, 2014; Wieder *et al.*, 2015). Cette représentation explicite peut passer par différents formalismes mathématiques décrits en détails par Wutzler et Reichstein (2007) et Manzoni et Porporato (2009) et rappelés dans la section 3.3.1.2.2.

Le choix fait pour représenter la dynamique de décomposition peut radicalement changer les prédictions d'un modèle. Wieder *et al.*, (2013) ont par exemple montré que selon l'équation représentant ces processus de décomposition, la réponse de leur modèle à une augmentation des entrées de litières de l'ordre de 20% variait de façon considérable. Ainsi, en utilisant une cinétique classique du premier ordre contrôlée uniquement par le stock de C du sol (cf. équation 3.2), l'augmentation des entrées de C se traduisait par du stock de C, alors qu'elle engendrait une augmentation quasi nulle du stock de C après la même période de temps en utilisant un formalisme de type Michaelis-Menten. (cf. équation 3.3) D'autre part, dans des modèles qui ne se limitent pas à la représentation des mécanismes de décomposition, le formalisme de décomposition de la MOS choisi peut dépendre de ceux choisis pour décrire les autres processus en jeu. Par exemple, Guenet *et al.* (2013) ont montré qu'en fonction de l'approche utilisée pour décrire le transport vertical de C du sol, différents formalismes devaient être utilisés pour décrire la décomposition et pour reproduire au mieux les observations. Néanmoins, si une représentation explicite des microorganismes, acteurs majeurs de la décomposition, semble une évidence, le niveau de détail de la description reste une question ouverte (Allison *et al.*, 2010). En effet, plus les modèles sont détaillés, plus le nombre de paramètres à estimer augmente, avec un risque de produire des modèles sur-paramétrés, et avec en outre, pour chaque paramètre, une incertitude associée. Estimer l'incertitude sur les paramètres nécessite un très grand nombre de mesures, et, parfois, certains paramètres ne sont pas réellement mesurables. Les incertitudes liées aux paramètres associés à ces modèles sont donc grandes car la seule possibilité pour évaluer ces modèles est de comparer le stock de COS total prédit (et non les stocks de COS associés à chaque compartiment) avec celui observé, sachant qu'un même stock prédit peut être la combinaison de jeux de paramètres très différents. Ce type d'incertitude peut avoir un impact fort sur les capacités de projection des modèles. Par exemple, malgré de bonnes performances des modèles globaux couplés climat-carbone quant à leur capacité à reproduire un stock actuel observé (Todd-Brown *et al.*, 2013), leurs prédictions concernant le stockage de C des sols sous un climat futur semble surestimées de l'ordre de 40 à 50% (He *et al.*, 2016 ; Guenet *et al.*, 2018). L'estimation de la sensibilité d'un modèle à un jeu de paramètres donné ainsi que la propagation des incertitudes est donc devenue d'une importance capitale dans ce contexte de complexification des modèles utilisés pour prédire l'évolution des stocks de C des sols (Sierra *et al.*, 2015).

D'autres sources d'incertitudes peuvent impacter les capacités de prédiction d'un modèle. Ce sont par exemple des incertitudes liées aux conditions aux limites. Dans les modèles de dynamique du C, qui ne représentent que le compartiment sol et ne simulent pas la croissance et sénescence des plantes, les entrées de C via la litière et les exsudats racinaires sont des données d'entrée du modèle qui peuvent être plus ou moins précises. Les capacités de prédiction de ces modèles sont donc fortement dépendantes de la qualité de la donnée d'entrée. Autre exemple, le modèle CENTURY est sensible à la fraction d'argile qu'on lui renseigne (Brickley *et al.*, 2007), les prédictions du modèle peuvent donc être dégradées si cette donnée d'entrée n'est pas représentative de la situation étudiée. La qualité des données d'entrées des modèles impact fortement sur la représentation des processus qui y est faite. En effet, certains processus sont connus pour jouer un rôle majeur sur la stabilisation des MOS, par exemples la complexation avec différents ions (Fe, Al, etc.) mais ces mécanismes ne sont quasiment jamais représentés explicitement dans les modèles car la dynamique des ions en questions est difficile à mesurer. L'intégration de ces processus risquerait donc d'apporter plus d'incertitudes en raison de la faible qualité des données en entrée. Enfin, le protocole d'initialisation du modèle a également des conséquences sur ces prédictions. Plusieurs approches existent dans la littérature, l'approche la plus classique est une mise en équilibre avec les données d'entrées en considérant que le système est stable avant la simulation. Ce type de protocole est le plus simple à mettre en œuvre mais l'hypothèse d'équilibre avant la simulation n'est quasiment jamais réellement respectée et il est probable que de nombreux systèmes ne soient pas à l'équilibre. D'autres auteurs ont cherché des alternatives, notamment en utilisant les stocks observés pour initialiser le modèle (Zimmerman *et al.*, 2007). Lugato *et al.*, (2014) ont quant à eux cherché à mettre en équilibre leur modèle sur une période à faible impact anthropique et ont ensuite construit des scénarios d'usage des terres pour la période précédant leurs observations. Récemment Dimassi *et al.* (2018) ont testé la sensibilité du modèle CENTURY aux différents protocoles présentés

ci-dessus et en ont conclu que si l'on s'intéresse à l'évolution relative du stock de COS dans le temps, le modèle est assez peu sensible au protocole d'initialisation, mais que si l'on s'intéresse aux valeurs absolues de stocks, la sensibilité du modèle au choix du protocole est forte.

3.3.5. Conclusions

Malgré une grande diversité d'approches pour décrire la dynamique des MOS, un certain nombre de grandes tendances apparaissent :

- i) La grande majorité des modèles de simulation de la dynamique des MOS utilisés sont à dominante mécaniste avec une description compartimentée des MOS dont la dynamique est contrôlée par des cinétiques du premier ordre. Malgré une sur-simplification de la réalité dans ces modèles qui n'intègre pas les avancées récentes des connaissances, leur robustesse permet d'envisager leur utilisation à large échelle spatiale. A l'inverse les modèles représentant mieux les processus (continuum des formes de MO, représentation explicite de la biomasse microbienne, etc.) n'ont pas encore été autant évalués que les modèles dont la dynamique des MOS est contrôlée par des cinétiques du premier ordre, et leur application dans le cadre d'études à large échelle est encore à son balbutiement.
- ii) Lorsque que le profil de sol est représenté, les processus de transport verticaux du C sont figurés soit par advection soit par diffusion soit par les deux phénomènes.
- iii) Une représentation explicite et fidèle des entrées de C par les plantes est primordiale pour espérer bien représenter la dynamique des MOS.
- iv) Une bonne prise en compte de l'impact des pratiques de gestion est également essentielle pour être capable de reproduire des observations de stock et flux de COS.
- v) L'évaluation détaillée des modèles disponibles est rendue difficile du fait du manque de données d'observations sur les stocks et les flux de COS, et du fait de l'impossibilité de relier les mesures effectuées sur le terrain avec la représentation conceptuelle par compartiments des MOS dans les modèles. Un certain nombre d'incertitudes persiste, liées à l'état de nos connaissances, aux formalismes adoptés, aux paramétrages et à l'initialisation des modèles, mais des progrès importants ont été faits depuis quelques années, notamment grâce à l'importance des sols dans les défis environnementaux qui se posent à nous pour le siècle en cours.

Références bibliographiques

- Allison, S.D.; Wallenstein, M.D.; Bradford, M.A., 2010. Soil-carbon response to warming dependent on microbial physiology. *Nature Geoscience*, 3 (5): 336-340. <http://dx.doi.org/10.1038/NGEO846>
- Barraclough, D.; Smith, P.; Worrall, F.; Black, H.I.J.; Bhogal, A., 2015. Is there an impact of climate change on soil carbon contents in England and Wales? *European Journal of Soil Science*, 66 (3): 451-462. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12253>
- Berhe, A.A.; Harden, J.W.; Tom, M.S.; Kleber, M.; Burton, S.D.; Harte, J., 2012. Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 117. <http://dx.doi.org/10.1029/2011jg001790>
- Bishop, K.; Pettersson, C.; Allard, B.; Lee, Y.H., 1994. Identification of the Riparian Sources of Aquatic Dissolved Organic-Carbon. *Environment International*, 20 (1): 11-19.
- Blagodatsky, S.A.; Richter, O., 1998. Microbial growth in soil and nitrogen turnover: A theoretical model considering the activity state of microorganisms. *Soil Biology & Biochemistry*, 30 (13): 1743-1755. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(98\)00028-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(98)00028-5)
- Bosatta, E.; Agren, G.I., 1996. Theoretical analyses of carbon and nutrient dynamics in soil profiles. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (10-11): 1523-1531. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(96\)00167-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(96)00167-8)
- Boulaine, J., 1997. Histoire abrégée de la science des sols. *Etude et Gestion des sols*, 4: 141-151.
- Brickley, R.S.; Miller, P.R.; Turk, P.J.; Paustian, K.; Keck, T.; Nielsen, G.A., 2007. Sensitivity of the century model to scale-related soil texture variability. *Soil Science Society of America Journal*, 71 (3): 784-792. <http://dx.doi.org/10.2136/sssai2006.0168>
- Brisson, N.; Mary, B.; Ripoche, D.; Jeuffroy, M.H.; Ruget, F.; Nicoulaud, B.; Gate, P.; Devienne-Barret, F.; Antonioletti, R.; Durr, C.; Richard, G.; Beaudoin, N.; Recous, S.; Tayot, X.; Plenet, D.; Cellier, P.; Machet, J.M.; Meynard, J.M.; Delecolle, R., 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18 (5-6): 311-346. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:19980501>

- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussiere, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudillere, J.P.; Henault, C.; Maraux, F.; Seguin, B.; Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18 (3-4): 309-332. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(02\)00110-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(02)00110-7)
- Brisson, N.; Launay, M.; Mary, B.; Beaudoin, N., 2009. *Conceptual basis, formalisations and parameterization of the STICS crop model*. Paris: Quae Editions.
- Calanca, P.; Vuichard, N.; Campbell, C.; Viovy, N.; Cozic, A.; Fuhrer, J.; Soussana, J.F., 2007. Simulating the fluxes of CO₂ and N₂O in European grasslands with the Pasture Simulation Model (PaSim). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121 (1-2): 164-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.010>
- Campbell, E.E.; Paustian, K., 2015. Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letters*, 10 (12). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/123004>
- Cardinael, R.; Guenet, B.; Chevallier, T.; Dupraz, C.; Cozzi, T.; Chenu, C., 2018. High organic inputs explain shallow and deep SOC storage in a long-term agroforestry system - combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences*, 15 (1): 297-317. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-15-297-2018>
- Coleman, K.; Jenkinson, D.S., 1996. RothC-26.3 - a model for the turnover of carbon in soil. In: Powlson, D.S.; Smith, J.U.; Smith, P., eds. *Evaluation of soil organic matter models using existing long term data-sets*. Heidelberg: Springer-Verlag (NATO ASI Series I), 237-246.
- Coleman, K.; Jenkinson, D.S.; Crocker, G.J.; Grace, P.R.; Klir, J.; Korschens, M.; Poulton, P.R.; Richter, D.D., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81 (1-2): 29-44. [http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(97\)00079-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(97)00079-7)
- Craine, J.M.; Fierer, N.; McLauchlan, K.K., 2010. Widespread coupling between the rate and temperature sensitivity of organic matter decay. *Nature Geoscience*, 3 (12): 854-857. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo1009>
- Davidson, E.A.; Savage, K.E.; Finzi, A.C., 2014. A big-microsite framework for soil carbon modeling. *Global Change Biology*, 20 (12): 3610-3620. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12718>
- Dimassi, B.; Guenet, B.; Saby, N.P.A.; Munoz, F.; Bardy, M.; Millet, F.; Martin, M.P., 2018. The impacts of CENTURY model initialization scenarios on soil organic carbon dynamics simulation in French long-term experiments. *Geoderma*, 311: 25-36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.038>
- Doetterl, S.; Berhe, A.A.; Nadeu, E.; Wang, Z.G.; Sommer, M.; Fiener, P., 2016. Erosion, deposition and soil carbon: A review of process-level controls, experimental tools and models to address C cycling in dynamic landscapes. *Earth-Science Reviews*, 154: 102-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2015.12.005>
- Düfrene, E.; Davi, H.; Francois, C.; le Maire, G.; Le Dantec, V.; Granier, A., 2005. Modelling carbon and water cycles in a beech forest Part I: Model description and uncertainty analysis on modelled NEE. *Ecological Modelling*, 185 (2-4): 407-436. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.004>
- Elliott, E.T.; Paustian, K.; Frey, S.D., 1996. Modeling the measurable or measuring the modelable: A hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionations. In: Powlson, D.S.; Smith, P.; Smith, J.U., eds. *Evaluation of soil organic matter models*. Berlin, Heidelberg: Springer (NATO ASI Series "Series I: Global Environmental Change", vol 38, 161-179. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_12
- Follain, S.; Walter, C.; Legout, A.; Lemerrier, B.; Dutin, G., 2007. Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. *Geoderma*, 142 (1-2): 80-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.002>
- Fontaine, S.; Barot, S., 2005. Size and functional diversity of microbe populations control plant persistence and long-term soil carbon accumulation. *Ecology Letters*, 8 (10): 1075-1087. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00813.x>
- Fontaine, S.; Barot, S.; Barre, P.; Bdioui, N.; Mary, B.; Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450 (7167): 277-U10. <http://dx.doi.org/10.1038/nature06275>
- Fontaine, S.; Mariotti, A.; Abbadie, L., 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (6): 837-843. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(03\)00123-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(03)00123-8)
- Fujita, Y.; Witte, J.-P.M.; van Bodegom, P.M., 2014. Incorporating microbial ecology concepts into global soil mineralization models to improve predictions of carbon and nitrogen fluxes. *Global Biogeochemical Cycles*, 28 (3): 223-238. <http://dx.doi.org/10.1002/2013gb004595>
- Gabrielle, B.; Roche, R.; Angas, P.; Cantero-Martinez, C.; Cosentino, L.; Manteyno, M.; Langensiepen, M.; Henault, C.; Laville, P.; Nicoullaud, B.; Gosse, G., 2002. A priori parameterisation of the CERES soil-crop models and tests against several European data sets. *Agronomie*, 22 (2): 119-132. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2002003>
- Garnier, P.; Neel, C.; Mary, B.; Lafolie, F., 2001. Evaluation of a nitrogen transport and transformation model in a bare soil. *European Journal of Soil Science*, 52 (2): 253-268. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2389.2001.00374.x>
- Gray, J.M.; Bishop, T.F.A., 2016. Change in Soil Organic Carbon Stocks under 12 Climate Change Projections over New South Wales, Australia. *Soil Science Society of America Journal*, 80 (5): 1296-1307. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2016.02.0038>
- Guenet, B.; Moyano, F.E.; Peylin, P.; Ciais, P.; Janssens, I.A., 2016. Towards a representation of priming on soil carbon decomposition in the global land biosphere model ORCHIDEE (version 1.9.5.2). *Geoscientific Model Development*, 9 (2): 841-855. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-9-841-2016>
- Guenet, B.; Moyano, F.E.; Vuichard, N.; Kirk, G.J.D.; Bellamy, P.H.; Zaehle, S.; Ciais, P., 2013. Can we model observed soil carbon changes from a dense inventory? A case study over England and Wales using three versions of the ORCHIDEE ecosystem model (AR5, AR5-PRIM and O-CN). *Geoscientific Model Development*, 6 (6): 2153-2163. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-6-2153-2013>

- Guenet, B.; Camino-Serrano, M.; Ciais, P.; Tifafi, M.; Maignan, F.; Soong, J.L.; Janssens, I.A., 2018. Impact of priming on global soil carbon stocks. *Global Change Biology*, 24 (5): 1873-1883. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14069>
- He, Y.J.; Trumbore, S.E.; Torn, M.S.; Harden, J.W.; Vaughn, L.J.S.; Allison, S.D.; Randerson, J.T., 2016. Radiocarbon constraints imply reduced carbon uptake by soils during the 21st century. *Science*, 353 (6306): 1419-1424. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aad4273>
- Hénin, S.; Dupuis, M., 1945. Essai de bilan de la matière organique. *Annales Agronomiques*, 15: 17-29.
- IPCC, 1997. Greenhouse gas emissions from agricultural soils. In: Houghton J.T. et al. (Eds.), ed. *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Bracknell, UK: IPCC/OECD/IES. UK Meteorological Office.
- Jenkinson, D.S.; Coleman, K., 2008. The turnover of organic carbon in subsoils. Part 2. Modelling carbon turnover. *European Journal of Soil Science*, 59 (2): 400-413. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01026.x>
- Jones, J.W.; Hoogenboom, G.; Porter, C.H.; Boote, K.J.; Batchelor, W.D.; Hunt, L.A.; Wilkens, P.W.; Singh, U.; Gijsman, A.J.; Ritchie, J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *European Journal of Agronomy*, 18 (3-4): 235-265. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(02\)00107-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(02)00107-7)
- Katterer, T.; Reichstein, M.; Andren, O.; Lomander, A., 1998. Temperature dependence of organic matter decomposition: a critical review using literature data analyzed with different models. *Biology and Fertility of Soils*, 27 (3): 258-262. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740050430>
- Keating, B.A.; Carberry, P.S.; Hammer, G.L.; Probert, M.E.; Robertson, M.J.; Holzworth, D.; Huth, N.I.; Hargreaves, J.N.G.; Meinke, H.; Hochman, Z.; McLean, G.; Verburg, K.; Snow, V.; Dimes, J.P.; Silburn, M.; Wang, E.; Brown, S.; Bristow, K.L.; Asseng, S.; Chapman, S.; McCown, R.L.; Freebairn, D.M.; Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy*, 18 (3-4): 267-288. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(02\)00108-9](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(02)00108-9)
- Kersebaum, K.C., 2007. Modelling nitrogen dynamics in soil-crop systems with HERMES. Dordrecht. Springer Netherlands, 147-160. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-4479-3_11
- Kersebaum, K.C.; Nendel, C., 2014. Site-specific impacts of climate change on wheat production across regions of Germany using different CO2 response functions. *European Journal of Agronomy*, 52: 22-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.04.005>
- Kleinen, T.; Brovkin, V.; Schuldt, R.J., 2012. A dynamic model of wetland extent and peat accumulation: results for the Holocene. *Biogeosciences*, 9 (1): 235-248. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-9-235-2012>
- Krinner, G.; Viovy, N.; de Noblet-Ducoudre, N.; Ogee, J.; Polcher, J.; Friedlingstein, P.; Ciais, P.; Sitch, S.; Prentice, I.C., 2005. A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles*, 19 (1). <http://dx.doi.org/10.1029/2003gb002199>
- Kuijper, L.D.J.; Berg, M.P.; Morrien, E.; Kooi, B.W.; Verhoef, H.A., 2005. Global change effects on a mechanistic decomposer food web model. *Global Change Biology*, 11 (2): 249-265. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00898.x>
- Lacoste, M.; Viaud, V.; Michot, D.; Walter, C., 2016. Model-based evaluation of impact of soil redistribution on soil organic carbon stocks in a temperate hedgerow landscape. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41 (11): 1536-1549. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3925>
- Lauerwald, R.; Regnier, P.; Camino-Serrano, M.; Guenet, B.; Guimberteau, M.; Ducharme, A.; Polcher, J.; Ciais, P., 2017. ORCHILEAK (revision 3875): a new model branch to simulate carbon transfers along the terrestrial-aquatic continuum of the Amazon basin. *Geoscientific Model Development*, 10 (10). <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-10-3821-2017>
- Lefevre, R.; Barre, P.; Moyano, F.E.; Christensen, B.T.; Bardoux, G.; Eglin, T.; Girardin, C.; Houot, S.; Katterer, T.; van Oort, F.; Chenu, C., 2014. Higher temperature sensitivity for stable than for labile soil organic carbon - Evidence from incubations of long-term bare fallow soils. *Global Change Biology*, 20 (2): 633-640. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12402>
- Li, C.; Frohling, T.A., 1992. A model of nitrous oxid evolution from soil driven by rainfall events. I. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 97: 9759-9776.
- Li, C.S.; Frohling, S.E.; Harriss, R.C.; Terry, R.E., 1994. Modeling nitrous-oxide emissions from agriculture - a Florida case-study. *Chemosphere*, 28 (7): 1401-1415. [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90081-7](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(94)90081-7)
- Louis, B.P.; Maron, P.A.; Viaud, V.; Leterme, P.; Menasseri-Aubry, S., 2016. Soil C and N models that integrate microbial diversity. *Environmental Chemistry Letters*, 14 (3): 331-344. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-016-0571-5>
- Lugato, E.; Panagos, P.; Bampa, F.; Jones, A.; Montanarella, L., 2014. A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology*, 20 (1): 313-326. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12292>
- Luo, Y.Q.; Ahlstrom, A.; Allison, S.D.; Batjes, N.H.; Brovkin, V.; Carvalhais, N.; Chappell, A.; Ciais, P.; Davidson, E.A.; Finzi, A.C.; Georgiou, K.; Guenet, B.; Hararuk, O.; Harden, J.W.; He, Y.J.; Hopkins, F.; Jiang, L.F.; Koven, C.; Jackson, R.B.; Jones, C.D.; Lara, M.J.; Liang, J.Y.; McGuire, A.D.; Parton, W.; Peng, C.H.; Randerson, J.T.; Salazar, A.; Sierra, C.A.; Smith, M.J.; Tian, H.Q.; Todd-Brown, K.E.O.; Torn, M.; van Groenigen, K.J.; Wang, Y.P.; West, T.O.; Wei, Y.X.; Wieder, W.R.; Xia, J.Y.; Xu, X.; Xu, X.F.; Zhou, T., 2016. Toward more realistic projections of soil carbon dynamics by Earth system models. *Global Biogeochemical Cycles*, 30 (1): 40-56. <http://dx.doi.org/10.1002/2015gb005239>
- Manzoni, S.; Porporato, A., 2009. Soil carbon and nitrogen mineralization: Theory and models across scales. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (7): 1355-1379. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.031>
- McDermid, S.S.; Mearns, L.O.; Ruane, A.C., 2017. Representing agriculture in Earth System Models: Approaches and priorities for development. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 9 (5): 2230-2265. <http://dx.doi.org/10.1002/2016ms000749>

- Meersmans, J.; Arrouays, D.; Van Rompaey, A.J.J.; Page, C.; De Baets, S.; Quine, T.A., 2016. Future C loss in mid-latitude mineral soils: climate change exceeds land use mitigation potential in France. *Scientific Reports*, 6. <http://dx.doi.org/10.1038/srep35798>
- Molina, J.A.E.; Clapp, C.E.; Shaffer, M.J.; Chichester, F.W.; Larson, W.E., 1983. NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformations in soil: description, calibration, and behavior. *Soil Science Society of America Journal*, 47: 85-91.
- Monga, O.; Bousso, M.; Garnier, P.; Pot, V., 2009. Using pore space 3D geometrical modelling to simulate biological activity: Impact of soil structure. *Computers & Geosciences*, 35 (9): 1789-1801. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cageo.2009.02.007>
- Monga, O.; Garnier, P.; Pot, V.; Coucheney, E.; Nunan, N.; Otten, W.; Chenu, C., 2014. Simulating microbial degradation of organic matter in a simple porous system using the 3-D diffusion-based model MOSAIC. *Biogeosciences*, 11 (8): 2201-2209. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-11-2201-2014>
- Monteith, J.L., 1977. Climate and efficiency of crop production in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 281 (980): 277-294. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1977.0140>
- Moore, J.C.; McCann, K.; de Ruiter, P.C., 2005. Modeling trophic pathways, nutrient cycling, and dynamic stability in soils. *Pedobiologia*, 49 (6): 499-510. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.05.008>
- Moorhead, D.L.; Sinsabaugh, R.L., 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs*, 76 (2): 151-174. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615\(2006\)076\[0151:Atmold\]2.0.Co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(2006)076[0151:Atmold]2.0.Co;2)
- Moyano, F.E.; Manzoni, S.; Chenu, C., 2013. Responses of soil heterotrophic respiration to moisture availability: An exploration of processes and models. *Soil Biology & Biochemistry*, 59: 72-85. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>
- Naipal, V.; Reick, C.; Pongratz, J.; Van Oost, K., 2015. Improving the global applicability of the RUSLE model - adjustment of the topographical and rainfall erosivity factors. *Geoscientific Model Development*, 8 (9): 2893-2913. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-8-2893-2015>
- Nakhavali, M.; Friedlingstein, P.; Lauerwald, R.; Tang, J.; Chadburn, S.; Camino-Serrano, M.; Guenet, B.; Harper, A.; Walmsley, D.; Peichl, M.; Gielen, B., 2018. Representation of dissolved organic carbon in the JULES land surface model (vn4.4_JULES-DOCM). *Geoscientific Model Development*, 11 (2): 593-609. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-11-593-2018>
- Neill, C.; Gignoux, J., 2006. Soil organic matter decomposition driven by microbial growth: A simple model for a complex network of interactions. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (4): 803-811. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.07.007>
- Nendel, C.; Berg, M.; Kersebaum, K.C.; Mirschel, W.; Specka, X.; Wegehenkel, M.; Wenkel, K.O.; Wieland, R., 2011. The MONICA model: Testing predictability for crop growth, soil moisture and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling*, 222 (9): 1614-1625. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.02.018>
- Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72 (1): 87-121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2>
- Ota, M.; Nagai, H.; Koarashi, J., 2013. Root and dissolved organic carbon controls on subsurface soil carbon dynamics: A model approach. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 118 (4): 1646-1659. <http://dx.doi.org/10.1002/2013jg002379>
- Panikov, N.S.; Sizova, M.V., 1996. A kinetic method for estimating the biomass of microbial functional groups in soil. *Journal of Microbiological Methods*, 24 (3): 219-230. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-7012\(95\)00074-7](http://dx.doi.org/10.1016/0167-7012(95)00074-7)
- Parton, W.J.; Ojima, D.S.; Cole, C.V.; Schimel, D.S., 1994. A general model for soil organic matter dynamics: sensitivity to litter chemistry, texture and management. In: Bryant, R.B.; Arnold, R.W., eds. *Quantitative Modeling of Soil Forming Processes*. Madison, WI, USA (SSSA Special Publication), 147-167.
- Parton, W.J.; Schimel, D.S.; Cole, C.V.; Ojima, D.S., 1987. Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51 (5): 1173-1179. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>
- Paustian, K.; Elliott, E.T.; Collins, H.P.; Cole, C.V.; Paul, E.A., 1995. Use of a network of long-term experiments for analysis of soil carbon dynamics and global change: The North American model. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 35 (7): 929-939. <http://dx.doi.org/10.1071/ea9950929>
- Perveen, N.; Barot, S.; Alvarez, G.; Klumpp, K.; Martin, R.; Rapaport, A.; Herfurth, D.; Louault, F.; Fontaine, S., 2014. Priming effect and microbial diversity in ecosystem functioning and response to global change: a modeling approach using the SYMPHONY model. *Global Change Biology*, 20 (4): 1174-1190. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12493>
- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7): 2415-2427. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Qiu, L.J.; Wu, Y.P.; Hao, M.D.; Shen, J.; Lei, X.H.; Liao, W.H.; Li, Y.K., 2018. Simulation of the irrigation requirements for improving carbon sequestration in a rainfed cropping system under long-term fertilization on the Loess Plateau of China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 265: 198-208. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.015>
- Quinton, J.N.; Govers, G.; Van Oost, K.; Bardgett, R.D., 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. *Nature Geoscience*, 3 (5): 311-314. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo838>
- Rothman, D.H.; Forney, D.C., 2007. Physical model for the decay and preservation of marine organic carbon. *Science*, 316 (5829): 1325-1328. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1138211>
- Saffih-Hdadi, K.; Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (3): 594-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>

- Sanderman, J.; Hengl, T.; Fiske, G.J., 2017. Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114 (36): 9575-9580. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1706103114>
- Schimel, J.P.; Weintraub, M.N., 2003. The implications of exoenzyme activity on microbial carbon and nitrogen limitation in soil: a theoretical model. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (4): 549-563. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(03\)00015-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(03)00015-4)
- Schmidt, M.W.I.; Torn, M.S.; Abiven, S.; Dittmar, T.; Guggenberger, G.; Janssens, I.A.; Kleber, M.; Kogel-Knabner, I.; Lehmann, J.; Manning, D.A.C.; Nannipieri, P.; Rasse, D.P.; Weiner, S.; Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478 (7367): 49-56. <http://dx.doi.org/10.1038/nature10386>
- Shibu, M.E.; Leffelaar, P.A.; Van Keulen, H.; Aggarwal, P.K., 2006. Quantitative description of soil organic matter dynamics - A review of approaches with reference to rice-based cropping systems. *Geoderma*, 137 (1-2): 1-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.008>
- Sierra, C.A.; Muller, M., 2015. A general mathematical framework for representing soil organic matter dynamics. *Ecological Monographs*, 85 (4): 505-524. <http://dx.doi.org/10.1890/15-0361.1>
- Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K., 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241 (2): 155-176. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1016125726789>
- Smith, P.; Powlson, D.S.; Glendining, M.J.; Smith, J.U., 1998. Preliminary estimates of the potential for carbon mitigation in European soils through no-till farming. *Global Change Biology*, 4 (6): 679-685. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00185.x>
- Stewart, C.E.; Paustian, K.; Conant, R.T.; Plante, A.F.; Six, J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86 (1): 19-31. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>
- Taghizadeh-Toosi, A.; Olesen, J.E., 2016. Modelling soil organic carbon in Danish agricultural soils suggests low potential for future carbon sequestration. *Agricultural Systems*, 145: 83-89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.03.004>
- Tipping, E.; Froberg, M.; Berggren, D.; Mulder, J.; Bergkvist, B., 2005. DOC leaching from a coniferous forest floor: modeling a manipulation experiment. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde*, 168 (3): 316-324. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200421645>
- Todd-Brown, K.E.O.; Randerson, J.T.; Post, W.M.; Hoffman, F.M.; Tamocai, C.; Schuur, E.A.G.; Allison, S.D., 2013. Causes of variation in soil carbon simulations from CMIP5 Earth system models and comparison with observations. *Biogeosciences*, 10 (3): 1717-1736. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-1717-2013>
- Van Oost, K.; Quine, T.A.; Govers, G.; De Gryze, S.; Six, J.; Harden, J.W.; Ritchie, J.C.; McCarty, G.W.; Heckrath, G.; Kosmas, C.; Giraldez, J.V.; da Silva, J.R.M.; Merckx, R., 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318 (5850): 626-629. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1145724>
- Van Diepen, C.A.; Wolf, J.; Vankeulen, H.; Rappoldt, C., 1989. Wofost - a simulation-model of crop production. *Soil Use and Management*, 5 (1): 16-24. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1989.tb00755.x>
- Van Veen, J.A.; Ladd, J.N.; Frissel, M.J., 1984. Modelling C and N turnover through the microbial biomass in soil. In: Tinsley, J.; Darbyshire, J.F., eds. *Biological Processes and Soil Fertility*. Dordrecht: Springer Netherlands, 257-274. https://doi.org/10.1007/978-94-009-6101-2_23
- Vereecken, H.; Schnepf, A.; Hopmans, J.W.; Javaux, M.; Or, D.; Roose, D.O.T.; Vanderborght, J.; Young, M.H.; Amelung, W.; Aitkenhead, M.; Allison, S.D.; Assouline, S.; Baveye, P.; Berli, M.; Bruggemann, N.; Finke, P.; Flury, M.; Gaiser, T.; Govers, G.; Ghezzehei, T.; Hallett, P.; Franssen, H.J.H.; Heppell, J.; Horn, R.; Huisman, J.A.; Jacques, D.; Jonard, F.; Kollet, S.; Lafolie, F.; Lamorski, K.; Leitner, D.; McBratney, A.; Minasny, B.; Montzka, C.; Nowak, W.; Pachepsky, Y.; Padarian, J.; Romano, N.; Roth, K.; Rothfuss, Y.; Rowe, E.C.; Schwen, A.; Simunek, J.; Tiktak, A.; Van Dam, J.; van der Zee, S.; Vogel, H.J.; Vrugt, J.A.; Wohling, T.; Young, I.M., 2016. Modeling Soil Processes: Review, Key Challenges, and New Perspectives. *Vadose Zone Journal*, 15 (5). <http://dx.doi.org/10.2136/vzj2015.09.0131>
- Viaud, V.; Angers, D.A.; Walter, C., 2010. Toward Landscape-Scale Modeling of Soil Organic Matter Dynamics in Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (6): 1847-1860. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0412>
- Vogel, C.; Mueller, C.W.; Hoschen, C.; Buegger, F.; Heister, K.; Schulz, S.; Schloter, M.; Kogel-Knabner, I., 2014. Submicron structures provide preferential spots for carbon and nitrogen sequestration in soils. *Nature Communications*, 5. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms3947>
- Vogel, L.E.; Makowski, D.; Garnier, P.; Vieublé-Gonod, L.; Coquet, Y.; Raynaud, X.; Nunan, N.; Chenu, C.; Falconer, R.; Pot, V., 2015. Modeling the effect of soil meso- and macropores topology on the biodegradation of a soluble carbon substrate. *Advances in Water Resources*, 83: 123-136. <http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.05.020>
- von Lutzow, M.; Kogel-Knabner, I.; Ekschmitt, K.; Matzner, E.; Guggenberger, G.; Marschner, B.; Flessa, H., 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions - a review. *European Journal of Soil Science*, 57 (4): 426-445. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00809.x>
- Walter, B.P.; Heimann, M.; Shannon, R.D.; White, J.R., 1996. A process-based model to derive methane emissions from natural wetlands. *Geophysical Research Letters*, 23 (25): 3731-3734. <http://dx.doi.org/10.1029/96gl03577>
- Walter, C.; Merot, P.; Layer, B.; Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19 (3): 201-207. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2002190>
- West, T.O.; Marland, G.; King, A.W.; Post, W.M.; Jain, A.K.; Andrasko, K., 2004. Carbon management response curves: Estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environmental Management*, 33 (4): 507-518. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-9108-3>

- Wieder, W.R.; Cleveland, C.C.; Lawrence, D.M.; Bonan, G.B., 2015. Effects of model structural uncertainty on carbon cycle projections: biological nitrogen fixation as a case study. *Environmental Research Letters*, 10 (4). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/10/4/044016>
- Williams, J.R., 1995. The EPIC model In: Singh, V.P., ed. *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado, USA: Water Resources Publications, 909-1000.
- Wischmeier, W.H.; Smith, D.D., 1978. *Predicting Rainfall Erosion Losses – a Guide to Conservation Planning*.
- Wutzler, T.; Reichstein, M., 2007. Soils apart from equilibrium - consequences for soil carbon balance modelling. *Biogeosciences*, 4 (1): 125-136. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-4-125-2007>
- Yigini, Y.; Panagos, P., 2016. Assessment of soil organic carbon stocks under future climate and land cover changes in Europe. *Science of the Total Environment*, 557: 838-850. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.085>
- Yoo, K.; Amundson, R.; Heimsath, A.M.; Dietrich, W.E., 2006. Spatial patterns of soil organic carbon on hillslopes: Integrating geomorphic processes and the biological C cycle. *Geoderma*, 130 (1-2): 47-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.008>
- Zimmermann, M.; Leifeld, J.; Schmidt, M.W.I.; 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 (3): 658-667. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00855.x>

3.4. Effet de la teneur en C des sols sur le fonctionnement des agroécosystèmes

Auteurs : Claire Chenu, Denis Angers, Joël Daroussin

Principaux enseignements de cette section :

- La teneur en C intervient dans de nombreux processus du fonctionnement des sols.
- Une augmentation de la teneur en C a généralement un effet favorable sur plusieurs propriétés et fonctions d'intérêt agricole : fourniture d'éléments minéraux aux plantes, rétention et fourniture d'eau, porosité, stabilité structurale.
- Les effets sur les propriétés et services d'intérêt collectif sont également favorables dans le cas de la maîtrise de l'érosion, potentiellement défavorables dans le cas du lessivage des nitrates et des émissions de N_2O , mais mal quantifiés.
- Hormis pour les sols très sableux, une augmentation annuelle de 4‰ de la teneur en C modifie très peu, à moyen terme, les propriétés du sol considérées isolément.
- Dans certains cas l'effet dépend beaucoup de la localisation (ex de la stabilité structurale de la couche de surface).
- Certains effets sont très mal quantifiés (jours disponibles, trafficabilité).

3.4.1. Introduction : Effet des matières organiques sur les propriétés des sols et les émissions vers l'environnement : vision d'ensemble

Le stockage de carbone dans les sols est bénéfique pour le climat mais aussi, de façon générale, pour le fonctionnement des agroécosystèmes à travers son effet sur plusieurs propriétés du sol (Figure 3.4-1, Tableau 3.4-1). Au-delà de l'élément carbone, ce sont généralement les matières organiques qui en sont responsables, même si ces dernières sont quantifiées *via* la teneur en carbone du sol (voir section 3.1.2, rubrique « Carbone organique, matières organiques »).

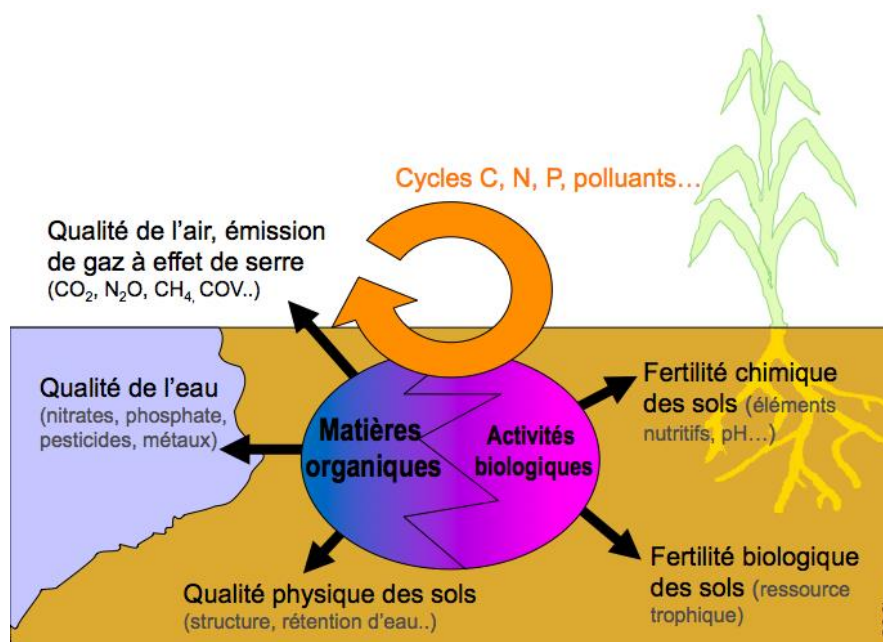


Figure 3.4-1. Les matières organiques ont des fonctions diverses dans les sols, dont elles affectent les propriétés. Elles interagissent fortement avec les organismes vivants du sol, qui les transforment et les minéralisent et dont elles sont la ressource trophique

Tableau 3.4-1. Rôle des matières organiques dans la fertilité des sols et la qualité de l'environnement.
Adapté de Balesdent (2017) et Calvet *et al.*, (2011). FPT : fonction de pédotransfert.

Processus	Effet statique (S) ou lié à la dynamique des MO (D)	Effet sur les propriétés des sols	Bénéfice	Outil de prédiction disponible	Types de sols les plus concernés
Propriétés et fertilité chimiques					
Réserve de N, P, S libérés par minéralisation	D	↗ fourniture de nutriments minéraux	↗ alimentation minérale des plantes	modèle	Tous sols
		↗ nitrates en solution	↘ qualité de l'eau à certaines périodes de l'année	modèle	Tous sols
Augmentation de la capacité d'échange cationique	S	↗ rétention de K, Ca, Mg	↗ alimentation minérale des plantes	FPT	Sols de texture sableuse
Augmentation des charges de surface, de la capacité d'adsorption et de la capacité de complexation	S	↗ rétention d'éléments trace métalliques ↗ rétention de contaminants organiques	↗ qualité de l'eau		Sols de texture sableuse
Propriétés et fertilité physiques					
Agrégation des particules et augmentation de la stabilité de la structure	S, D	↗ résistance à la battance	↘ pertes à la levée des cultures ↘ ruissellement et dispersion P et phytos ↘ de l'érosion	FPT modèle	Sols limoneux battants
		↗ résistance à l'érosion			
Augmentation de la porosité grossière et fine	S	↗ réserve utile en eau accrue	↗ alimentation en eau des plantes	FPT	Sols de texture sableuse et/ou caillouteux, sols superficiels
		↗ infiltration de l'eau	↘ ruissellement et dispersion P et phytos ↘ de l'érosion ↗ alimentation en eau des plantes ↗ reconstitution des réserves d'eau (eau bleue)		Sols limoneux battants, sols argileux
		↘ résistance à la pénétration	↘ énergie nécessaire pour travailler le sol		Sols argileux
Présence d'un mulch en surface	S	↘ évaporation	↗ alimentation en eau des plantes ↗ reconstitution des réserves d'eau (eau bleue)		Sols de texture sableuse
		↘ ruissellement	↘ érosion		Sols limoneux battants, sols en pente
Couleur sombre du sol	S	réchauffement plus rapide du sol	levée plus rapide des cultures		
Propriétés et fertilité biologiques					
Ressource trophique pour les microorganismes et la faune du sol. ↗ Abondance et diversité des microorganismes	D	↗ régulation des pathogènes et ravageurs	↗ qualité sanitaire des cultures		Tous sols
		↗ biodégradation et minéralisation de contaminants organiques	↗ qualité de l'eau et des aliments		Tous sols
		↗ émission de N ₂ O et émission de méthane	↗ émissions de gaz à effet de serre		Sols hydromorphes

Dans cette section, nous passerons en revue ces impacts bénéfiques³ et examinerons aussi les externalités négatives associées au stockage de carbone dans les sols. Nous nous focaliserons sur certaines propriétés et fonctions des sols affectées par les matières organiques, importantes, et pour lesquelles des outils, modèles statistiques ou mécanistes, en permettent l'estimation quantitative. Nous aborderons dans un premier temps des propriétés et fonctions contribuant à des services écosystémiques rendus aux agriculteurs (agronomiques) :

³ à l'exclusion donc des effets d'atténuation du changement climatique par séquestration de C dans le sol, effet qui est l'objet principal de l'étude. Dans cette section, on ne considère que les bénéfices locaux de l'augmentation de la teneur en carbone des sols.

fourniture d'éléments minéraux aux plantes, qualité physique des sols (porosité, fourniture d'eau aux plantes, stabilité de la structure), lesquelles permettent un meilleur potentiel productif, puis des propriétés et fonctions contribuant à des services écosystémiques rendus à la société (environnementaux) : réduction des pertes de nitrates, de l'érosion, des émissions de gaz à effet de serre. Ces propriétés et fonctions seront décrites spécifiquement pour le cas des agroécosystèmes, mais leurs relations avec le carbone sont valables pour tous les écosystèmes terrestres.

La contribution des matières organiques aux propriétés et fonctions des sols dépend de plusieurs variables : leur quantité, leur qualité, leur localisation et leur dynamique. En effet, au-delà d'une quantité de matière organique souvent exprimée en teneur ou en stock de carbone, les matières organiques sont très hétérogènes en taille, composition moléculaire et élémentaire (voir section 3.2). Bien que les matières organiques représentent un continuum, différentes classes sont souvent considérées : les débris végétaux en cours de décomposition (ou matières organiques particulaires), les matières organiques associées aux argiles et limons du sol, les composés en solution et les organismes vivants. Ces différentes classes de matières organiques n'ont pas les mêmes propriétés physiques, chimiques et biologiques et n'affectent donc pas de la même manière les propriétés des sols. La localisation des matières organiques dans le profil de sol est également importante : alors qu'un effet sur la rétention d'eau par le sol est attendu sur toute l'épaisseur de sol explorée par les racines, une augmentation de la teneur en carbone dans les premiers centimètres superficiels du sol suffit pour changer la sensibilité de ce sol à la battance et à l'érosion. Enfin, certains effets des matières organiques sont liés aux teneurs ou stocks présents (par ex. la rétention d'eau), d'autres à leur flux de minéralisation (par ex. la fourniture d'azote). Dans ce dernier cas, l'effet des matières organiques sur les propriétés et fonctions des sols est déterminé par l'abondance, la diversité et l'activité de ses organismes vivants.

L'effet d'une augmentation de la teneur en carbone de 4‰ par an se traduira par exemple, pour un sol de teneur initiale en C de 1% sur la couche 0-30 cm, par une augmentation de la teneur au bout de 30 ans atteignant la valeur de 1,13%. Le gain est donc très faible. Cependant, nombre de changements de pratiques permettant d'augmenter les stocks de C des sols agricoles se traduisent également par une concentration des matières organiques en surface et la présence d'une litière (agroforesterie dans la ligne d'arbres, non-labour, enherbement). L'augmentation plus importante des teneurs en C en surface pourra se traduire par un effet sensible sur certaines propriétés.

3.4.2. Effets des MO du sol sur les propriétés, fonctions et services d'intérêt principalement agricole

3.4.2.2. Biodiversité et activité(s) biologique(s)

De façon générale, la majorité des indicateurs d'abondance des organismes vivants et de biodiversité du sol répondent de façon positive à une augmentation du stock de C, ce qui a des conséquences indirectes sur le fonctionnement général du sol (minéralisation, propriétés physiques), avec des effets positifs pour la production agricole mais aussi des externalités négatives potentielles associées (lixiviation, émissions de GES). Cependant peu de relations quantitatives sont disponibles pour relier une teneur ou un stock de carbone à l'abondance d'une classe d'organismes du sol, sauf pour les microorganismes pour lesquels un modèle prédictif de leur biomasse estimée par extraction d'ADN du sol a été proposé pour le territoire métropolitain (Horrige *et al.*, 2016).

3.4.2.3. Fourniture d'éléments minéraux aux végétaux

3.4.2.3.1. Fourniture d'azote par minéralisation

L'azote est un élément nutritif majeur essentiel à la croissance des plantes. L'essentiel des stocks d'azote dans les sols est présent sous forme organique et la matière organique constitue donc la source principale d'azote pour les plantes. Il existe donc une relation forte et positive entre la teneur (ou les stocks) de matière organique et le potentiel de fourniture (minéralisation) en azote. L'effet attendu l'est sur toute l'épaisseur de sol prospecté par les racines et dépend de la biodégradabilité des matières organiques (notamment de leur ratio C/N). Alors que l'effet attendu des matières organiques est secondaire dans des systèmes de culture avec fertilisation minérale, il est en revanche déterminant dans les autres situations (agriculture biologique, agriculture à faible intrants, prairies).

Quantification : La quantité d'azote organique minéralisée peut être estimée en fonction de caractéristiques du sol (le stock initial d'azote et la teneur en argiles et en carbonate de calcium qui influencent sa vitesse de minéralisation), du climat (température et humidité) qui affecte aussi la vitesse de minéralisation et de caractéristiques de l'itinéraire technique selon la méthode du bilan prévisionnel d'azote (Comifer, 2013) ou à l'aide de modèles prévisionnels, tel le modèle STICS (Brisson *et al.*, 2003). Celui-ci peut être utilisé pour prédire la fourniture d'azote minéral, pour un contexte pédoclimatique donné, lorsque les stocks de C sont augmentés d'un taux donné. Toutes choses égales par ailleurs (qualité des matières organiques, C/N et conditions environnementales), une augmentation de la teneur en C de 4‰ par an générera une augmentation de minéralisation d'azote de 4‰ par an.

3.4.2.3.2. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique représente la quantité de charges positives qui compense les charges négatives des constituants du sol et dont la cinétique de désorption est rapide. Les cations échangeables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) sont donc disponibles pour les plantes. Les matières organiques ont une capacité d'échange cationique très élevée estimée à 150-300 cmolc kg^{-1} (Van Erp *et al.*, 2001 ; Curtin *et al.*, 1997 ; Bigorre *et al.*, 2000 ; Krogh *et al.*, 2000), soit environ 10 fois celle des argiles. La charge des matières organiques, et donc leur CEC, dépend du pH du sol, avec lequel elle augmente. Ce sont les matières organiques associées aux limons et argiles qui ont les CEC les plus élevées, comparées aux matières organiques particulières. L'effet des matières organiques est, là aussi, attendu sur toute l'épaisseur de sol prospectée par les racines.

Quantification : Des fonctions de pédotransfert, c'est-à-dire des modèles à base statistique, permettant de prévoir une propriété des sols difficile ou coûteuse à mesurer grâce à des variables plus facilement ou couramment mesurées, ont été établies. Elles permettent de prédire la CEC des sols en fonction de leur teneur en argiles et en matière organique. Ainsi par exemple : Bigorre *et al.* (2000) pour des sols en France : $CEC_{sol_{pH7cmol/kg}} = 0,037 A_{g/kg} + 0,273 C_{org/kg}$, ou Krogh *et al.* (2000) pour des sols danois : $CEC = 1.24 + 0,466 OC_{g/kg} + 0.058\% A_{g/kg}$ ($n= 392$, $r^2= 0,81$). Une augmentation de la teneur en matière organique se traduira donc par une augmentation de la CEC, d'autant plus que la teneur en argile du sol est faible. A l'inverse, dans un sol à 17% d'argile et 1% de teneur en carbone, une augmentation de 4‰ par an en moyenne de la teneur en carbone du sol pendant 30 ans augmentera la CEC d'une valeur de 9 à 9,4 cmolc kg^{-1} selon Bigorre *et al.*, ce qui est négligeable (Tableau 3.4-2).

Tableau 3.4-2. Effet d'une augmentation de la teneur en carbone de sols de 4p1000 par an en moyenne pendant 30 ans sur quelques propriétés de sols.

On a considéré ici trois sols de texture contrastée, et appliqué des fonctions de pédotransfert (CEC : Bigorre *et al.*, Indice de battance : Rémy et Marin Lafèche, Densité apparente, Rawls 1983, Réserve utile Rawls *et al.* 2003.). On observe que l'effet sur les propriétés est très faible.

		argileux	limoneux	sableux
texture (%)	argile	42	17	6
	limon fin	21	29	4
	limon grossier	20	45	10
	sable fin	6	7	75
	sable grossier	11	2	5
teneur en carbone	t0	1,4	1	0,9
	t+30 ans	1,58	1,13	1,02
CEC (cmole kg^{-1})	t0	19,4	9	4,7
	t+30 ans	19,8	9,4	5,0
	variation relative (%)	2%	4%	6%
Masse volumique apparente (cm^3/cm^3)	t0	1,33	1,32	1,57
	t+30 ans	1,34	1,33	1,58
	variation relative (%)	0,3%	0,2%	0,2%
Réserve utile (cm^3/cm^3)	t0	14,4	20,3	8,9
	t+30 ans	14,2	20,6	9,4
	variation relative (%)	-1%	1%	5%
Indice de battance	t0	0,70	2,26	0,63
		non battant	très battant	non battant
	t+30 ans	0,67	2,12	0,58
		non battant	très battant	non battant

3.4.2.4. Qualité physique du sol

3.4.2.4.1. Porosité, masse volumique apparente

La structure du sol, mode d'arrangement des particules solides et des vides, affecte les capacités de stockage, de filtration et de rétention du sol vis à vis de l'eau, des particules, des matières organiques, des fertilisants et contaminants. C'est également l'habitat des organismes du sol, elle affecte notamment la croissance des racines (pénétrabilité, porosité, aération...). La structure du sol est donc une composante essentielle de la qualité du sol (Karlen *et al.*, 1997). La présence de particules organiques grossières dans le sol, comme l'agrégation des particules de sol par la matière organique, se traduit par une augmentation du volume des pores de différentes tailles (Kay, 1998). En conséquence, la masse volumique apparente (ou densité apparente) du sol diminue avec sa teneur en matière organique (Kay *et al.*, 1997).

Quantification : Différentes fonctions de pédotransfert permettent de prévoir l'effet des matières organiques sur la masse volumique apparente du sol, en exprimant cette variable en fonction de la teneur en carbone organique du sol et de la texture (e.g. Rawls (1983)). Martin *et al.* (2009) ont proposé de telles fonctions pour le contexte pédo-climatique français. L'application d'une équation de Rawls, paramétrée par Lettens *et al.* (2005) pour des conditions pédo-climatiques européennes montre un effet négligeable d'une augmentation de 4‰ par an en moyenne sur 30 ans (Tableau 3.4-2).

3.4.2.4.2. Fourniture d'eau (Réserve utile)

La matière organique (ou carbone) du sol exerce généralement une influence positive sur la rétention en eau du sol, directement par son aptitude à retenir l'eau (Chenu, 1993) et indirectement par son rôle dans l'agrégation des particules du sol (Kay, 1998). L'augmentation de la rétention en eau est généralement plus élevée à la capacité au champ qu'au point de flétrissement permanent, ce qui se traduit par une augmentation de la réserve utile (Rawls *et al.*, 2003 ; Minasny *et al.*, 2017). De façon générale, cet effet positif, faible (augmentation de +1,16% de la réserve utile pour une augmentation de +10 mg C g⁻¹ sol, méta-analyse de Minasny *et al.*, 2017) est plus important dans les sols à teneur en sable importante et négligeable dans les sols argileux (Rawls *et al.*, 2003 ; Minasny *et al.*, 2017). Une petite augmentation de la réserve utile peut cependant permettre une meilleure résistance aux accidents climatiques. Différentes classes de matières organiques interviennent, même si l'accent est mis sur celles associées aux argiles et limons (humus). L'effet des matières organiques est attendu sur l'épaisseur de sol prospectée par les racines.

Quantification : Plusieurs fonctions de pédotransfert permettent d'évaluer l'effet d'une augmentation de la teneur en matière organique du sol. La pertinence de la fonction de Rawls *et al.* (2003) a été confirmée par comparaison avec une vaste base de données (Minasny *et al.*, 2018). La fonction de pédotransfert de Al Majou *et al.* (2008), recommandée pour le territoire français (Cousin *in* Tibi et Thérond, 2017), n'est pas adaptée pour évaluer l'effet des matières organiques car elle ne comprend pas de variable carbone. L'application de la fonction de pédotransfert de Rawls *et al.* (2003) montre un effet négligeable sur la réserve utile (Tableau 3.4-2).

3.4.2.4.3. Stabilité structurale

La stabilité de la structure du sol est sa capacité à résister à des contraintes externes, en particulier dues à la pluie. Cette propriété a des implications agronomiques (levée des cultures) et environnementales (ruissellement et transferts de phosphore et de produits phytosanitaires, érosion). Les matières organiques jouent un rôle majeur dans l'établissement et le maintien d'une structure agrégée en augmentant la cohésion des édifices organo-minéraux et en diminuant leur mouillabilité (Chenu *et al.*, 2000). La stabilité de la structure augmente avec la teneur en matière organique des sols. L'effet d'apports de matières organiques dépend de leur biodégradation (Figure 3.4-2). Les matières organiques agissent à la fois comme liant (matières organiques associées aux limons et argiles) et comme ressource trophique (les matières organiques particulaires) pour des microorganismes qui ont un effet de liant. Une augmentation de la teneur en carbone seulement dans les premiers cm superficiels du sol (telle qu'on l'observe dans des sols non labourés), peut être déterminante vis à vis du risque de battance et d'érosion, en y augmentant la stabilité structurale. Une augmentation de cette stabilité sur une épaisseur plus importante de sol peut réduire le risque de tassement.

Quantification : La littérature internationale ne propose pas de fonctions de pédotransfert pour prédire la stabilité de la structure. Une fonction de pédotransfert a été développée pour prévoir la stabilité structurale de sols français

en fonction de leur texture et teneur en carbone organique (Chenu *et al.*, 2011), mais son faible pouvoir prédictif demande une amélioration. La formule de Rémy et Marin Laflèche (1974) permet de prévoir le risque de battance en fonction de la texture, de la teneur en matière organique et du pH d'un sol. Ainsi le sol à 17% d'argiles et 1% de C précédemment considéré, a un indice de battance de 2,3, témoignant d'un risque de battance très élevé, et de 2,2, après une augmentation de sa teneur en carbone en moyenne de 4‰ par an pendant 30 ans, ce qui reste un sol à risque de battance très élevé.

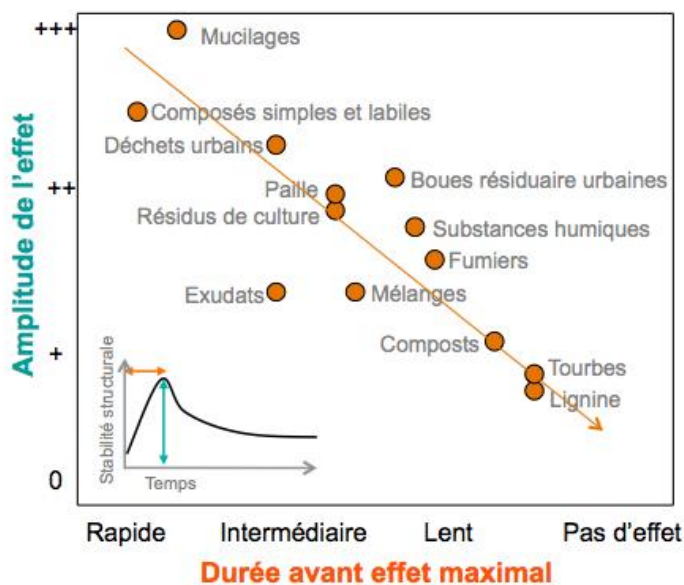


Figure 3.4-2. Effet de différentes matières organiques sur la stabilité structurale. (Abiven *et al.*, 2007)

Ce graphique, issu d'une revue bibliographique montre que l'effet des matières organiques sur certaines propriétés des sols dépend de leur biodégradabilité. On observe que l'apport de matières organiques au sol augmente transitoirement la stabilité structurale (petit graphique). Moins les matières organiques sont biodégradables (flèche), moins leur effet sur la stabilité structurale est fort et rapide.

3.4.2.5. Conclusion : potentiel de production végétale et boucles de rétroaction

De par son influence sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, la matière organique peut exercer une influence importante sur la productivité végétale. Cet effet peut être direct à travers la fourniture d'eau et d'éléments nutritifs, ou indirect par son influence sur les propriétés physiques qui favorisent le maintien de la structure du sol et sa porosité. De nombreuses corrélations positives entre teneur en carbone organique des sols et rendements ont été mises en évidence (ex synthèses dans Lal *et al.*, 2010 ; Soussana *et al.*, 2019). Il est cependant difficile (i) de séparer les effets de la fertilisation de ceux des matières organiques et (ii) d'identifier les relations causales. L'effet majeur des matières organiques sur les rendements semble être dû à une fourniture améliorée de nutriments minéraux aux plantes. L'amélioration de la réserve en eau peut également être un facteur dans les conditions arides ou dans les sols sableux à faible potentiel de rétention en eau. Ainsi en conditions fertilisées en Europe, la perte de MO des sols ne se traduit pas par une perte de rendements (Loveland *et al.*, 2003). Hijbeek *et al.* (2017) ne trouvent pas de corrélation entre la teneur en matière organique des sols et les rendements des cultures pour des situations tempérées où les nutriments (N, P, K) ne sont pas limitants, sauf pour des sols sableux et des plantes cultivées tubéreuses (ex pomme de terre) particulièrement sensibles à l'état structural du sol. Pan *et al.* (2009) n'observent pas de relation entre rendements et teneur en C organique du sol, mais constatent que les rendements sont plus stables (moins variables d'une année à l'autre), lorsque la teneur en carbone organique des sols augmente. Le stockage de C dans les sols peut entraîner la mise en place d'une boucle de rétroaction positive : le stockage de C augmente les rendements et, s'il s'agit bien d'une augmentation globale de la biomasse produite et pas seulement d'une augmentation de l'harvest index, cela entraîne une augmentation du retour de C au sol et une augmentation des stocks de C.

Quantification : L'effet de la teneur en matière organique sur les rendements des cultures peut être quantifié en utilisant un modèle de culture (par ex le modèle STICS) qui affectera les rendements essentiellement via la fourniture d'azote minéral aux plantes et leur alimentation en eau.

3.4.3. Effets des MO du sol sur les propriétés, fonctions et services d'intérêt général

3.4.3.1. Lixiviation des nitrates

La limitation des fuites de nitrates dans l'eau de drainage est importante à la fois au plan agronomique (limiter les pertes de nutriments) et environnemental (préserver la qualité des eaux). Comme développé en section 3.4.2.3.1, le flux d'azote minéralisé et nitrifié dans un sol augmente, toutes choses égales par ailleurs, lorsque le stock de matière organique augmente. La lixiviation des nitrates dépend alors du stock d'eau libre présent dans le sol et de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol, propriétés toutes deux augmentées lorsque la teneur en matières organiques du sol augmente, mais également du prélèvement par les plantes. En théorie, l'augmentation de la teneur en matières organiques du sol devrait se traduire par des pertes plus importantes de nitrates. Cependant la lixiviation dépend fortement de l'absorption par les plantes. En pratique, une modélisation avec STICS sur les sols cultivés du territoire français métropolitain ne montre pas d'effet significatif de la teneur en C des sols sur la quantité d'azote retenue plutôt que lixiviée (Constantin *in* Tibi et Thérond, 2017).

Quantification : Une modélisation avec un modèle de culture (ex STICS) ou avec un modèle de fonctionnement des prairies (ex PaSim) peut permettre de quantifier ces effets.

3.4.3.2. Érosion

L'érosion, qui est l'arrachement et le transport de particules solides par l'eau, le vent ou les instruments aratoires a des conséquences néfastes aux plans agronomiques (perte de sol cultivable) et environnementaux (dégradation de la qualité des eaux, turbides et chargées en contaminants, coulées boueuses). L'érosion dépend, outre de l'érosivité de la pluie et du relief, de la couverture du sol par la végétation et des caractéristiques du sol. Celles-ci déterminent la résistance du sol à la battance (tendance d'un sol de faible stabilité structurale à former une croûte superficielle après déstructuration de l'horizon superficiel). Cette croûte de battance limite l'infiltration de l'eau dans le sol et favorise donc le ruissellement et l'érodibilité du sol, propension des particules de sol à s'arracher et donc à s'éroder pour un niveau de couverture végétale donné. La sensibilité à la battance et l'érodibilité du sol dépendent de sa stabilité structurale, ainsi que de son infiltrabilité et de son état structural. De manière générale la sensibilité des sols à l'érosion diminue lorsque leur teneur en matière organique augmente car leur stabilité structurale augmente (*cf.* section 3.4.2.4.3) (Le Bissonnais et Arrouays, 1997), l'infiltrabilité augmente et la structure est plus agrégée. Le maintien, voire l'augmentation, de la teneur en matière organique dans la couche superficielle du sol est donc particulièrement important pour le contrôle de l'aléa érosion. Par ailleurs la présence d'un mulch protège la surface du sol des actions dégradantes de la pluie.

Quantification : Deux approches peuvent être utilisées pour quantifier la sensibilité des sols à l'érosion en fonction de leur teneur en matière organique : (i) le modèle *RUSLE Revised Universal Soil Loss Equation* et (ii) le modèle *MESALES Modèle d'Evaluation Spatiale de l'Aléa Erosion des Sols* (Le Bissonnais *et al.*, 2005). Dans le modèle *RUSLE*, la quantité de sol érodée est le produit de différents facteurs, dont celui de couverture du sol, qui peut être affecté par la présence d'un mulch à la surface du sol et celui d'érodibilité du sol (K factor). Ce facteur, récemment réévalué pour l'Europe (Panagos *et al.*, 2014), diminue lorsque la teneur en carbone organique du sol augmente, lorsque sa structure est agrégée et que son infiltrabilité augmente. Le modèle *MESALES* simule un aléa érosif en utilisant une échelle semi-quantitative allant de 1 à 5. Ces catégories peuvent être ensuite transformées en taux d'érosion (en $t\ ha^{-1}\ an^{-1}$) en utilisant une table de correspondance. *MESALES* est basé sur un arbre de décision qui détermine l'aléa érosif en considérant de manière séquentielle les processus physiques de ruissellement et d'érosion : l'utilisation du sol, la battance, la pente, l'érodibilité du sol et les précipitations. La validation par les experts de l'arbre de décision multi-critères joue un rôle déterminant. Par comparaison avec le modèle *RUSLE*, *MESALES* fournit des estimations semi-quantitatives à l'échelle de la maille de simulation, estimations qui sont ensuite agrégées à l'échelle des bassins versants. Des classes de teneur en carbone organique du sol sont incluses dans l'arbre de décision (Le Bissonnais *et al.*, 2005).

3.4.3.3. Émission de gaz à effet de serre

Les sols agricoles sont une source importante d'émissions de GES, en particulier le protoxyde d'azote (N₂O). Le méthane (CH₄) est aussi un GES important produit par les sols, mais essentiellement dans les conditions particulières des rizières inondées, qui sont hors du champ de cette étude. Le niveau potentiel de production de N₂O par les sols agricoles dépend du degré d'aération du sol et de la disponibilité en carbone organique et azote minéral (nitrate). La disponibilité en C organique et le flux d'azote minéralisé et nitrifié dans un sol augmentent, toutes choses égales par ailleurs, lorsque le stock de matière organique augmente. L'augmentation de la teneur en matières organiques du sol devrait donc se traduire par des pertes plus importantes de N₂O (Palmer *et al.*, 2017). Les effets du carbone organique sur la rétention en eau et son infiltration peuvent aussi avoir des conséquences indirectes sur la production de N₂O, mais celles-ci sont difficilement mesurables ou quantifiables. De plus, la disponibilité en nitrate dépend fortement de l'absorption par les plantes. Les approches par modélisation montrent généralement un effet significatif de l'augmentation de la teneur en C des sols sur la production de N₂O (Li *et al.*, 2005 ; Qiu *et al.*, 2009 ; Palmer *et al.*, 2017).

Quantification : Une modélisation avec un modèle biogéochimique (ex DNDC) ou un modèle de culture (ex STICS) peut permettre de quantifier l'effet potentiel d'une augmentation de 4‰ des stocks de C du sol sur les émissions de N₂O.

3.4.4. Conclusion

L'augmentation de la teneur en matière organique des sols a des effets multiples, qui sont de manière générale modulés par la texture du sol. Il apparaît cependant que les effets d'une augmentation de la teneur en C organique de 4‰ par an pendant 30 ans sur les propriétés du sol pour lesquelles des outils permettent de faire une estimation quantitative sont souvent négligeables lorsque ces propriétés sont considérées isolément. Ces effets peuvent toutefois être substantiels pour les sols les plus sableux (cf. CEC et RU dans le Tableau 3.4-2 ; cf. section 3.4.2). Une somme d'effets faibles pourrait se traduire par des propriétés notablement modifiées au champ (par exemple augmentation du nombre de jours disponibles ou de la trafficabilité du sol), ce qui n'a pas été évalué ici, faute d'outils disponibles et mériterait donc des travaux spécifiques.

Références bibliographiques

- Abiven, S.; Menasseri, S.; Angers, D.A.; Leterme, P., 2007. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science*, 58 (1): 239-247. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00833.x>
- Al Majou, H.; Bruand, A.; Duval, O.; Le Bas, C.; Vautier, A., 2008. Prediction of soil water retention properties after stratification by combining texture, bulk density and the type of horizon. *Soil Use and Management*, 24 (4): 383-391. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00180.x>
- Balesdent, J.; Basile Doelsch, I.; Chadoeuf, J.; Cornu, S.; Fekiacova, Z.; Fontaine, S.; Guenet, B.; Hatte, C., 2017. Renouvellement du carbone profond des sols cultivés : une estimation par compilation de données isotopiques. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 21 (3): 181 - 190.
- Bigorre, F.; Tessier, D.; Pedro, G., 2000. Contribution des argiles et des matières organiques à la rétention de l'eau dans les sols. Signification et rôle fondamental de la capacité d'échange en cations. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series IIA-Earth and Planetary Science*, 330 (4): 245-250. [http://dx.doi.org/10.1016/S1251-8050\(00\)00136-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1251-8050(00)00136-1)
- Brisson, N.; Gary, C.; Justes, E.; Roche, R.; Mary, B.; Ripoche, D.; Zimmer, D.; Sierra, J.; Bertuzzi, P.; Burger, P.; Bussiere, F.; Cabidoche, Y.M.; Cellier, P.; Debaeke, P.; Gaudillere, J.P.; Henault, C.; Maraux, F.; Seguin, B.; Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy*, 18 (3-4): 309-332. [http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301\(02\)00110-7](http://dx.doi.org/10.1016/s1161-0301(02)00110-7)
- Calvet, R.; Chenu, C.; Houot, S., 2011. *Les matières organiques des sols: rôles agronomiques et environnementaux*. Paris: Editions France Agricole, 347 p.
- Chenu, C., 1993. Clay polysaccharide or sand polysaccharide associations as models for the interface between microorganisms and soil - Water related properties and microstructure. *Geoderma*, 56 (1-4): 143-156. [http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061\(93\)90106-u](http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(93)90106-u)

- Chenu, C.; Abiven, S.; Annabi, M.; Barray, S.; Bertrand, M.; Bureau, F.; Cosentino, D.J.; Darboux, F.; Duval, O.; Fourrié, L., 2011. Mise au point d'outils de prévision de l'évolution de la stabilité de la structure de sols sous l'effet de la gestion organique des sols. *Etude et Gestion des sols*, 18 (3): 161-174.
- Chenu, C.; Le Bissonnais, Y.; Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (4): 1479-1486. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x>
- Comifer, 2013. *Calcul de la fertilisation azotée. Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales. Cultures annuelles et prairies*. La Défense, Paris Comifer, 159 p.
- Constantin J., 2017. Chapitre 8.11.2. Evaluation biophysique du SE. In Tibi et Théron, 2017 Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., Bohan D., Bonaudo T., Boval M., Cahuzac E., Casellas E., Chauvel B., Choler P., Constantin J., Cousin I., Daroussin J., David M., Delacote P., Derocles S., De Sousa L., Domingues Santos J.P., Dross C., Duru M., Eugène M., Fontaine C., Garcia B., Geizendorffer I., Girardin A., Graux A-I., Jouven M., Langlois B., Le Bas C., Le Bissonnais Y., Lelièvre V., Lifran R., Maigné E., Martin G., Martin R., Martin-Laurent F., Martinet V., McLaughlin O., Meillet A., Mignolet C., Mouchet M., Nozières-Petit M-O., Ostermann O.P., Paracchini M.L., Pellerin S., Peyraud J-L., Petit-Michaut S., Picaud C., Plantureux S., Poméon T., Porcher E., Puech T., Puillet L., Rambonilaza T., Raynal H., Resmond R., Ripoche D., Ruget F., Rulleau B., Rush A., Salles J-M., Sauvart D., Schott C., Tardieu L. *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques*. Rapport d'étude, Inra (France), 474-488.
- Cousin I., 2017. Chapitre 8.7. Stockage et restitution de l'eau. In Tibi et Théron, 2017 Therond O. (coord.), Tichit M. (coord.), Tibi A. (coord.), Accatino F., Biju-Duval L., Bockstaller C., Bohan D., Bonaudo T., Boval M., Cahuzac E., Casellas E., Chauvel B., Choler P., Constantin J., Cousin I., Daroussin J., David M., Delacote P., Derocles S., De Sousa L., Domingues Santos J.P., Dross C., Duru M., Eugène M., Fontaine C., Garcia B., Geizendorffer I., Girardin A., Graux A-I., Jouven M., Langlois B., Le Bas C., Le Bissonnais Y., Lelièvre V., Lifran R., Maigné E., Martin G., Martin R., Martin-Laurent F., Martinet V., McLaughlin O., Meillet A., Mignolet C., Mouchet M., Nozières-Petit M-O., Ostermann O.P., Paracchini M.L., Pellerin S., Peyraud J-L., Petit-Michaut S., Picaud C., Plantureux S., Poméon T., Porcher E., Puech T., Puillet L., Rambonilaza T., Raynal H., Resmond R., Ripoche D., Ruget F., Rulleau B., Rush A., Salles J-M., Sauvart D., Schott C., Tardieu L. *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques*. Rapport d'étude, Inra (France), 385-420.
- Curtin, D.; Rostad, H.P.W., 1997. Cation exchange and buffer potential of Saskatchewan soils estimated from texture, organic matter and pH. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (4): 621-626. <http://dx.doi.org/10.4141/s97-015>
- Hijbeek, R.; van Ittersum, M.K.; ten Berge, H.F.M.; Gort, G.; Spiegel, H.; Whitmore, A.P., 2017. Do organic inputs matter - a meta-analysis of additional yield effects for arable crops in Europe. *Plant and Soil*, 411 (1-2): 293-303. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-016-3031-x>
- Horrigue, W.; Dequiedt, S.; Prevost-Boure, N.C.; Jolivet, C.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2016. Predictive model of soil molecular microbial biomass. *Ecological Indicators*, 64: 203-211. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.004>
- Karlen, D.L.; Mausbach, M.J.; Doran, J.W.; Cline, R.G.; Harris, R.F.; Schuman, G.E., 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (1): 4-10. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x>
- Kay, B.D.; da Silva, A.P.; Baldock, J.A., 1997. Sensitivity of soil structure to changes in organic carbon content: Predictions using pedotransfer functions. *Canadian Journal of Soil Science*, 77 (4): 655-667. <http://dx.doi.org/10.4141/s96-094>
- Kay, B.D.; Lal, R., 1998. Soil structure and organic carbon: a review. In: Lal, R.; Kimble, J.M.; R.F., F.; Stewart, B., eds. *Soil processes and the carbon cycle*. Boca Raton: CRC Press, Chapter 13, 169-197.
- Krogh, L.; Breuning-Madsen, H.; Greve, M.H., 2000. Cation-exchange capacity pedotransfer functions for Danish soils. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 50 (1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1080/090647100750014358>
- Lal, R., 2001. Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 12 (6): 519-539. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.472>
- Lal, R., 2010. Beyond Copenhagen: mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. *Food Security*, 2 (2): 169-177. <http://dx.doi.org/10.1007/s12571-010-0060-9>
- Le Bissonnais, Y.; Arrouays, D., 1997. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility .2. Application to humic loamy soils with various organic carbon contents. *European Journal of Soil Science*, 48 (1): 39-48.
- Le Bissonnais, Y.; Jamagne, M.; Lambert, J.J.; Le Bas, C.; Daroussin, J.; King, D.; Cerdan, O.; Léonard, J.; Bresson, L.M.; Jones, R., 2005. Pan-European soil crusting and erodibility assessment from the European Soil Geographical Database using pedotransfer rules. *Advances in Environmental Monitoring and Modelling*, 2 (1): 1-15.
- Letten, S.; Van Orshoven, J.; van Wesemael, B.; De Vos, B.; Muys, B., 2005. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma*, 127 (1-2): 11-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.11.001>
- Li, C.S.; Frolking, S.; Butterbach-Bahl, K., 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change*, 72 (3): 321-338. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-005-6791-5>
- Loveland, P.; Webb, J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil & Tillage Research*, 70 (1): 1-18. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(02\)00139-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(02)00139-3)
- Martin, M.P.; Lo Seen, D.; Boulonne, L.; Jolivet, C.; Nair, K.M.; Bourgeon, G.; Arrouays, D., 2009. Optimizing Pedotransfer Functions for Estimating Soil Bulk Density Using Boosted Regression Trees. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (2): 485-493. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2007.0241>
- Minasny, B.; McBratney, A.B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science*, 69 (1): 39-47. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12475>

- Palmer, J.; Thorburn, P.J.; Biggs, J.S.; Dominati, E.J.; Probert, M.E.; Meier, E.A.; Huth, N.I.; Dodd, M.; Snow, V.; Larsen, J.R.; Parton, W.J., 2017. Nitrogen Cycling from Increased Soil Organic Carbon Contributes Both Positively and Negatively to Ecosystem Services in Wheat Agro-Ecosystems. *Frontiers in Plant Science*, 8. <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2017.00731>
- Pan, G.X.; Smith, P.; Pan, W.N., 2009. The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (1-3): 344-348. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.008>
- Panagos, P.; Meusburger, K.; Ballabio, C.; Borrelli, P.; Alewell, C., 2014. Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment*, 479: 189-200. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010>
- Qiu, J.J.; Li, C.S.; Wang, L.G.; Tang, H.J.; Li, H.; Van Ranst, E., 2009. Modeling impacts of carbon sequestration on net greenhouse gas emissions from agricultural soils in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 23. <http://dx.doi.org/10.1029/2008gb003180>
- Rabot, E.; Wiesmeier, M.; Schluter, S.; Vogel, H.J., 2018. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314: 122-137. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
- Rawls, W.J., 1983. Estimating soil bulk-density from particle-size analysis and organic-matter content. *Soil Science*, 135 (2): 123-125. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-198302000-00007>
- Rawls, W.J.; Pachepsky, Y.A.; Ritchie, J.C.; Sobecki, T.M.; Bloodworth, H., 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, 116 (1-2): 61-76. [http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061\(03\)00094-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0016-7061(03)00094-6)
- Rémy, J.C.; Marin-Lafîche, A., 1974. Analyse de terre: Réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Annales Agronomiques*, 25: 607-632.
- Riedo, M.; Grub, A.; Rosset, M.; Fuhrer, J., 1998. A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecological Modelling*, 105 (2-3): 141-183. [http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800\(97\)00110-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(97)00110-5)
- Soussana, J.-F.; Lutfalla, S.; Ehrhardt, F.; Todd, R.; Lamanna, C.; Havlík, P.; Richards, M.; Wollenberg, E.; Chotte, J.-L.; Torquebiau, E.; Ciais, P.; Smith, P.; Lal, R., 2019. Matching policy and science: rationale for the '4 per 1000 - soils for food security and climate' initiative. *Tillage Research*, 188: 3-15. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.12.002>
- van Erp, P.J.; Houba, V.J.G.; van Beusichem, M.L., 2001. Actual cation exchange capacity of agricultural soils and its relationship with pH and content of organic carbon and clay. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32 (1-2): 19-31. <http://dx.doi.org/10.1081/css-100102990>

3.5. Stocks de carbone des sols métropolitains et effet des changements d'occupation des sols sur l'évolution de ces stocks

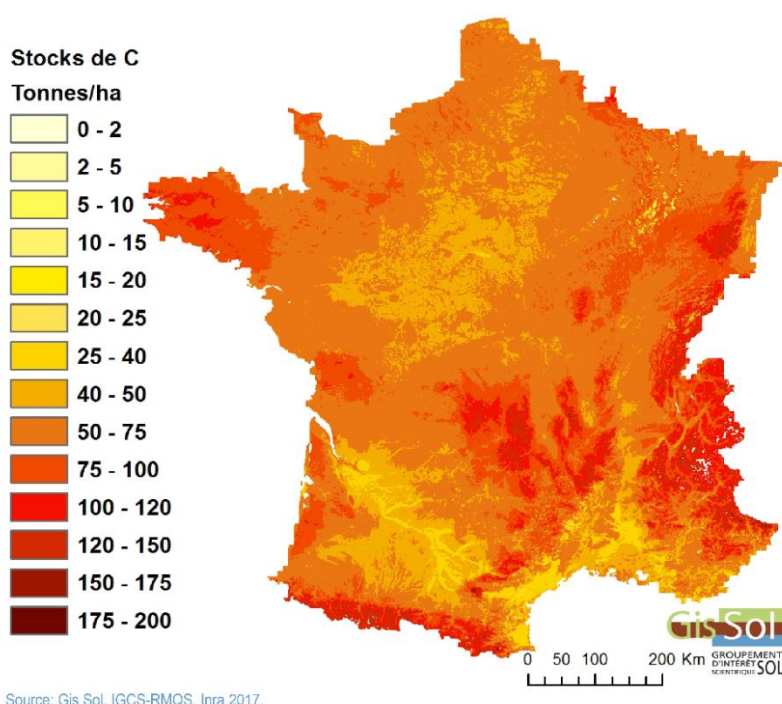
Auteurs : Denis Angers, Laurent Augusto, Valentin Bellassen, Eric Ceschia, Claire Chenu, François Gastal, Daniel Gilbert, Katja Klumpp, Manuel Martin, Sylvain Pellerin, Olivier Thérond

Principaux enseignements de cette section :

- *L'occupation du sol est une variable d'ordre 1 conditionnant les stocks de C organique*
- *En moyenne à l'échelle du territoire métropolitain, les stocks dans l'horizon 0-30 cm sont de 51,6 tC/ha sous grande culture, 84,6 tC/ha sous prairie permanente et de 81,0 tC/ha sous forêt.*
- *Compte tenu des surfaces associées à chacun de ces modes d'occupation des sols, un peu plus importantes en grande culture qu'en prairie et qu'en forêt, les stocks totaux à l'échelle de la métropole sont assez proches pour les prairies permanentes et les sols cultivés, et sont plus élevés en forêts.*
- *Les changements d'occupation des sols (ex retournement de prairie, afforestation...) sont à l'origine d'importantes variations de stocks qui s'étalent sur plusieurs années voire plusieurs décennies avant atteinte d'un nouvel équilibre.*
- *Les évolutions tendancielle des stocks, pour chacun des trois grands modes d'occupation du sol, révèlent une légère tendance au déstockage dans le cas des grandes cultures, une très légère tendance au stockage dans le cas des prairies permanentes et une tendance à un stockage plus marqué dans le cas des forêts.*

3.5.1. Répartition géographique des stocks de C des sols

La carte des stocks de C des sols français métropolitains pour la couche 0-30 cm (Figure 3.5-1) montre une variation géographique qui résulte à la fois du mode d'occupation des sols (voir Encadré 3.5-1 pour la définition des termes), du type de sol et du climat (y compris altitude).



Source: Gis Sol, IGCS-RMQS, Inra 2017.

Figure 3.5-1. Carte des stocks de C (tonnes/ha) organique des sols français sur les 30 premiers centimètres de sol, d'après Mulder *et al.* (2016).

Encadré 3.5-1. Couverture, usage, occupation, affectation ou gestion de sols : éléments de terminologie

Vocabulaire du registre de l'usage des sols

La couverture des sols (*land cover*) désigne le type de matériau physique ou de couverture biologique se trouvant à la surface de la terre : il peut s'agir par exemple de forêt, de terre cultivée, de surfaces imperméabilisées par de l'asphalte, de calottes glaciaires, de désert, etc. Ce concept est utilisé dans le champ de la géographie (Comber *et al.*, 2005).

L'usage des sols (*land use*) est un concept plus large et plus polysémique. Il désigne en premier lieu l'ensemble des agencements, activités, apports de matière ou d'intrants mis en œuvre sur un certain type de couverture du sol (IPCC, 2014). Le terme usage du sol est également utilisé dans le sens des objectifs sociaux et économiques pour lesquels les terres sont gérées (par exemple, pâturage, extraction du bois et conservation), donc plutôt dans un sens « d'utilisation des terres ». L'usage des sols concerne donc à la fois le type de couverture qu'ils portent et la façon dont cette couverture est gérée, généralement en vue d'une certaine finalité socio-économique.

Il est utile de distinguer les deux notions principales qui sont réunies dans le vocable d'usage des sols ou *land use* :

- le mode d'occupation du sol (pas d'équivalent en anglais hormis *land use*), proche de la notion de *land cover*, mais incorporant une dimension d'activité humaine,
- le mode (ou les pratiques) de gestion (*land management* en anglais), par exemple, pour des terres cultivées, un certain degré d'intensification appliqué à des rotations culturales

Ainsi l'IPCC (2006) distingue 6 modes d'usage des sols, au sens d'occupation des sols :

- les forêts (*forest land*)
- les terres cultivées (*cropland*)
- les prairies (*grassland*)
- les zones humides (*wetlands*)
- les zones urbanisées y compris les infrastructures de transport (*settlements*)
- les autres terres (*other lands*, qui incluent sol nu, roches, glace, et tout ce qui n'entre pas dans les 5 autres catégories).

Dans la littérature scientifique en langue anglaise, probablement sous l'influence de la définition posée par l'IPCC, le terme « *land use* » est majoritairement employé pour désigner le mode d'occupation du sol, et minoritairement pour désigner soit le mode de gestion ou bien l'ensemble mode d'occupation + mode de gestion. Par analogie, en français, le terme « usage des sols » désigne le plus souvent le mode d'occupation des sols mais parfois aussi l'ensemble mode d'occupation et mode de gestion, ou de façon générale la mise en valeur socio-économique de terres.

Vocabulaire du registre du changement d'usage des sols

En cohérence avec la définition de l'usage des sols, l'IPCC (2014) définit le changement d'usage des sols (*land use change*) comme un « changement dans l'utilisation ou la gestion des terres par l'homme, qui peut entraîner une modification de la couverture du sol ». De même que la notion de *land use* recouvre à la fois le mode d'occupation et de gestion, la notion de changement d'usage des sols désigne le changement de catégorie d'occupation, et de mode de gestion au sein de chaque catégorie.

Ainsi, l'IPCC définit et décrit les principales catégories de changement entre les 6 catégories d'usage des sols : exemple : forêt -> terres cultivées, terres cultivées -> zones urbanisées, etc. Il s'agit donc bien ici de changement d'occupation des sols.

Le changement de mode de gestion du sol désigne des modifications au sein d'un type d'occupation (par exemple, pour le mode d'occupation « terres cultivées », l'introduction d'une nouvelle culture ou le développement de l'irrigation).

Dans la littérature scientifique, le terme « *land use change* » est majoritairement employé pour désigner le changement du mode d'occupation du sol, mais peut aussi recouvrir le sens plus large déjà évoqué pour l'usage des sols. Le terme « changement d'usage des sols » souffre du même double sens.

Conventions utilisées dans la présente étude

Dans cette étude, pour lever ces ambiguïtés, on utilisera :

- Mode d'occupation des sols/terres ou usage des sols/terres, pour désigner le type de couverture que portent les sols (parmi les 6 catégories définies par l'IPCC) et « changement d'occupation des sols » (ou indifféremment « changement d'affectation des sols ») pour désigner un changement de catégorie d'occupation pour une surface donnée.
- Mode (ou pratiques) de gestion des sols/terres, pour désigner de façon générale les interventions effectuées pour une occupation donnée, mais le plus souvent, des termes plus précis comme système de culture, rotation culturale, itinéraire technique seront préférés.

Les stocks les plus élevés (> 100 t ha⁻¹, Figure 3.5-1) sont observés dans les zones d'altitude (Alpes, Pyrénées, Massif Central, Jura, Vosges) et/ou dans les zones de prairie (Bretagne). Les stocks élevés en zone montagneuse s'expliquent par l'effet combiné du climat montagnard (températures faibles et pluviométrie élevée avec périodes d'anoxie peu favorables à la minéralisation du C du sol) et du mode d'occupation du sol (dominance de la prairie permanente et de la forêt). S'y ajoutent dans certaines zones l'effet de la minéralogie (sols volcaniques du Massif central). Des stocks de C moyennement élevés (70-100 t ha⁻¹) sont caractéristiques des grandes régions forestières ou fourragères de France (Bretagne, Est, Massif central, Normandie). Les stocks élevés observés sous grandes cultures en Bretagne, Charente maritime et bordure Est du Bassin Parisien (50-70 t ha⁻¹) peuvent s'expliquer par l'historique d'occupation du sol (sols anciennement en prairie en Bretagne et en Charentes), et/ou le type de sol et le climat (sol argileux du Marais Poitevin, sol argileux et climat froid sur la bordure Est du Bassin Parisien). Les stocks de C faibles à moyens (30-70 t ha⁻¹) sont caractéristiques des sols des grandes plaines de culture intensive de France ainsi que des sols limoneux, comme par exemple le grand Bassin parisien, une partie du Bassin aquitain, le Toulousain et le sillon rhodanien. Les stocks les plus faibles sont observés en Languedoc-Roussillon (région fortement viticole, caractérisée par un climat chaud).

3.5.2. Valeur des stocks de C des sols sous différents modes d'occupation

Le Tableau 3.5-1 et la Figure 3.5-2 présentent les stocks de C des sols sous différents modes d'occupation. Les estimations pour la couche 0-30 cm sont tirées des données RMQS (Réseau de mesures de la qualité des sols)⁴.

Tableau 3.5-1. Statistiques sur les stocks de C par mode d'occupation du sol pour l'horizon 0-30 cm

	min	moyenne	médiane	max	écart type
Stock de C organique sous prairie permanente (t ha ⁻¹)	18,1	84,6	78,3	309	35,0
Stock de C organique sous grande culture (t ha ⁻¹)	9,92	51,6	47,9	137	16,2
Stock de C organique sous forêts (t ha ⁻¹)	6,7	81,0	73,4	230	35,4

3.5.2.1. Sols forestiers

Les forêts occupent actuellement 16,9 millions d'hectares soit 31% du territoire métropolitain (source IFN⁵). Plusieurs études, utilisant soit des approches par inventaire soit par modélisation, indiquent des stocks de 70-92 t C ha⁻¹ pour la couche 0-30 cm avec ou sans la couche de litière (Dupouey *et al.*, 2000 ; Jonard *et al.*, 2017 ; Arrouays *et al.*, 2001 ; Martin *et al.*, 2011 ; Meersmans *et al.*, 2012a et 2012b). Lorsqu'une plus grande profondeur est prise en compte, le stock estimé atteint 102 t C ha⁻¹ (litière + couche 0-100cm ; Jonard *et al.*, 2017). A l'échelle de la France métropolitaine, le stock cumulé est de 1,14 à 1,37 Gt C (Dupouey *et al.*, 2000 et calcul en prenant en compte les références proposées dans le présent rapport).

Les quantités de carbone organique stockées dans les sols forestiers sont très variables. Le pédoclimat (matériau parental du sol, type de sol, température moyenne annuelle, précipitations moyennes annuelles ou grande région climatique) est un important facteur de contrôle des stocks de carbone organique du sol des forêts tempérées, notamment en France métropolitaine (Arrouays *et al.*, 2001 ; Baritz *et al.*, 2010 ; Grüneberg *et al.*, 2014 ; De Vos *et al.*, 2015 ; Barré *et al.*, 2017). Les stocks de carbone organique du réseau RENECOFOR⁶ calculés sur un mètre de profondeur varient fortement selon la pédologie (Jonard *et al.*, 2017), avec des valeurs plus fortes dans les Brunisols humiques et les Alocrisols humiques, et des valeurs plus faibles au sein des Arénosols, des Brunisols oligotrophes et des Alocrisols oligotrophes. Les sols sur matériau parental calcaire (regroupant les Calcisols, Calcosols, Rendisols, Rendosols), les Podzols et les Luvisols-Redoxisols ont des valeurs de stock de carbone organique sur un mètre, intermédiaires. Il convient de souligner que l'hétérogénéité des valeurs de stocks de carbone organique au sein de chaque groupe de sol ou de matériau parental est très forte (Badeau *et al.*, 1999). De la même manière que pour l'ensemble des modes d'occupation du sol, les stocks de carbone organique sont plus élevés en forêts de montagne, en raison de l'effet dépresseur des basses températures sur les microorganismes responsables de la décomposition des matières organiques.

⁴ <https://www.gissol.fr/donnees/tableaux-de-donnees/stock-de-C-par-region-et-par-occupation-du-sol-3045>

⁵ <https://inventaire-forestier.ign.fr>

⁶ Réseau National de suivi à long terme des ÉCOsystèmes FORestiers

3.5.2.2. Sols de prairie

Les prairies occupent près du tiers de la SAU française, soit 12,5 millions d'hectares, en 2016 (Agreste, 2019). Les prairies sont de diverses natures, ce qui contribue à la variabilité de leurs stocks de C dans le sol. Les statistiques agricoles distinguent : (i) les prairies temporaires (prairies de 0 à 5 ans semées en graminées pures ou mélangées à des légumineuses, couvrant 2,9 Mha soit 23% de la surface totale française en prairie) ; (ii) les prairies artificielles (prairies de 0 à 5 ans semées en légumineuses comme la luzerne, le trèfle violet, couvrant 0,3 Mha soit 2% de la surface en prairie) ; (iii) les surfaces toujours en herbe productives (souvent appelés prairies permanentes, incluant les prairies semées de plus de 6 ans et les prairies naturelles productives, couvrant un total de 6,9 Mha soit 55% de la surface en prairie), et enfin (iv) les surfaces toujours en herbe peu productives (parcours, alpages, landes, couvrant un total de 2,4 Mha soit 19% de la surface en prairie). Les surfaces toujours en herbe (STH) sont dominantes en région de montagne ou semi-montagne, tandis que les prairies temporaires ou artificielles sont relativement plus représentées dans les zones d'élevage de plaine.

Dans les zones de grande culture, les surfaces en prairie sont devenues extrêmement faibles, à l'exception de la luzerne et du trèfle violet mais dans un nombre limité de situations (exemple de la luzerne dans l'est du bassin parisien pour la déshydratation industrielle). Les prairies permanentes sont le plus souvent maintenues pour le pâturage (65% des surfaces, Agreste 2012), une faible proportion d'entre elles étant uniquement fauchée (8%), et le restant étant à la fois fauché et pâturé. Les prairies temporaires sont utilisées à part égale en pâturage (23%) ou en fauche (27%) exclusifs, la majeure partie étant en système mixte (48%).

Les quantités de C organique stockées dans les sols de prairie sont variables. Le type de sol et le climat (incluant l'altitude) et la gestion sont des facteurs importants de variation des stocks de carbone organique des prairies. Ainsi on observe de manière générale un stock de C plus important dans des prairies de montagne gérées plus extensivement que dans des prairies de plaine gérées plus intensivement. Des teneurs élevées en C organique peuvent être également liées aux fortes précipitations, à la minéralogie des sols issus de matériaux volcaniques, ainsi qu'à l'épandage important d'effluents d'élevage sur les sols, lui-même directement lié à la densité animale. Les pratiques (fauche, pâturage, fertilisation, cf. section 3.7) affectent les stocks organiques des sols de prairie. Néanmoins, pour des sols identiques en termes géomorphologiques, les stocks mesurés sous forêts et prairies permanentes sont toujours plus élevés que sous cultures.

En moyenne les stocks de C dans les sols de prairies permanentes sont de 85 t C ha⁻¹ sur les 30 premiers centimètres de sol (Tableau 3.5-1), valeur très proche des sols forestiers. Ramené à la surface de prairie permanente en France métropolitaine, le stock de carbone organique de ces prairies est de 0,79 Gt.

3.5.2.3. Terres arables (grandes cultures)

Les terres arables (grandes cultures, maraichage, fourrages annuels, prairies temporaires et artificielles) occupent 18,4 millions d'hectares, en 2016 (Agreste, 2019). Les cultures pérennes (vergers, vignes, pépinières ligneuses) représentent elles 1,01 million d'hectares, en 2016 (Agreste, 2019). Les stocks moyens sur une profondeur de 0-30 cm sont de 51,7 ± 1,0 t C ha⁻¹ dans les sols sous cultures annuelles, 46,5 ± 7,5 t C ha⁻¹ en sols de vergers et 34,3 ± 3,3 t C ha⁻¹ en sols de vigne (GISSOL ; www.gissol.fr). Ainsi les stocks correspondants pour le territoire français sont de : 0,95 Gt (cultures), 0,27 Gt (vignes) et 0,09 Gt (vergers) de C.

Les quantités de C organique stockées dans les sols cultivés sont variables (Martin *et al.*, 2011 ; Meersmans *et al.*, 2012a). Elles dépendent du climat (ex : la pluviométrie explique pour partie les stocks élevés des sols cultivés en Bretagne et les stocks faibles des sols cultivés en région méditerranéenne), le type de sol (par ex. stocks relativement plus élevés en sol argileux du Marais Poitevin, sol argileux et climat froid sur la bordure Est du Bassin Parisien, et stocks plus faibles en sols limoneux du bassin parisien ou du Toulousain) (Arrouays *et al.*, 2006). Les sols de vignes sont souvent localisés dans des régions de climat chaud (ex. Languedoc Roussillon), sur des sols caillouteux, ce qui, avec les faibles restitutions organiques de la vigne expliquent leurs stocks faibles, quoique associés à une forte variabilité. Les stocks dépendent également de l'historique d'occupation des sols. Ainsi les stocks élevés des sols cultivés en Bretagne et Charentes s'expliquent aussi par des occupations antérieures en prairie.

3.5.2.4. Répartition des stocks de C selon le mode d'occupation en France métropolitaine

Les estimations des stocks de carbone totaux pour les différents modes d'occupation observés sur le territoire métropolitain peuvent varier en fonction i) des données utilisées pour estimer les surfaces correspondant aux différents modes d'occupation, ii) des données utilisées pour estimer les stocks moyens par occupation et iii) du contour des différents modes d'occupation retenus dans chacune des différentes sources de données. Considérant que le réseau RMQS est représentatif des différents grands types d'occupation observés sur le territoire métropolitain et des stocks de carbone associés, il est possible d'estimer les stocks de carbone totaux pour chaque grand type d'occupation. Il apparaît que les écosystèmes agricoles de type grande culture représentent un stock total de l'ordre de 0,95 Gt de C et que les écosystèmes de type prairie permanente représentent un stock de 0,79 Gt de C, soit 25 et 22%, respectivement, pour un total de 47% du stock total de C des sols français (3,58 Gt C, hors surfaces artificialisées). Malgré un stock par unité de surface moindre, les écosystèmes agricoles de type grande culture représentent un stock comparable à celui sous prairies permanentes du fait d'une surface concernée plus importante. Toutefois, certains biais sont attendus dans ces estimations par grand type d'occupation du fait de différences, d'un inventaire à l'autre, dans la définition des typologies (et dans le cas présent entre Agreste, les inventaires forestiers nationaux et le RMQS). L'évolution temporelle des stocks donne lieu à un suivi national et rapportage annuel aux instances internationales (Encadré 3.5-2).

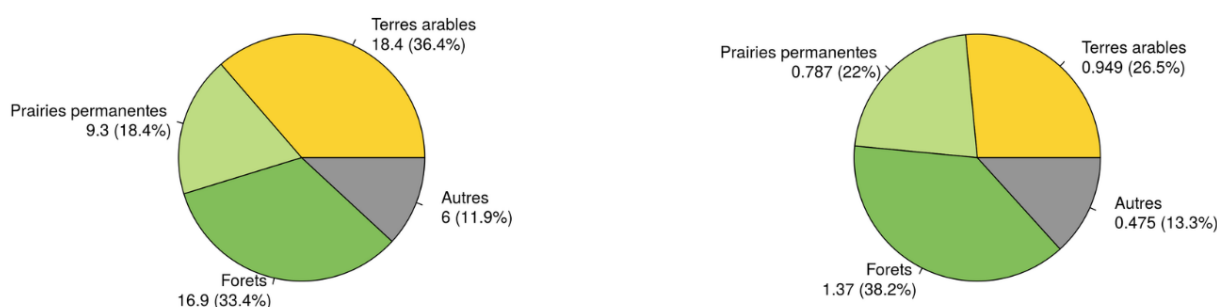


Figure 3.5-2. Surfaces et stocks de carbone par mode d'occupation, estimés d'après le RMQS.

Les surfaces en terres arables incluent les surfaces en prairies temporaires (< 6 ans) et prairies artificielles.

3.5.3. Tendances actuelles d'évolution des stocks de C des sols sous différents modes d'occupation

Dans cette section est décrite, pour la France métropolitaine, l'évolution tendancielle générale des stocks de C organique des sols en forêt, sous prairie et cultivés. L'état des connaissances sur les déterminants de cette évolution, hors changement de pratique, est présenté et discuté. L'état des connaissances sur l'impact des pratiques pour chaque mode d'occupation est présenté de façon détaillée dans les sections 3.6, 3.7, 3.8 et 3.9.

3.5.3.1. Évolution tendancielle des stocks de C organique du sol en forêt française métropolitaine et leurs déterminants autre que la gestion sylvicole

Des résultats empiriques (observationnels) de changement de stocks de carbone organique du sol en forêt (i.e. par ré-échantillonnage des mêmes sites) issus des inventaires forestiers nationaux ont progressivement été publiés en Europe depuis 2005. Schils *et al.* (2008) ont fait une évaluation critique des données existantes à cette époque sur les taux de séquestration de carbone dans les sols forestiers, constatant les résultats contradictoires d'études pourtant réalisées dans un même pays (par exemple : cas des études britanniques de Bellamy *et al.* (2005) et de Kirby *et al.* (2005)) ne permettant alors pas de conclure clairement à la fonction de puits/source de carbone des sols forestiers en Europe. A partir de données d'inventaires et de différents modèles, Luyssaert *et al.* (2010) ont estimé que les sols forestiers européens (25 pays) représentaient un puits de carbone hétérogène en moyenne de 0,20 (\pm 0,10) t C ha⁻¹ an⁻¹, soit environ 29% (\pm 15%) du puits de carbone total des forêts européennes (incluant plante, litière et horizons minéraux du sol).

Encadré 3.5-2. Inventaires nationaux

Une diversité de méthodes

On peut distinguer deux grands ensembles de méthodes de suivi à l'échelle nationale, les méthodes directes et les méthodes indirectes (Martin *et al.*, 2015). Les méthodes directes reposent sur l'utilisation de mesures de terrain, et les méthodes indirectes font appel à des modèles dont le but est de représenter l'effet des variables agro-pédo-climatiques sur le stockage de C organique du sol. En matière d'inventaires nationaux d'émission de gaz à effet de serre, les lignes directrices IPCC proposent de choisir entre trois niveaux de suivi des stocks de C (Tier1, 2 et 3 ; IPCC, 2006).

Les niveaux 1, 2 et 3 renvoient à une utilisation plus ou moins importante de données de mesure sur les stocks de carbone organique disponibles sur la zone d'étude, et à une prise en compte plus ou moins détaillée des processus de dynamique du C dans les sols. Dans le cas d'une approche Tier1, on suppose une transition linéaire, sur 20 ans, entre un stock associé à l'occupation initiale (e.g. culture sans apport de matière organique exogène) et un stock associé à l'occupation finale (e.g. prairie non dégradée). Les paramètres sont des valeurs par défaut tirées des lignes directrices du GIEC (IPCC, 2006). Dans une approche Tier2, certains paramètres par défaut de cette équation simple sont remplacés par des valeurs spécifiquement estimées pour le pays en question ou ses voisins. Enfin dans une approche Tier3, on utilise des modèles plus complexes, souvent basés sur des processus et/ou des données détaillées sur les stocks et les changements de stock. L'utilisation de réseaux de suivi des sols peut parfois en elle-même être considérée comme suffisante pour une approche Tier3 (House, Jo, 2017). Pour les approches Tier2, l'amélioration des valeurs de référence peut soit directement mobiliser des mesures de terrain, soit faire intervenir des modèles statistiques permettant d'établir des prédictions spatialisées des stocks de C atteints en fonction des données d'activité (Mishra *et al.*, 2012). Les modèles utilisés dans les approches Tier3, si complexes soient-ils, ne sont autorisés que s'ils ont été validés sur un jeu de données indépendant pour le pays en question ou ses voisins (IPCC, 2006). Les modèles des approches Tier 1 à 3 sont combinés à des données d'activité (occupation du sol, gestion), des données climatiques et des données pédologiques.

Il y a plus de 10 ans, la majorité des pays qui communiquaient au niveau international leurs émissions dans la catégorie Utilisation des Terres, Changement d'Affectation des Terres, et Foresterie (UTCAF, Land Use, Land Use Change, and Forestry, LULUCF, en anglais) utilisaient des méthodes Tier 1 et Tier 2, avec seuls l'Australie, le Canada et le Royaume Uni appliquant des méthodes Tier 3 (Lokupitiya et Paustian, 2006). Aujourd'hui, on constate toujours une grande diversité de méthodes, reflétant une grande hétérogénéité de données et vraisemblablement de technicité disponible dans les pays signataires de la Convention-Cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques (CCNUCC). Les jeux de données globaux et régionaux concernant le climat, les sols, l'occupation des sols et parfois leur gestion étant de plus en plus fréquemment disponibles (Smith *et al.*, 2012), il est à prévoir que les approches Tier 3 soient rencontrées de plus en plus fréquemment, sous réserve que les pays parviennent à respecter le critère de validation sur données indépendantes. Cette tendance pourrait se confirmer du fait d'un certain consensus sur les biais possibles des méthodes Tier1. Le paramétrage de l'approche Tier1 a en effet souvent été critiqué (e.g. Sanderman et Baldock, 2010) car dérivé d'un jeu de données de taille très limitée, notamment pour l'effet des pratiques agricoles (e.g. Ogle *et al.*, 2005 pour l'effet des pratiques agricoles dans les sols chaud et humides des zones tropicales et tempérées).

Depuis 2006, un certain nombre de pays de l'annexe I de la CCNUCC ont mis en place des dispositifs permettant une notification nationale à l'aide de méthodes Tier3, combinant parfois modèles basés processus et réseaux de mesure ou de suivi des propriétés des sols (au Japon, modèles RothC, Yagasaki et Shirato, 2014a, 2014b ; aux Etats Unis, modèle Daycent, Ogle *et al.*, 2010 ; au Danemark, modèle C-TOOL Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2014a ; en Finlande, modèle Yasso, Palosuo *et al.*, 2015). Certains pays tels que l'Australie, l'Allemagne, les USA, ont également, depuis 2006, mis en place des réseaux de suivi de la qualité des sols, ce qui va dans le sens des approches Tier2 et Tier 3 (van Wesemael *et al.*, 2011).

Prise en compte de l'effet des pratiques agricoles et inventaire français

En 2021, l'Union européenne imposera l'intégration de la gestion des terres dans la comptabilisation C (Grimault *et al.*, 2018). Cette décision implique notamment d'intégrer l'effet des modes de gestion dans les inventaires. L'une des possibilités est l'adoption d'une approche Tier 3, ce qui suppose un renforcement des dispositifs de surveillance (principalement le RMQS, et la BDAT en intégrant les limites propres à cette dernière base de données) et des sites de suivis long terme pour paramétrer les modèles basés processus, les valider, et quantifier l'incertitude résultant de leur application. Actuellement, l'inventaire français (CITEPA, 2016) repose sur une approche Tier 2 pour les changements d'occupation du sol, avec des niveaux de stock de C dans les 30 premiers centimètres de sol directement dérivés des données RMQS, par grande région pédoclimatique et par grande classe d'occupation du sol. L'approche Tier 1 est appliquée à la partie Gestion des terres, c'est à dire grandes cultures restant grandes cultures ou forêts restant forêts. Des travaux sont néanmoins en cours au niveau français pour permettre l'application d'une approche Tier3. Ils se basent sur l'application de modèles basés processus sur les sites RMQS, permettant ainsi d'appliquer une méthode de bilan, sans biais, aux inventaires nationaux, et à terme, de coupler de façon optimale l'application de modèles basés processus, de statistiques spatiales, et réseaux de suivi de la qualité des sols (Martin, 2015)

Concernant la France, le (ré-)échantillonnage du réseau RENECOFOR (2007–2012, soit environ 15 ans après le premier inventaire de 1993–1995) a permis de mettre en évidence que les sols forestiers (couche de litière + sol minéral 0–1 m) du réseau ont été un puits de carbone pendant cette période, avec une séquestration moyenne de $0,35 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, dont $0,10 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans la couche de litière et $0,25 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les 10 premiers centimètres du sol ; Jonard *et al.*, 2017). Dans l'étude Inra-IGN « Forêt et atténuation du changement climatique », Roux *et al.* (2017) ont retenu, comme valeur moyenne nationale de séquestration de carbone organique dans les sols forestiers, le tiers de la valeur observée par Jonard *et al.* (2017) sur le réseau RENECOFOR. Roux *et al.* (2017) font l'hypothèse d'une diminution de la valeur de séquestration de carbone organique du sol en forêt française métropolitaine avec le changement climatique, et considèrent que le réseau RENECOFOR sous-représente des écosystèmes à faible pouvoir de séquestration, comme les forêts méditerranéennes. Par ailleurs, l'évolution des stocks de carbone du sol dépend fortement de l'histoire de l'occupation des sols forestiers. Il est ainsi bien établi que les forêts sur d'anciennes terres cultivées stockent du carbone de manière soutenue (cf. la section 3.5.4.2, § sur l'afforestation). A l'inverse, l'évolution des stocks de carbone des forêts « anciennes » (occupation forestière > 150 ans) et exploitées est moins bien connue que celle des surfaces plus récemment boisées. Il semble néanmoins que des forêts domaniales, et donc « anciennes » continuent à accumuler du carbone dans leur sol minéral (Pregitzer et Euskirchen, 2004 ; Nitsch *et al.* 2018). Certaines forêts « anciennes », même si elles n'ont pas été complètement défrichées, ont été plus ou moins surexploitées et perturbées dans le passé (McGrath *et al.*, 2015 ; Naudts *et al.*, 2016). Ces forêts « anciennes » ayant été perturbées au 20^e siècle pourraient présenter aujourd'hui une capacité non-nulle de séquestration de carbone (puits de carbone) du fait des perturbations passées. Au contraire, les forêts anciennes exploitées de manière peu intensive auraient actuellement un stock de carbone probablement proche de l'équilibre. Il convient de souligner qu'il s'agit ici d'une hypothèse basée sur un nombre réduit d'études et qui doit faire l'objet de recherches complémentaires.

Des exercices de modélisation ont également été utilisés pour étudier les changements de stocks de carbone du sol en forêt. Liski *et al.* (2002) estimaient ainsi que les sols (couche de litière + couche 0–20 cm de sol minéral) forestiers en France métropolitaine représentaient un puits de carbone de $0,33 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en 1990, soit 37% du puits de carbone total des forêts métropolitaines. Leur étude pointait une influence du climat sur le taux de séquestration de carbone, avec une séquestration plus faible dans les forêts méditerranéennes (Liski *et al.*, 2002). Dijkstra *et al.* (2009) ont modélisé (par deux méthodes différentes validées sur deux sites) un taux de séquestration de carbone positif (valeurs médianes = $0,06$ et $0,18 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ selon la méthode utilisée) pour 192 placettes de surveillance des écosystèmes forestiers en situées dans le Nord-Ouest de l'Europe. Les valeurs modélisées de séquestration de carbone étaient supérieures pour les sites situés entre 40 et 60 degrés de latitude par rapport aux forêts de latitude supérieure à 60 degrés.

Compte tenu de ce qui précède, le taux moyen de séquestration (évolution tendancielle ou ligne de base) retenu pour la présente étude a été adapté en fonction du type de forêt considéré. Pour les forêts récentes sur anciennes terres arables (c'est-à-dire issues d'afforestation de grandes cultures au 20^e siècle), le taux de séquestration moyen est probablement supérieur à $0,50 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Pour les forêts plus anciennes, nous faisons une hypothèse moins conservatrice que Roux *et al.* (2017) en retenant la moitié de la valeur observée par Jonard *et al.* (2017), soit environ $0,17 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ce choix tient compte du fait que le réseau RENECOFOR sous-représente des forêts ayant un potentiel de séquestration notable du fait de perturbations passées (par exemple les forêts méditerranéennes).

3.5.3.2. Évolution tendancielle des stocks de C organique du sol en prairie française métropolitaine et leurs déterminants autre que la gestion prairiale

La variabilité du taux de stockage de C dans les sols sous prairie est importante et liée à la diversité de la nature des sols et des conditions climatiques, à la diversité et intensité des modes de gestion et à la nature de la prairie (âge, diversité du couvert végétal). Après une revue de 24 articles, nous avons identifié cinq pays qui ont conduit des inventaires de sols avec remesure permettant d'évaluer l'évolution des stocks de C en prairies sur la base d'un large échantillon : la Belgique, la Grande-Bretagne, la Nouvelle-Zélande, le Danemark et les Pays-Bas. Nous avons ajouté à cela une synthèse sur le Canada qui regroupe 72 sites, ce qui la rapproche d'un inventaire de sols. Nous avons ensuite sélectionné les publications sur la base de critères de qualité : profondeur de mesure supérieure à 10 cm, mesure effective du carbone du sol sur la même parcelle à deux dates différentes, éviter de compter deux fois les publications basées sur les mêmes mesures... Globalement, pour les quatre publications retenues (Belgique, Royaume-Uni, Canada et Nouvelle Zélande ; voir « Annexe section 3.5.3.2 » pour les raisons du rejet

au cas par cas des autres publications), les mesures directes de l'évolution des stocks de C des sols sous prairies montrent des variations proches de zéro (Tableau 3.5-2). Cependant, si on ne considère que la Belgique et le Royaume-Uni, pays européens au climat et sols proches de la France, on trouve une moyenne de stockage de 0,11 [-0.03 ; 0.17] t C ha⁻¹ an⁻¹. C'est la valeur moyenne que nous retiendrons.

Tableau 3.5-2. Revue de littérature sur le stockage de carbone en prairie tel qu'estimé par les inventaires de sol

Pays	Durée de l'inventaire (années)	Profondeur d'échantillonnage (cm)	Stockage estimé à 30 cm (tC.ha ⁻¹ .an ⁻¹)	Nombre de sites	Référence
Belgique	46	30	0.16 [0.14 ; 0.17]	164	Meersmans <i>et al.</i> , 2011
Grande-Bretagne	29	15	0.05 [-0.03 ; 0.14]	91	Emmett <i>et al.</i> , 2010
Canada	4-72	10	0.20 [0.16 ; 0.24]	72	Wang <i>et al.</i> , 2014
Nouvelle-Zélande	30	90	-0.21 [-0.23 ; -0.20]	75	Schipper <i>et al.</i> , 2014
Moyenne			0.05 [-0.23 ; 0.24]		
Moyenne Europe			0.11 [-0.03 ; 0.17]		

Références : Belgique (Goidts *et al.*, 2009 ; Goidts and van Wesemael, 2007 ; Lettens *et al.*, 2005a, 2005b ; Meersmans *et al.*, 2011 ; Mestdagh *et al.*, 2009), Angleterre (Bellamy *et al.*, 2005 ; Emmett *et al.*, 2010 ; Reynolds *et al.*, 2013), Canada (Wang *et al.*, 2014) ; Nouvelle-Zélande (Schipper *et al.*, 2014 ; Schipper *et al.*, 2010).

Note : l'utilisation des formules de Abdalla *et al.* (2018) pour homogénéiser la profondeur de stockage entre les études à 30 ou 60 cm ne modifie pas substantiellement le stockage mesuré. Comme ces valeurs ne sont pas des sous-échantillons de prairies françaises, l'intervalle de confiance retenu pour l'ordre de grandeur de 0,11 tC ha⁻¹ an⁻¹ reprend les extrema des intervalles de confiances de pays concernés.

Soussana *et al.* (2010) communiquaient une moyenne de 0,05 t C ha⁻¹an⁻¹ distribuée entre -0,25 et +1 pour un ensemble de six études du même type en Europe et Chine, notamment la Belgique. Toutefois, la valeur maximale de 1 t C ha⁻¹an⁻¹ provenant d'une étude chinoise s'avère ne pas reposer sur un large échantillon de mesure directe mais sur une modélisation basée sur des images satellites. Par ailleurs, les trois publications belges se recouvraient et certaines valeurs anglaises étaient basées sur une taille d'échantillon inconnue et probablement faible. Meersmans *et al.* (2011), après un travail sur la représentativité des échantillons et sur l'homogénéité des calculs pour la Belgique, estime une valeur moyenne de 0,16 t C/ha/an pour les prairies belges. Soulignons encore une fois l'importante variabilité de ce stockage dans l'espace et dans le temps. Ainsi, en Belgique, les prairies ont stocké du carbone entre 1960 et 1990, mais en ont destocké entre 1990 et 2000 (Lettens *et al.*, 2005b). Par ailleurs, les prairies d'altitude semblent stocker plus de carbone que les prairies de plaine en Nouvelle-Zélande, et moins en Angleterre, compte tenu de précipitations souvent plus élevées qu'en plaine et de l'intensité de l'utilisation, qui reste modérée (Bellamy *et al.*, 2005 ; Schipper *et al.*, 2014) (*cf.* sections 3.7 et 3.8 pour l'effet des pratiques sur le stockage en prairie).

L'absence de données inventaire pour la France métropolitaine est notable. L'inventaire sol (RMQS) a été réalisé une seule fois au début des années 2000, la seconde campagne d'échantillonnage en cours permettra d'acquérir des données fiables sur l'évolution des stocks de C du sol, particulièrement « manquantes » dans les prairies permanentes.

Les méthodes micro-météorologiques (dites tours à flux) sont aussi utilisées pour établir le bilan C des prairies. Néanmoins, la gamme de variation des valeurs données dans la littérature est très large, allant de -0,35 à plus de +1 t C ha⁻¹ an⁻¹ (e.g. Soussana *et al.*, 2010). Les différences entre méthodes de mesure dites « tour à flux » et « inventaire » sont partiellement liées à une différence sur les compartiments pris en compte. Les méthodes tours à flux prennent en compte l'intégralité de l'écosystème (lessivage, variation annuelle du pool litière et racines), tandis que les « inventaires » se concentrent sur le compartiment (sol <2 mm). Smith (2014) détaille pourquoi, d'après les connaissances disponibles par ailleurs sur la dynamique du carbone dans les sols, des valeurs autour de +1 t C ha⁻¹ an⁻¹ obtenues par les tours à flux peuvent ne pas être représentative du stockage moyen de carbone en prairie mais résulter plutôt d'un effet résiduel lié à un changement d'occupation des sols (de culture à prairie).

Ainsi l'ordre de grandeur à retenir est la valeur proche de 0,11 [-0.03 ; 0.17] t C ha⁻¹ an⁻¹ tirée des inventaires de sol (Tableau 3.5-2).

3.5.3.3. Évolution tendancielle des stocks de C organique du sol en terres arables métropolitaines et leurs déterminants autres que la gestion agricole

L'analyse de l'évolution des stocks de C organique des sols cultivés métropolitains s'appuie sur (i) quelques études régionales (Wylleman *et al.*, 2001 ; Saffih-Hdadi et Mary 2008), (ii) les données de la BDAT⁷, (iii) l'analyse de l'évolution des stocks de C dans des essais de longue durée français (Clivot *et al.*, 2019), (iv) la modélisation de l'évolution des stocks de C des sols de grande culture faite dans différents travaux, y compris ceux de l'étude l'EFESE-Ecosystèmes Agricoles⁸ (Thérond *et al.*, 2017) et au vu (v) de la littérature internationale dans des conditions pédoclimatiques équivalentes.

L'analyse des données de la BDAT (Figure 3.5-3) montre des évolutions contrastées : des tendances à la baisse depuis plusieurs décennies dans certaines régions (Bretagne, Franche Comté, Landes de Gascogne...) et des inversions de tendances (baisse des teneurs puis augmentation ou inversement). Ces évolutions sont expliquées principalement par des changements d'occupation antérieurs (GIS-SOL, 2011 ; Saby *et al.*, 2008) et par des systèmes de cultures caractérisés par de faibles restitutions (GIS-SOL, 2011). Certains biais inhérents à la BDAT pourraient aussi expliquer ces résultats : présence de parcelles en prairie dans la base de données (estimée à moins de 10%), ce qui pose problème dans les régions où les systèmes de culture mélangent cultures en terres arables et prairies temporaires, choix des parcelles analysées par les exploitants agricoles biaisant l'analyse, tendance à la diminution de la profondeur de travail du sol.

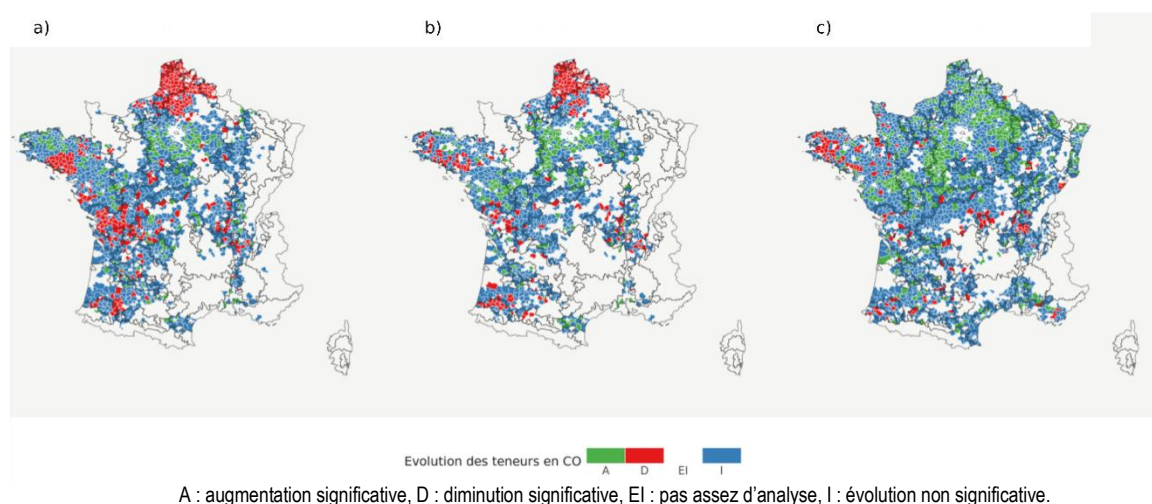


Figure 3.5-3. Tendances régionales au stockage ou déstockage de carbone dans les sols cultivés tirées de la BDAT. Cartographie de l'évolution des teneurs en carbone organique pour les 3 périodes. Tiré de Paroissien *et al.* (in prep). Les comparaisons portent sur les analyses de différentes périodes. a) [1990-1994]-[2000-2004] pour la comparaison des analyses récoltées entre 1990 et 1994, et les analyses récoltées entre 2000 et 2004. b) [1990-1994]-[2010-2014] : comparaison des périodes 1990-1994 et 2010-2014. c) [2000-2004]-[2010-2014] : comparaison des périodes 2000-2004 et 2010-2014.

L'analyse des données issues de 60 traitements dans 20 essais agronomiques de longue durée entre 1970 et 2015 (Clivot *et al.*, 2019), correspondant à des contextes pédoclimatiques diversifiés et représentatifs des rotations et pratiques agricoles françaises montre un faible déstockage de $-0,20 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, pouvant s'expliquer à la fois par les systèmes de culture mis en place mais aussi par un historique de retournement de prairies. Le suivi de parcelles agricoles dans le nord de la France par Saffih-Hdadi et Mary (2008) entre 1970 et 1997 montrait un déstockage moyen de $-0,08 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

La compilation réalisée par Ciais *et al.* (2010) à l'échelle européenne, rassemblant des données de suivis de longue durée et des modélisations indique un déstockage moyen de $-0,17 \pm 0,33 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour la période 1967-2007. En Belgique, les inventaires sols estiment un déstockage moyen de $-0,12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Goidts *et al.*, 2007), de $-0,09 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Meersmans *et al.*, 2011). Les inventaires sols qui ne mesurent que les changements de teneur en C (gC/kg de sol) sont également univoques vers un déstockage, en Ecosse (Chapman *et al.*, 2013), en Grande Bretagne (Reynolds *et al.*, 2013), au Danemark (Taghizadeh-Toosi *et al.*, 2014b) ou en Norvège (Riley *et al.*, 2006) et en Bavière (Capriel, 2013), ce qui est également cohérent avec la valeur de Ciais *et al.* (2010).

⁷ Base de données d'analyses des terres

⁸ Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques

Dans le cadre de l'EFESE écosystèmes agricoles, des simulations de l'évolution des stocks de C des sols de grandes cultures ont été réalisées à l'aide du modèle STICS (Therond *et al.* 2017). Une simulation sur 30 ans en considérant des rotations et pratiques culturales correspondant à celles issues de l'enquête pratiques culturales montre des taux de stockage compris entre -0,5% et +0,4% des stocks (intervalle de confiance 95%) avec un mode entre -0,2 et -0,1%, ce qui correspond à un léger déstockage. Les résultats de ces simulations confirment donc les tendances observées décrites précédemment.

Nous retiendrons pour cette étude une valeur de $-0,17 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ d'évolution tendancielle des stocks de C en terres arables métropolitaines, en sachant que cette valeur pourrait être partiellement expliquée par des retournements de prairie anciens. La deuxième campagne de mesure du RMQS en cours permettra de préciser cette évolution.

3.5.4. Effets des changements d'occupation sur les stocks de C des sols

Après avoir considéré de façon générale l'évolution de l'occupation des sols en France métropolitaine, cette section aborde l'impact sur les stocks de C des sols des changements d'occupation. Ne sont considérés ici que les changements d'occupation les plus impactant en termes de modification de stock (dans le sens d'un stockage ou d'un déstockage), soit ceux liés à l'afforestation, aux transitions culture- prairie, à la restauration des zones humides et à l'artificialisation des surfaces.

3.5.4.1. Les changements d'occupation des sols en France métropolitaine

La surface forestière française a beaucoup fluctué au cours du temps, une tendance qui est générale aux pays développés (Pongratz *et al.*, 2008). Le minimum historique français se situe au milieu du 19^e siècle avec une surface d'environ 8-10 millions d'hectares (Cinotti, 1996 ; Rousseau, 1990). Le passage au niveau actuel (16,9 Mha) s'est fait à la fois *via* des plans de boisement et *via* une recolonisation spontanée après déprise agricole de grandes cultures, de prairies ou des landes. Ainsi, près de la moitié de la surface actuellement occupée par des forêts était il y a plus d'un siècle des systèmes non forestiers. Entre 1970 et 2015, la part des terres arables⁹ est passée de 56% à 68% de la SAU, alors que celle des surfaces toujours en herbe diminuait de 41% à 28% (Mignolet *et al.*, 2017 dans Therond *et al.*, 2017). Ces dynamiques ont été accompagnées d'une régionalisation et une spécialisation des productions agricoles, marquées par un recul généralisé des systèmes de polyculture-élevage au profit de systèmes d'élevage spécialisés en zone de montagne et sur une large façade atlantique et au profit de systèmes de grandes cultures dans les régions de plaine à bon potentiel agronomique relatif. Par ailleurs, l'artificialisation (« changement d'état effectif d'une surface agricole, forestière ou naturelle vers des surfaces artificialisées¹⁰ et les équipements sportifs et de loisirs y compris des golfs ») se fait en France essentiellement aux dépens des surfaces agricoles (Figure 3.5-4) (Béchet *et al.* 2017). L'artificialisation en France est estimée à $61\,200 \text{ ha an}^{-1}$ entre 2006 et 2014 (Agreste *et al.*, 2015). Cette analyse repose sur des enquêtes ponctuelles extrapolées et depuis 2012 sur les données PAC.

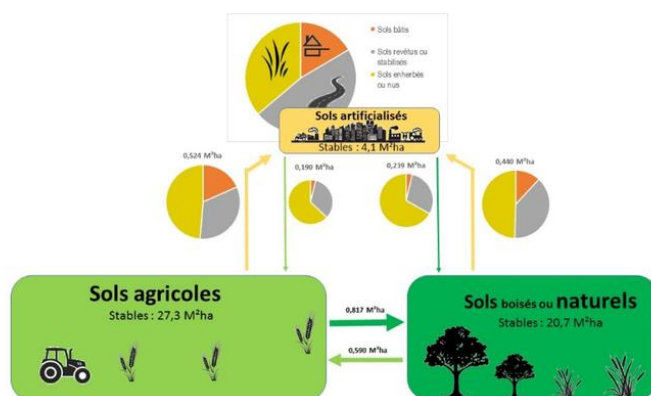


Figure 3.5-4. Sols artificialisés, sols agricoles et sols boisés et naturels en France : échanges entre catégories entre 2006 et 2014

(Source : Teruti-Lucas, fichier en ligne 2017 – Graphisme : Elodie Carl).

Les surfaces indiquées comme "stables" n'ont pas varié entre 2006 et 2014.

⁹ Les surfaces en terres arables incluent les prairies temporaires et artificielles qui sont intégrées dans les rotations culturales.

¹⁰ Les tissus urbains, les zones industrielles et commerciales, les infrastructures de transport et leurs dépendances, les mines et carrières à ciel ouvert, les décharges et chantiers, les espaces verts urbains (espaces végétalisés inclus dans le tissu urbain)

3.5.4.2. Afforestation

L'afforestation d'un sol a des répercussions sur la séquestration de carbone dans le sol (e.g. Guo et Gifford, 2002 ; Paul *et al.*, 2002 ; Berthrong *et al.*, 2009 ; Laganière *et al.*, 2010 ; Poeplau *et al.*, 2011). Ces revues démontrent que l'afforestation des sols arables génère un puits de carbone dans la couche de litière et dans le sol. La séquestration de carbone liée à l'afforestation des terres arables est mesurable jusqu'à plus de 60 cm de profondeur avec des taux de séquestration moyens de 0,46 t C ha⁻¹ an⁻¹ (couche 0-20 cm), 0,15 t C ha⁻¹ an⁻¹ (couche 20-40 cm), 0,09 t C ha⁻¹ an⁻¹ (couche 40-60 cm) et 0,05 t C ha⁻¹ an⁻¹ (couche > 60 cm) (méta-analyse globale de Shi *et al.*, 2013). En revanche, l'afforestation des prairies n'entraîne pas de séquestration significative de carbone (Paul *et al.*, 2002 ; Berthrong *et al.*, 2009 ; Shi *et al.*, 2013 ; Gosheva *et al.*, 2017), avec souvent une perte de carbone dans les couches minérales du sol compensée par un gain de carbone dans la couche de litière (Poeplau *et al.*, 2011 ; Shi *et al.*, 2013 ; Barcena *et al.*, 2014).

Les effets de l'afforestation sur le puits de carbone des sols sont visibles à long terme. Poeplau *et al.* (2011) ont montré dans une méta-analyse le puits à long terme (supérieur au siècle) que constitue l'afforestation de terres arables en zone tempérée : l'équilibre du stock de carbone n'est pas atteint 120 ans après l'afforestation. Très clairs sous climat tempéré avec de nombreux cas d'étude, les effets positifs de l'afforestation des anciennes terres arables sur la séquestration de carbone sont également observés en climat plus froid (Europe du Nord), mais avec des taux de séquestration plus faibles (Barcena *et al.*, 2014). A conditions comparables, les anciens sols arables occupés par la forêt de plus longue date contiennent donc plus de carbone organique que ceux à occupation forestière plus récente (e.g. Clark et Johnson, 2011 ; Leuschner *et al.*, 2014), notamment dans la couche de litière (Compton et Boone, 2000).

Ces effets généraux de l'afforestation (positifs sur des terres arables ; négatifs ou nuls sur des prairies) sont confirmés par les cas d'implantation de taillis à courte et très courte rotation. Ainsi, on observe une séquestration de 0,44 t C/ha/an dans le premier cas, et une perte pouvant aller jusqu'à 1,30 t C/ha/an dans le second cas (Arevalo *et al.*, 2011 ; Don *et al.*, 2012 ; Dowell *et al.*, 2009 ; Garten *et al.*, 2011 ; Lutter *et al.*, 2016 ; Pacaldo *et al.*, 2013).

3.5.4.3. Les transitions culture vers prairie

L'implantation d'une prairie sur une parcelle cultivée se traduit par un stockage additionnel de C dans le sol sur plusieurs dizaines d'années, comme le montrent des dispositifs de longue durée (UK, Johnston *et al.*, 2017 ; Johnston *et al.*, 1986), ou des parcelles d'historique connu (e.g., Don *et al.*, 2009). Les synthèses et méta-analyses rapportent des taux de stockage additionnels sur la couche 0-30 cm variant de + 0,54 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Conant *et al.* 2001), + 0,3 à 0,8 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur 50 ans (IPCC, 2000), + 0,6 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur 30 ans (Loiseau et Chevallier, 2002), ou + 39,8% des stocks sous culture en 20 ans (Poeplau *et al.*, 2011). Par modélisation, Lugato *et al.* (2014) estiment un stockage additionnel de + 0,4 à 0,8 t C ha⁻¹ an⁻¹. Nous proposons de retenir les valeurs du Tableau 3.5-3 tirées de la méta-analyse de Poeplau *et al.* (2011) qui nous semble la plus robuste, tant du point de vue du nombre de sites considérés que de la méthode de sélection des articles originaux.

Tableau 3.5-3. Variations de stocks de COS lors de changements d'occupation des sols en climat tempéré. Méta-analyse de Poeplau *et al.* (2011)

Transition	Durée de la transition (années)	Profondeur de prélèvement moyenne (cm)	Stockage de COS mesuré (t C ha ⁻¹ an ⁻¹)	Nombre d'observations
Culture → Prairie	20	23,5	0,92 ± 0,25	89
Culture → Prairie	100	23,5	0,59 ± 0,11	89
Prairie → Culture	20	27,1	-2,08 ± 0,26	176
Prairie → Culture	100	27,1	-0,42 ± 0,05	176
Forêt → Culture	20	28,5	-2,31 ± 1,50	29
Forêt → Culture	100	28,5	-0,47 ± 0,29	29
Culture → Forêt	20	28	0,77 ± 0,36	70
Culture → Forêt	100	28	0,80 ± 0,37	70
Prairie → Forêt	20	38,9	-0,17 ± 0,25	100
Prairie → Forêt	100	38,9	0,24 ± 0,10	100

La vitesse d'augmentation du stock de C ralentit avec l'âge de la prairie (Franzluebbers *et al.*, 2000; Johnston *et al.*, 2017 ; Conant *et al.*, 2001 ; cf. 1.2.1 plus haut) et se fait d'abord dans les horizons superficiels puis se propage progressivement (à partir de 2-3 ans) vers les horizons plus profonds. Un effet positif de la diversité des espèces prairiales semées est parfois observé (Skinner et Dell, 2016), mais de manière générale il n'y a que très peu de références sur l'effet de la nature des espèces. Une restitution au moins partielle de la production aérienne ou de matières organiques augmente le taux de stockage lors de la conversion culture vers prairie (Skinner, 2008).

La transition prairie vers culture se traduit généralement par une perte de 50 à 80% du stock de C initial (revue de Guo et Gifford, 2002) ; 30 à 50% en 50-100 ans d'après Lal (2008). Une décroissance progressive de la vitesse de perte de C est observée avec le temps. Les pertes de C sont relativement plus importantes en surface qu'en profondeur (Guo et Gifford, 2002). La perte de C et la dégradation des matières organiques sous culture comparativement à la prairie, est liée : (i) au changement de structure et d'aération du sol suite au labour (éventuel) et à la déstabilisation consécutive des matières organiques, (ii) à l'arrêt des restitutions racinaires et aériennes par la végétation suite au labour, (iii) à la non-permanence des restitution durant les phases de culture-sol nu, contrairement à la végétation prairiale pérenne, aux différences d'incorporation éventuelle de résidus (dont les déjections animales) ; (iv) à l'effet positif de la biodiversité (vers de terre, etc.) qui est fortement réduite en culture comparativement à prairie. L'importance de la dégradation des matières organiques après destruction de la prairie dépend de la quantité initiale de matière organique et des résidus incorporés, ainsi que du travail du sol.

3.5.4.4. Restauration de zone humide

Valeur des stocks

Les tourbières sont des zones humides qui ont la particularité de stocker durablement du carbone. On distingue généralement les bas-marais (en anglais « Fen »), tourbières plates de plaine ou premiers stades des marais acides, des tourbières de haut-marais (en anglais « Bog »), qui sont des tourbières acides bombées. Dans ces zones tourbeuses, en moyenne, environ 10% de la production primaire n'est pas décomposée et s'accumule sous forme de tourbe à raison de 0,2 à 0,6 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Sagerfors *et al.*, 2008 ; Nilsson *et al.*, 2008). Au fil des millénaires, les tourbières accumulent donc des stocks considérables de carbone qui représentent actuellement 500 milliards de tonnes de carbone, soit un tiers du carbone de l'horizon de surface des sols à l'échelle planétaire (Joosten, 2009). En moyenne, le stock de carbone d'un hectare de tourbière est de 1 400 tonnes pour une épaisseur de 2 m soit environ 200 t C/ha pour les 30 premiers centimètres (Roßkopf *et al.*, 2015). L'inventaire national de GES français ne distingue pas les tourbières des autres zones humides et leur attribue un stock de 125 t C/ha.

Tendance actuelle d'évolution des stocks

Si les tourbières fixent le CO₂ atmosphérique à raison de 0,2 à 0,6 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Nilsson *et al.*, 2008), elles sont aussi des milieux émetteurs de carbone organique dissous, de CH₄ et de N₂O. En conséquence, le bilan global des tourbières en terme d'émission de gaz à effet de serre non dégradées est considéré comme faiblement négatif voire proche de la neutralité (Bonn *et al.*, 2014).

Effet des changements d'occupation des sols

Dans ces conditions, l'enjeu en termes de changements climatiques se situe donc essentiellement dans la préservation des stocks de carbone déjà accumulés dans les tourbières plutôt que dans leur rôle de puits de carbone. De façon cohérente, au sein du secteur des terres (LULUCF), la restauration des sols organiques apparaît comme un moyen coût-efficaces pour atténuer le changement climatique (Smith *et al.*, 2008).

La dégradation des tourbières liée aux activités humaines est pratiquement toujours associée à un drainage préalable qui est responsable d'un assèchement estival et d'une augmentation de la décomposition de la matière organique. La restauration de ces écosystèmes consiste donc pour l'essentiel à une remise en eau du milieu par la suppression des drains et par la construction de digues de tourbe. Les études montrent que la restauration hydraulique des tourbières peut conduire à des émissions évitées variant entre 1 et plus de 30 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Bonn *et al.*, 2014). Ces valeurs sont d'autant plus importantes que le milieu est dégradé. Ainsi, la réhabilitation de tourbières transformées en zones de culture ou en prairie est susceptible d'éviter l'émission de 25 à 30 t C ha⁻¹ an⁻¹, alors que la restauration d'une tourbière simplement drainée et abritant encore une végétation classique de tourbière permettra d'éviter l'émission de 1 à 5 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Bonn *et al.*, 2014). Il faut noter que si la remise en eau

des tourbières permet de limiter la libération de CO₂, elle est aussi responsable d'une augmentation de production de CH₄. Mais différentes études montrent que cette émission n'est importante que pendant les toutes premières années (Bacon *et al.*, 2017). Le suivi des expériences de restauration des tourbières exploitées canadiennes indiquent qu'après une quinzaine d'années, ces tourbières ont retrouvé des bilans d'émission ou de capture de gaz à effets de serre comparables à ceux d'une tourbière non perturbée (Nugent *et al.*, 2018).

La restauration des tourbières doit être considérée en tenant compte du réchauffement climatique actuel. Pour ce qui concerne les tourbières non affectées par les activités humaines, les différents scénarios d'évolution climatiques conduisent plutôt à une augmentation de la décomposition de la matière organique et donc à une diminution du rôle de puits de carbone des tourbières, les bas-marais étant nettement plus sensibles au réchauffement que les haut-marais (Wu et Roulet, 2014). Il faut cependant préciser que dans les zones situées dans les plus hautes latitudes, l'augmentation de la période de production végétale dans un contexte de réchauffement peut conduire à renforcer le rôle de puits de carbone des tourbières (Petrescu *et al.*, 2015). Dans le cas des tourbières drainées, la hausse des températures et la sécheresse estivale accroissent leur vulnérabilité et pourraient rendre d'autant plus efficace le potentiel de réduction des émissions de GES issues de ces zones humides (Bacon *et al.*, 2017).

3.5.4.5. Artificialisation des sols

Les sols artificialisés sont extrêmement divers et en conséquence leurs stocks de C sont très variables (Cambou *et al.*, 2018). Très mal connus, ceux-ci font l'objet d'études en cours. On peut prévoir cependant que la conversion de sols agricoles vers des parcs et jardins se traduira par une augmentation des stocks, ainsi que dans le cas de jardins familiaux et fermes urbaines, en raison d'apports organiques généralement importants. Par contre, l'imperméabilisation est généralement associée au décapage de la couche de surface du sol, ce qui entraîne une perte de C. Les effets de ces changements d'occupation comme le bilan en termes de stocks de C (en tenant compte du devenir des terres excavées et déplacées) restent cependant à établir.

3.5.5. Conclusion

Les stocks de C des sols de France métropolitaine montrent une variation géographique qui résulte à la fois du type de sol et du climat (y compris altitude) mais aussi du mode d'occupation du sol et des modalités de sa gestion (cf. sections suivantes 3.6, 3.7, 3.8 et 3.9). Les stocks par unité de surface sont plus élevés sous forêt et prairie que sous grande culture. Cependant, compte tenu des surfaces plus importantes en grande culture, les stocks totaux sont à peu près équivalents pour les trois grands modes d'occupation du sol. Du point de vue de l'atténuation du changement climatique l'enjeu est 1) de préserver les stocks, en particulier là où ils sont élevés (forêt, prairie), et 2) de les augmenter là où c'est possible (en particulier en grandes cultures). A noter cependant que l'effet du mode d'occupation du sol sur l'atténuation du changement climatique ne se limite pas au stock de carbone du sol. Le stock de C contenu dans la biomasse ligneuse, et les émissions de N₂O et CH₄ doivent aussi être pris en compte. Les changements d'occupation du sol et de modalités de gestion modifient aussi le climat par des effets biogéophysiques (Encadré 3.5-3).

Dans cette section, un effort particulier a été fait pour bien séparer les effets « mode d'occupation » des effets « changement d'occupation » sur les stocks de C des sols de France métropolitaine. Cela a été fait dans la limite des données disponibles, car beaucoup de travaux ne permettent pas de distinguer ces deux effets. Par exemple un stockage de C mesuré sur une prairie est parfois attribué à tort au mode d'occupation « prairie » alors qu'il s'agit en réalité d'un effet « changement d'occupation » si la mesure a été faite après un changement d'occupation culture vers prairie. S'il apparaît clair, à partir de la synthèse bibliographique, que les changements d'occupation mènent à des changements importants des stocks de C du sol à court et moyen termes, les évolutions tendanciennes actuelles des stocks de C des sols français sous différents modes d'occupation sont plutôt faibles : les sols sous culture seraient globalement légèrement déstockant, les sols sous prairies seraient proches de l'équilibre et les sols sous forêt seraient légèrement stockant. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées pour expliquer ces tendances, sans que les données disponibles permettent de trancher. Le léger stockage des sols forestiers pourrait être attribuable à une proportion significative de sols « récemment » *afforestés* avec un effet changement d'occupation encore mesurable (de fait la surface en forêt a doublé en un siècle et demi), alors que ce serait moins le cas des sols de prairie (de fait la surface en prairie a plutôt régressé qu'augmenté). Un effet « fertilisation CO₂ » et/ou « dépôts atmosphériques d'azote » pourrait aussi contribuer à une augmentation tendancielle des stocks de

C du sol. Le léger déstockage des sols cultivés est probablement légèrement pessimiste puisque les inventaires sols incluent une part de prairies récemment retournées et donc fortement déstockantes. Par ailleurs, la restauration hydraulique des tourbières pourrait permettre de préserver des stocks importants de C, mais la mise en place de cette mesure nécessiterait d'améliorer significativement l'inventaire de ces milieux et de leur état de dégradation. Finalement, le mode d'occupation des sols qui évolue le plus rapidement en France est l'artificialisation. Cependant, son impact sur le bilan des stocks de C du sol à l'échelle nationale reste à établir.

Encadré 3.5-3. Contribution des effets biogéophysiques à l'évolution du climat

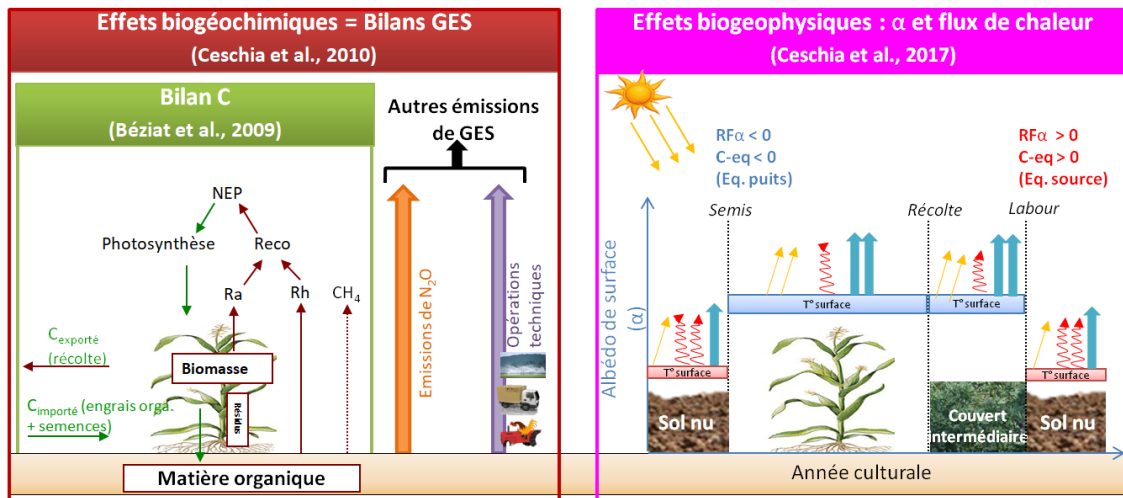
Dans ce chapitre, et plus généralement dans le cadre de cette étude, l'accent est mis sur l'augmentation du stock de carbone organique des sols comme levier d'atténuation du changement climatique. Toutefois, les modifications de propriétés biogéophysiques de surface comme l'albédo, la rugosité ou les modifications de flux d'énergie à la surface (e.g. rayonnement infrarouge, rapport entre flux de chaleurs sensible et évapotranspiration) associés à des changements d'occupation du sol ou de gestion, contribuent selon les cas à renforcer ou à atténuer l'évolution du climat (*i.e.* le forçage radiatif net). La Figure 3.5-5 propose une représentation conceptuelle de ces deux catégories de processus contribuant au forçage radiatif net pour les grandes cultures : les processus biogéochimiques, dont le stockage de C et les émissions de GES, et les processus biogéophysiques.

Dans certains cas et selon les horizons temporels considérés, ces effets biogéophysiques sur le forçage radiatif net associés aux changements de mode d'occupation et de pratiques de gestion des terres peuvent être équivalents voire supérieurs aux contributions biogéochimiques induites par ces mêmes changements d'occupation et de mode de gestion (Charney *et al.*, 1977 ; Bonan *et al.*, 1992 ; Henderson-Sellers *et al.*, 1993 ; Xue et Shukla 1993 ; Myhre et Myhre 2003). Il est donc nécessaire de considérer conjointement les effets d'ordres biogéochimique et biogéophysique (Betts, 2000 ; Rotenberg et Yakir, 2010 ; Bright *et al.*, 2012 ; O'Halloran, 2012) car les effets biogéophysiques peuvent aller jusqu'à contrebalancer les effets du stockage de C associés aux changements d'occupation du sol ou de gestion. Ainsi, dans deux contextes très différents, en zone boréale et en zone semi-aride, Betts (2000) et Rotenberg et Yakir (2010) ont montré que la compensation de l'effet réchauffant lié à la chute d'albédo engendrée par une afforestation ne se ferait qu'après environ 100 de stockage de C par la forêt nouvellement implantée. O'Halloran (2012) a aussi montré que les effets albédo sur le climat, engendrés par des perturbations (tempêtes, ravageurs, modification de la gestion) seraient équivalents aux effets climatiques liés aux modifications des stocks de C induits par ces perturbations.

La comparaison des contributions biogéochimiques et biogéophysiques sur le climat (effet net) reste toutefois complexe (Anderson-Teixeira *et al.*, 2012 ; Bright *et al.*, 2016) et c'est un domaine de recherche à part entière. Elle nécessite, pour être analysée intégralement, d'avoir recours à des approches de modélisation couplée surface-atmosphère, qui permettent de prendre en compte les effets de rétroaction du climat sur la surface, comme cela a été réalisé par Davin *et al.* (2014) pour l'étude de l'effet du travail simplifié du sol sur le climat. Ces comparaisons d'effets biogéophysiques mènent d'ailleurs parfois à des résultats qui peuvent sembler surprenants ou contre-intuitifs. Ainsi, en zone tropicale, la déforestation bien qu'elle engendre une augmentation de l'albédo de surface (car les forêts ont un albédo faible comparativement aux végétations basses) conduit à un réchauffement (notamment de la surface en journée) car l'effet biogéophysique dominant est une diminution de l'évapotranspiration, et donc une augmentation du flux de chaleur sensible (Bonan, 2008 ; Bright *et al.*, 2016).

.../...

Effet climatique net (forçage radiatif net) = (Bilan C + (N₂O + Opérations techniques)) + (effet albédo + f(H/ET))



Légendes : Ray. infrarouge et flux de chaleur sensible

Evapotranspiration

Ray. de courte longueur d'onde

T° surface

Figure 3.5-5. Représentation conceptuelle de la contribution des composantes biogéochimiques et biogéophysiques au forçage radiatif net appliqué à une culture d'hiver suivie d'un couvert intermédiaire (CI).

Le cadre rouge regroupe l'ensemble des effets biogéochimiques et correspond au bilan annuel de GES de la parcelle, ce qui englobe le bilan de C (encadré vert). Celui-ci est calculé à partir du flux net de CO₂ (ou NEP) qui est la résultante des flux de photosynthèse et de respiration de l'écosystème. La respiration de l'écosystème (Reco) est composée de la respiration des plantes (Ra) et des micro-organismes du sol (Rh). Les autres entrées de C (C_{importé}) sont la fertilisation organique et les semences. Les autres sorties de C sont les produits récoltés (C_{exporté}). Les flux de CH₄ sont généralement négligeables (hormis pour les rizières). Les émissions de N₂O (flèches orange), qui entrent en compte dans le calcul du bilan de GES, résultent de l'activité microbienne (nitrification, dénitrification). Les émissions de GES liées aux opérations techniques (flèches violettes) regroupent l'ensemble des opérations réalisées sur la parcelle et en amont (utilisation/entretien des machines et outils, fabrication, transport, stockage des engrais et produits phytosanitaires...).

Le cadre rose représente les effets biogéophysiques sur le forçage radiatif net de la parcelle. Ils sont composés d'effets radiatifs de courtes (rayonnement visible et proche infra-rouge) et longues (rayonnement infra-rouge thermique) longueurs d'ondes et d'effets non radiatifs (transport turbulent de l'énergie entre la parcelle et l'atmosphère). Concernant les effets radiatifs de courtes longueurs d'onde, quand l'albédo (α = la fraction de rayonnement solaire de courte longueur d'onde qui est réfléchi par la surface) augmente, comme en présence de végétation ou résidus de culture par rapport à un sol nu, la fraction de rayonnements de courtes longueurs d'ondes (flèches jaunes) réfléchi par la surface augmente, ce qui entraîne un forçage radiatif (RFα). En conséquence, il y a moins d'énergie à la surface pour chauffer l'atmosphère si l'albédo augmente. Cet effet refroidissant se répercute sur l'atmosphère et peut être assimilé à un piégeage équivalent de CO₂ atmosphérique. Cet effet est modulé par la répartition de l'énergie qui reste à la surface. Si cette énergie est préférentiellement utilisée pour évapotranspirer de l'eau (flèches bleues ; typiquement en présence d'une culture) alors l'effet refroidissant sera accentué. En revanche quand l'énergie restante est préférentiellement utilisée pour produire des flux de chaleur sensible et du rayonnement infra-rouge (flèches rouges ; typiquement en présence de résidus ou de sol nu), alors l'effet albédo est atténué voire compensé. Si l'albédo décroît (ex. passage de résidus ou couvert à du sol nu), alors cela engendre un forçage positif, équivalent à un accroissement de CO₂ dans l'atmosphère. Notez qu'en présence de végétation, la surface de la parcelle est globalement plus froide qu'en période de sol nu car la transpiration des plantes consomme de l'énergie. De ce fait, les quantités d'énergies émises sous forme de rayonnement infra-rouge (et de chaleur sensible) sont globalement plus faibles. Le cadre noir représente le forçage radiatif net (RFnet) de la parcelle agricole qui englobe les forçages radiatifs liés aux effets biogéochimiques et biogéophysiques. (Adapté de Ferlicoq et Ceschia (2015)).

Références bibliographiques

Abdalla, M.; Hastings, A.; Chadwick, D.R.; Jones, D.L.; Evans, C.D.; Jones, M.B.; Rees, R.M.; Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 253: 62-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>

Agreste, 2012. Rica France - Tableaux standard 2010. *Agreste Chiffres et Données Agriculture*, n° 216: 69 p.

- Agreste, 2019. Statistique agricole annuelle 2016-2017. Résultats définitifs. *Agreste Chiffres et Données*, n°2019-1 (février): 63 p. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/cd2019-1fevrier2019v2.pdf>
- Agreste; Fontes-Rousseau, C.; Jean, R., 2015. Utilisation du territoire. L'artificialisation des terres de 2006 à 2014: pour deux tiers sur des espaces agricoles. *Agreste Primeur*, 326. http://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/29373/1/cdagri229_a.pdf
- Anderson-Teixeira, K.J.; Snyder, P.K.; Twine, T.E.; Cuadra, S.V.; Costa, M.H.; DeLucia, E.H., 2012. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. *Nature Climate Change*, 2 (3): 177-181. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1346>
- Arevalo, C.B.M.; Bhatti, J.S.; Chang, S.X.; Sidders, D., 2011. Land use change effects on ecosystem carbon balance: From agricultural to hybrid poplar plantation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (3-4): 342-349. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.013>
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Expertise Scientifique Collective, Synthèse du rapport*. Paris: INRA - DEPE, 36 p. <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/225455-e2fa-resource-synthese-en-francais.html>
- Arrouays, D.; Deslais, W.; Badeau, V., 2001. The carbon content of topsoil and its geographical distribution in France. *Soil Use and Management*, 17 (1): 7-11. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2001.tb00002.x>
- Arrouays, D.; Saby, N.; Walter, C.; Lemerrier, B.; Schvartz, C., 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22 (1): 48-51. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00020.x>
- Bacon, K.L.; Baird, A.J.; Blundell, A.; Bourgault, M.A.; Chapman, P.J.; Dargie, G.; Dooling, G.P.; Gee, C.; Holden, J.; Kelly, T.; McKendrick-Smith, K.A.; Morris, P.J.; Noble, A.; Palmer, S.M.; Quillet, A.; Swindles, G.T.; Watson, E.J.; Young, D.M., 2017. Questioning ten common assumptions about peatlands. *Mires and Peat*, 19. <http://dx.doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.253>
- Badeau, V.; Dambrine, E.; Walter, C., 1999. Propriétés des sols forestiers français: résultats du premier inventaire systématique. *Etude et Gestion des sols*, 6 (3): 165-180.
- Barcena, T.G.; Kiaer, L.P.; Vesterdal, L.; Stefansdottir, H.M.; Gundersen, P.; Sigurdsson, B.D., 2014. Soil carbon stock change following afforestation in Northern Europe: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20 (8): 2393-2405. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12576>
- Baritz, R.; Seufert, G.; Montanarella, L.; Van Ranst, E., 2010. Carbon concentrations and stocks in forest soils of Europe. *Forest Ecology and Management*, 260 (3): 262-277. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.025>
- Barre, P.; Durand, H.; Chenu, C.; Meunier, P.; Montagne, D.; Castel, G.; Billiou, D.; Soucemarianadin, L.; Cecillon, L., 2017. Geological control of soil organic carbon and nitrogen stocks at the landscape scale. *Geoderma*, 285: 50-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.029>
- Béchet, B.; Le Bissonnais, Y.; Ruas, A.; Aguilera, A.; Andrieu, H.; Barbe, E.; Billet, P.; Cavailles, J.; Cohen, M.; Cornu, S.; Dabanc, L.; Delolme, C.; Geniaux, G.; Hedde, M.; Mering, C.; Musy, M.; Polese, M.; Weber, C.; Desrousseaux, M.; Frémont, A.; Le Perchec, S.; Savini, I.; Schmitt, B., 2017. *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action. Synthèse du rapport d'expertise scientifique collective*. Paris: Inra - DEPE, 127 p.
- Bellamy, P.H.; Loveland, P.J.; Bradley, R.I.; Lark, R.M.; Kirk, G.J.D., 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978-2003. *Nature*, 437 (7056): 245-248. <http://dx.doi.org/10.1038/nature04038>
- Berthrong, S.T.; Jobbagy, E.G.; Jackson, R.B., 2009. A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. *Ecological Applications*, 19 (8): 2228-2241. <http://dx.doi.org/10.1890/08-1730.1>
- Betts, R.A., 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature*, 408 (6809): 187-190. <http://dx.doi.org/10.1038/35041545>
- Bonan, G.B., 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320 (5882): 1444-1449. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1155121>
- Bonan, G.B.; Pollard, D.; Thompson, S.L., 1992. Effects of boreal forest vegetation on global climate. *Nature*, 359 (6397): 716-718. <http://dx.doi.org/10.1038/359716a0>
- Bonn, A.; Reed, M.S.; Evans, C.D.; Joosten, H.; Bain, C.; Farmer, J.; Emmer, I.; Couwenberg, J.; Moxey, A.; Artz, R.; Tanneberger, F.; von Unger, M.; Smyth, M.A.; Birnie, D., 2014. Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services*, 9: 54-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.011>
- Bright, R.M.; Bogren, W.; Bernier, P.; Astrup, R., 2016. Carbon-equivalent metrics for albedo changes in land management contexts: relevance of the time dimension. *Ecological Applications*, 26 (6): 1868-1880. <http://dx.doi.org/10.1890/15-1597.1>
- Bright, R.M.; Cherubini, F.; Stromman, A.H., 2012. Climate impacts of bioenergy: Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 37: 2-11. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2012.01.002>
- Cambou, A.; Shaw, R.K.; Huot, H.; Vidal-Beaudet, L.; Hunault, G.; Cannavo, P.; Nold, F.; Schwartz, C., 2018. Estimation of soil organic carbon stocks of two cities, New York City and Paris. *Science of the Total Environment*, 644: 452-464. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.322>
- Capriel, P., 2013. Trends in organic carbon and nitrogen contents in agricultural soils in Bavaria (south Germany) between 1986 and 2007. *European Journal of Soil Science*, 64 (4): 445-454. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12054>
- Chapman, S.J.; Bell, J.S.; Campbell, C.D.; Hudson, G.; Lilly, A.; Nolan, A.J.; Robertson, A.H.J.; Potts, J.M.; Towers, W., 2013. Comparison of soil carbon stocks in Scottish soils between 1978 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 64 (4): 455-465. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12041>

- Charney, J.; Quirk, W.J.; Chow, S.h.; Kornfield, J., 1977. A Comparative Study of the Effects of Albedo Change on Drought in Semi-Arid Regions. *Journal of the Atmospheric Sciences*, 34 (9): 1366-1385. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0469\(1977\)034<1366:acsote>2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0469(1977)034<1366:acsote>2.0.co;2)
- Ciais, P.; Wattenbach, M.; Vuichard, N.; Smith, P.; Piao, S.L.; Don, A.; Luysaert, S.; Janssens, I.A.; Bondeau, A.; Dechow, R.; Leip, A.; Smith, P.C.; Beer, C.; van der Werf, G.R.; Gervois, S.; Van Oost, K.; Tomelleri, E.; Freibauer, A.; Schulze, E.D.; Team, C.S., 2010. The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biology*, 16 (5): 1409-1428. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x>
- Cinotti, B., 1996. Evolution des surfaces boisées en France: proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle. *Revue forestière française*, 48 (6): 547-562. <http://dx.doi.org/10.4267/2042/26776>
- CITEPA, 2016. *Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto (CCNUCC)*, 527 p.
- Clark, J.D.; Johnson, A.H., 2011. Carbon and Nitrogen Accumulation in Post-Agricultural Forest Soils of Western New England. *Soil Science Society of America Journal*, 75 (4): 1530-1542. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2010.0180>
- Clivot, H.; Mouny, J.-C.; Duparque, A.; Dinh, J.-L.; Denoroy, P.; Houot, S.; Vertès, F.; Trochard, R.; Bouthier, A.; Sagot, S.; Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling & Software*, 118: 99-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>
- Comber, A.; Fisher, P.; Wadsworth, R., 2005. What is land cover? *Environment and Planning B-Planning & Design*, 32 (2): 199-209. <http://dx.doi.org/10.1068/b31135>
- Compton, J.E.; Boone, R.D., 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology*, 81 (8): 2314-2330. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[2314:LTOAO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[2314:LTOAO]2.0.CO;2)
- Conant, R.T.; Paustian, K.; Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11 (2): 343-355. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:gmaciq\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:gmaciq]2.0.co;2)
- Davin, E.L.; Seneviratne, S.I.; Ciais, P.; Olliso, A.; Wang, T., 2014. Preferential cooling of hot extremes from cropland albedo management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (27): 9757-9761. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1317323111>
- De Vos, B.; Cools, N.; Ilvesniemi, H.; Vesterdal, L.; Vanguelova, E.; Camicelli, S., 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251: 33-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.008>
- Dhôte, J.-F.; Leban, J.-M.; Saint-André, L.; Derrien, D.; Zhun, M.; Loustau, D.; Achat, D.; Roux, A.; Schmitt, B., 2016. *Leviens forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique. Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt*. Paris: INRA, 95 p.
- Dijkstra, J.P.M.; Reinds, G.J.; Kros, H.; Berg, B.; de Vries, W., 2009. Modelling soil carbon sequestration of intensively monitored forest plots in Europe by three different approaches. *Forest Ecology and Management*, 258 (8): 1780-1793. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.011>
- Don, A.; Osborne, B.; Hastings, A.; Skiba, U.; Carter, M.S.; Drewer, J.; Flessa, H.; Freibauer, A.; Hyvonen, N.; Jones, M.B.; Lanigan, G.J.; Mander, U.; Monti, A.; Djomo, S.N.; Valentine, J.; Walter, K.; Zegada-Lizarazu, W.; Zenone, T., 2012. Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (4): 372-391. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x>
- Don, A.; Scholten, T.; Schulze, E.D., 2009. Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172 (1): 53-62. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200700158>
- Dowell, R.C.; Gibbins, D.; Rhoads, J.L.; Pallardy, S.G., 2009. Biomass production physiology and soil carbon dynamics in short-rotation-grown *Populus deltoides* and *P. deltoides* x *P. nigra* hybrids. *Forest Ecology and Management*, 257 (1): 134-142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.023>
- Dupouey, J.-L.; Pignard, G.; Badeau, V.; Thimonier, A.; Dhôte, J.-F.; Nepveu, G.; Bergès, L.; Augusto, L.; Belkacem, S.; Nys, C., 2000. Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. *Revue forestière française*, 52: 139-154.
- Emmett, B.; Reynolds, B.; Chamberlain, P.; Rowe, E.; Spurgeon, D.; Brittain, S.; Frogbrook, Z.; Hughes, S.; Lawlor, A.; Poskitt, J., 2010. *Countryside survey: soils report from 2007*. Lancaster: NERC/Centre for Ecology & Hydrology, Technical Report No 9/07, 0-192, (CEH Project Number: C03259), 192 p. http://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/9354/1/CS_UK_2007_TR9.pdf
- Ferlicoq, M.; Ceschia, E., 2015. La gestion de l'albédo des surfaces cultivées. In: Bourges, B.; Gourdon, T.; Broc, J.-S., eds. *Empreinte carbone : Evaluer et agir*. Paris: Presses des MINES (Collection Développement durable), 129-155.
- Franzluebbers, A.J.; Stuedemann, J.A.; Schomberg, H.H.; Wilkinson, S.R., 2000. Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (4): 469-478. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00176-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00176-5)
- Garten, C.T.; Wullschlegel, S.D.; Classen, A.T., 2011. Review and model-based analysis of factors influencing soil carbon sequestration under hybrid poplar. *Biomass & Bioenergy*, 35 (1): 214-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2010.08.013>
- GIS Sols; Antoni, V.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Brossard, M.; Le Bas, C.; Stengel, P.; Villanneau, E.; Baize, D.; Blanca, Y.; Boulonne, L., 2011. *L'état des sols de France*. Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols, 188 p.
- Goidts, E.; van Wesemael, B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955-2005). *Geoderma*, 141 (3-4): 341-354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.013>

- Goidts, E.; van Wesemael, B.; Crucifix, M., 2009. Magnitude and sources of uncertainties in soil organic carbon (SOC) stock assessments at various scales. *European Journal of Soil Science*, 60 (5): 723-739. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01157.x>
- Gosheva, S.; Walthert, L.; Niklaus, P.A.; Zimmermann, S.; Gimmi, U.; Hagedorn, F., 2017. Reconstruction of Historic Forest Cover Changes Indicates Minor Effects on Carbon Stocks in Swiss Forest Soils. *Ecosystems*, 20 (8): 1512-1528. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-017-0129-9>
- Grimault, J.; Tronquet, C.; Bellassen, V., 2018. European climate targets: land-use and forestry contributions. *I4CE Climat Brief*, No. 57: 8 p.
- Grüneberg, E.; Ziche, D.; Wellbrock, N., 2014. Organic carbon stocks and sequestration rates of forest soils in Germany. *Global Change Biology*, 20 (8): 2644-2662. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12558>
- Guo, L.B.; Gifford, R.M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8 (4): 345-360. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Henderson-Sellers, A.; Dickinson, R.E.; Durbridge, T.B.; Kennedy, P.J.; McGuffie, K.; Pitman, A.J., 1993. Tropical deforestation - Modeling local-scale to regional-scale climate change. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 98 (D4): 7289-7315. <http://dx.doi.org/10.1029/92jd02830>
- House, J., 2017. IPCC and soil organic carbon: Key findings of the 5th Assessment Report, plans and progress for upcoming reports. *Global Symposium on Soil Organic Carbon*, . Rome, FAO. march, 26 p.
- IPCC, 2000. *Land use, land use change and forestry*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 375 p. https://archive.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=0
- IPCC; Eggleston, S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K., 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change - Institute for Global Environmental Strategies. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- IPCC; Mach, K.J.; Planton, S.; von Stechow, C., 2014. Annex II: Glossary. In: Pachauri, R.K.; Meyer, L.A., eds. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team]*. Geneva, Switzerland: IPCC, 117-130. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Johnston, A.E., 1986. Soil organic-matter, effects on soils and crops. *Soil Use and Management*, 2 (3): 97-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1986.tb00690.x>
- Johnston, A.E.; Poulton, P.R.; Coleman, K.; Macdonald, A.J.; White, R.P., 2017. Changes in soil organic matter over 70 years in continuous arable and ley-arable rotations on a sandy loam soil in England. *European Journal of Soil Science*, 68 (3): 305-316. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12415>
- Jonard, M.; Nicolas, M.; Coomes, D.A.; Caignet, I.; Saenger, A.; Ponette, Q., 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574: 616-628. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.028>
- Joosten, H., 2009. *The Global Peatland CO2 Picture: peatland status and drainage related emissions in all countries of the world*. Ede: Wetlands international, 10 p.
- Kirby, K.J.; Smart, S.M.; Black, H.I.J.; Bunce, R.G.H.; Corney, P.M.; Smithers, R.J., 2005. *Long-term ecological change in British woodland (1971-2001)* English Nature research reports, n°653, 139 p.
- Laganieri, J.; Angers, D.A.; Pare, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16 (1): 439-453. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lal, R., 2008. Soil carbon stocks under present and future climate with specific reference to European ecoregions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (2): 113-127. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-007-9147-x>
- Letten, S.; van Orshoven, J.; van Wesemael, B.; Muys, B.; Perrin, D., 2005a. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. *Global Change Biology*, 11 (12): 2128-2140. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.001074.x>
- Letten, S.; Van Orshoven, J.; van Wesemael, B.; De Vos, B.; Muys, B., 2005b. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. *Geoderma*, 127 (1-2): 11-23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.11.001>
- Leuschner, C.; Wulf, M.; Bauchler, P.; Hertel, D., 2014. Forest Continuity as a Key Determinant of Soil Carbon and Nutrient Storage in Beech Forests on Sandy Soils in Northern Germany. *Ecosystems*, 17 (3): 497-511. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9738-0>
- Liski, J.; Perruchoud, D.; Karjalainen, T., 2002. Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management*, 169 (1-2): 159-175. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127\(02\)00306-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127(02)00306-7)
- Loiseau, P.; Chevallier, T., 2002. Changement d'usage des terres : passage cultures-prairies. In: Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., eds. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise Scientifique Collective*. Paris: INRA.
- Lokupitiya, E.; Paustian, K., 2006. Agricultural soil greenhouse gas emissions: A review of National Inventory Methods. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4): 1413-1427. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0157>
- Lugato, E.; Bampa, F.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Jones, A., 2014. Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biology*, 20 (11): 3557-3567. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12551>

- Lutter, R.; Tullus, A.; Kanal, A.; Tullus, T.; Tullus, H., 2016. The impact of former land-use type to above- and below-ground C and N pools in short-rotation hybrid aspen (*Populus tremula* L. x *P. tremuloides* Michx.) plantations in hemiboreal conditions. *Forest Ecology and Management*, 378: 79-90. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.021>
- Luyssaert, S.; Ciais, P.; Piao, S.L.; Schulze, E.D.; Jung, M.; Zaehle, S.; Schelhaas, M.J.; Reichstein, M.; Churkina, G.; Papale, D.; Abril, G.; Beer, C.; Grace, J.; Loustau, D.; Matteucci, G.; Magnani, F.; Nabuurs, G.J.; Verbeeck, H.; Sulkava, M.; van der Werf, G.R.; Janssens, I.A.; Team, C.-I.S., 2010. The European carbon balance. Part 3: forests. *Global Change Biology*, 16 (5): 1429-1450. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02056.x>
- Martin, M.; Eglin, T.; Bardy, M., 2015. Stockage de carbone dans les sols de grandes cultures: méthodes de comptabilisation à différentes échelles. *Empreinte carbone: évaluer et agir*. Paris: Presses des Mines (collection Développement durable), 111-128.
- Martin, M.P.; Wattenbach, M.; Smith, P.; Meersmans, J.; Jolivet, C.; Boulonne, L.; Arrouays, D., 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8 (5): 1053-1065. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>
- McGrath, M.J.; Luyssaert, S.; Meyfroidt, P.; Kaplan, J.O.; Burgi, M.; Chen, Y.; Erb, K.; Gimmi, U.; McInerney, D.; Naudts, K.; Otto, J.; Pasztor, F.; Ryder, J.; Schelhaas, M.J.; Valade, A., 2015. Reconstructing European forest management from 1600 to 2010. *Biogeosciences*, 12 (14): 4291-4316. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-12-4291-2015>
- Meersmans, J.; Martin, M.P.; Lacarce, E.; De Baets, S.; Jolivet, C.; Boulonne, L.; Lehmann, S.; Saby, N.P.A.; Bispo, A.; Arrouays, D., 2012a. A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (4): 841-851. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0086-9>
- Meersmans, J.; Martin, M.P.; De Ridder, F.; Lacarce, E.; Wetterlind, J.; De Baets, S.; Le Bas, C.; Louis, B.P.; Orton, T.G.; Bispo, A.; Arrouays, D., 2012b. A novel soil organic C model using climate, soil type and management data at the national scale in France. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (4): 873-888. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0085-x>
- Meersmans, J.; van Wesemael, B.; Goidts, E.; van Molle, M.; De Baets, S.; De Ridder, F., 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960-2006. *Global Change Biology*, 17 (1): 466-479. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02183.x>
- Mestdagh, I.; Sleutel, S.; Lootens, P.; Van Cleemput, O.; Beheydt, D.; Boeckx, P.; De Neve, S.; Hofman, G.; Van Camp, N.; Vande Walle, I.; Samson, R.; Verheyen, K.; Lemeur, R.; Carlier, L., 2009. Soil organic carbon-stock changes in Flemish grassland soils from 1990 to 2000. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172 (1): 24-31. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200700132>
- Mignolet, C.; Schott, S., 2017. Couverts végétaux gérés. In: Théron O. (coord.); Tichit M. (coord.); Tibi A. (coord.); Accatino, F.; Biju-Duval, L.; Bockstaller, C.; Bohan, D.; Bonaudo, T.; Boval, M.; Cahuzac, E.; Casellas, E.; Chauvel, B.; Choler, P.; Constantin, J.; Cousin, I.; Daroussin, J.; David, M.; Delacote, P.; Derocles, S.; De Sousa, L.; Domingues Santos, J.P.; Dross, C.; Duru, M.; Eugène, M.; Fontaine, C.; Garcia, B.; Geijzendorffer, I.; Girardin, A.; Graux, A.-I.; Joven, M.; Langlois, B.; Le Bas, C.; Le Bissonnais, Y.; Lelièvre, V.; Lifran, R.; Maigné, E.; Martin, G.; Martin, R.; Martin-Laurent, F.; Martinet, V.; McLaughlin, O.; Meillet, A.; Mignolet, C.; Mouchet, M.; Nozières-Petit, M.-O.; Ostermann, O.P.; Paracchini, M.L.; Pellerin, S.; Peyraud, J.-L.; Petit-Michaut, S.; Picaud, C.; Plantureux, S.; Poméon, T.; Porcher, E.; Puech, T.; Puillet, L.; Rambonilaza, T.; Raynal, H.; Resmond, R.; Ripoche, D.; Ruget, F.; Rulleau, B.; Rush, A.; Salles, J.-M.; Sauvage, D.; Schott, C.; Tardieu, L., eds. *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude*. Paris: INRA, 100-116.
- Mishra, U.; Torn, M.S.; Masanet, E.; Ogle, S.M., 2012. Improving regional soil carbon inventories: Combining the IPCC carbon inventory method with regression kriging. *Geoderma*, 189: 288-295. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.06.022>
- Mulder, V.L.; Lacoste, M.; Richer-de-Forges, A.C.; Martin, M.P.; Arrouays, D., 2016. National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma*, 263: 16-34. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.035>
- Myhre, G.; Myhre, A., 2003. Uncertainties in radiative forcing due to surface albedo changes caused by land-use changes. *Journal of Climate*, 16 (10): 1511-1524. <http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442-16.10.1511>
- Naudts, K.; Chen, Y.Y.; McGrath, M.J.; Ryder, J.; Valade, A.; Otto, J.; Luyssaert, S., 2016. Europe's forest management did not mitigate climate warming. *Science*, 351 (6273): 597-600. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aad7270>
- Nilsson, M.; Sagerfors, J.; Buffam, I.; Laudon, H.; Eriksson, T.; Grelle, A.; Klemetsson, L.; Weslien, P.; Lindroth, A., 2008. Contemporary carbon accumulation in a boreal oligotrophic minerogenic mire - a significant sink after accounting for all C-fluxes. *Global Change Biology*, 14 (10): 2317-2332. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01654.x>
- Nitsch, P.; Kaupenjohann, M.; Wulf, M., 2018. Forest continuity, soil depth and tree species are important parameters for SOC stocks in an old forest (Templiner Buchheide, northeast Germany). *Geoderma*, 310: 65-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.08.041>
- Nugent, K.A.; Strachan, I.B.; Strack, M.; Roulet, N.T.; Rochefort, L., 2018. Multi-year net ecosystem carbon balance of a restored peatland reveals a return to carbon sink. *Global Change Biology*, 24 (12): 5751-5768. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14449>
- Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72 (1): 87-121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2>
- Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Easter, M.; Williams, S.; Killian, K.; Paustian, K., 2010. Scale and uncertainty in modeled soil organic carbon stock changes for US croplands using a process-based model. *Global Change Biology*, 16 (2): 810-822. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01951.x>
- O'Halloran, T.L.; Law, B.E.; Goulden, M.L.; Wang, Z.S.; Barr, J.G.; Schaaf, C.; Brown, M.; Fuentes, J.D.; Gockede, M.; Black, A.; Engel, V., 2012. Radiative forcing of natural forest disturbances. *Global Change Biology*, 18 (2): 555-565. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02577.x>
- Pacaldo, R.S.; Volk, T.A.; Briggs, R.D., 2013. No significant differences in soil organic carbon contents along a chronosequence of shrub willow biomass crop fields. *Biomass & Bioenergy*, 58: 136-142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.10.018>

- Palosuo, T.; Heikkinen, J.; Regina, K., 2015. Method for estimating soil carbon stock changes in Finnish mineral cropland and grassland soils. *Carbon Management*, 6 (5-6): 207-220. <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2015.1131383>
- Paul, K.I.; Polglase, P.J.; Nyakuengama, J.G.; Khanna, P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168 (1-3): 241-257. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Petrescu, A.M.R.; Lohila, A.; Tuovinen, J.P.; Baldocchi, D.D.; Desai, A.R.; Roulet, N.T.; Vesala, T.; Dolman, A.J.; Oechel, W.C.; Marcolla, B.; Fribor, T.; Rinne, J.; Matthes, J.H.; Merbold, L.; Meijide, A.; Kiely, G.; Sottocornola, M.; Sachs, T.; Zona, D.; Varlagin, A.; Lai, D.Y.F.; Veenendaal, E.; Parmentier, F.J.W.; Skiba, U.; Lund, M.; Hensen, A.; Van Huissteden, J.; Flanagan, L.B.; Shurpali, N.J.; Grunwald, T.; Humphreys, E.R.; Jackowicz-Korczynski, M.; Aurela, M.A.; Laurila, T.; Gruning, C.; Corradi, C.A.R.; Schrier-Uijl, A.P.; Christensen, T.R.; Tamstorf, M.P.; Mastepanov, M.; Martikainen, P.J.; Verma, S.B.; Bernhofer, C.; Cescatti, A., 2015. The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (15): 4594-4599. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1416267112>
- Poelplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7): 2415-2427. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Pongratz, J.; Reick, C.; Raddatz, T.; Claussen, M., 2008. A reconstruction of global agricultural areas and land cover for the last millennium. *Global Biogeochemical Cycles*, 22 (3). <http://dx.doi.org/10.1029/2007gb003153>
- Pregitzer, K.S.; Euskirchen, E.S., 2004. Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, 10 (12): 2052-2077. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2004.00866.x>
- Reynolds, B.; Chamberlain, P.M.; Poskitt, J.; Woods, C.; Scott, W.A.; Rowe, E.C.; Robinson, D.A.; Frogbrook, Z.L.; Keith, A.M.; Henrys, P.A.; Black, H.I.J.; Emmett, B.A., 2013. Countryside Survey: National "Soil Change" 1978-2007 for Topsoils in Great Britain-Acidity, Carbon, and Total Nitrogen Status. *Vadose Zone Journal*, 12 (2). <http://dx.doi.org/10.2136/vzj2012.0114>
- Riley, H.; Bakkegard, M., 2006. Declines of soil organic matter content under arable cropping in southeast Norway. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 56 (3): 217-223. <http://dx.doi.org/10.1080/09064710510029141>
- Roskopf, N.; Fell, H.; Zeitz, J., 2015. Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. *Catena*, 133: 157-170. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.004>
- Rotenberg, E.; Yakir, D., 2010. Contribution of Semi-Arid Forests to the Climate System. *Science*, 327 (5964): 451-454. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1179998>
- Rousseau, P., 1990. L'évolution des forêts françaises métropolitaines d'après les statistiques forestières. *Revue forestière française*, 42 (1): 56-65. <http://dx.doi.org/10.4267/2042/26042>
- Roux A. (Coord.); Dhôte J.-F. (Coord.); Achat, D.; Bastick, C.; Colin, A.; Bailly, A.; Bastien, J.-C.; Berthelot, A.; Bréda, N.; Caurla, S.; Carnus, J.-M.; Gardiner, B.; Jactel, H.; Leban, J.-M.; Lobianco, A.; Loustau, D.; Meredieu, C.; Marçais, B.; Martel, S.; Moisy, C.; Pâques, L.; Picart-Deshors, D.; Rigolot, E.; Saint-André, L.; Schmitt, B., 2017. *Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050. Rapport d'étude*. Paris: INRA - IGN, 101 p. + 230 p. (annexes).
- Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Antoni, V.; Lemerrier, B.; Follain, S.; Walter, C.; Schwartz, C., 2008. Changes in soil organic carbon in a mountainous French region, 1990-2004. *Soil Use and Management*, 24 (3): 254-262. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00159.x>
- Saffih-Hdadi, K.; Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (3): 594-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>
- Sagerfors, J.; Lindroth, A.; Grelle, A.; Klemetsson, L.; Weslien, P.; Nilsson, M., 2008. Annual CO₂ exchange between a nutrient-poor, minerotrophic, boreal mire and the atmosphere. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 113 (G1). <http://dx.doi.org/10.1029/2006jg000306>
- Sanderman, J.; Baldock, J.A., 2010. Accounting for soil carbon sequestration in national inventories: a soil scientist's perspective. *Environmental Research Letters*, 5 (3). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/5/3/034003>
- Schils, R.; Kuikman, P.; Liski, J.; Van Oijen, M.; Smith, P.; Webb, J.; Alm, J.; Somogyi, Z.; Van den Akker, J.; Billett, M., 2008. *Review of existing information on the interrelations between soil and climate change. ClimSoil: Final report*. Brussels: European Commission, 208 p. http://nora.nerc.ac.uk/6452/1/climsoil_report_dec_2008.pdf
- Schipper, L.A.; Parfitt, R.L.; Ross, C.; Baisden, W.T.; Claydon, J.J.; Fraser, S., 2010. Gains and losses in C and N stocks of New Zealand pasture soils depend on land use. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (4): 611-617. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.005>
- Schipper, L.A.; Parfitt, R.L.; Fraser, S.; Littler, R.A.; Baisden, W.T.; Ross, C., 2014. Soil order and grazing management effects on changes in soil C and N in New Zealand pastures. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 184: 67-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.11.012>
- Shi, S.W.; Zhang, W.; Zhang, P.; Yu, Y.Q.; Ding, F., 2013. A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. *Forest Ecology and Management*, 296: 53-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.026>
- Skinner, R.H., 2008. High biomass removal limits carbon sequestration potential of mature temperate pastures. *Journal of Environmental Quality*, 37 (4): 1319-1326. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0263>
- Skinner, R.H.; Dell, C.J., 2016. Yield and Soil Carbon Sequestration in Grazed Pastures Sown with Two or Five Forage Species. *Crop Science*, 56 (4): 2035-2044. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2015.11.0711>

- Smith, P.; Nabuurs, G.J.; Janssens, I.A.; Reis, S.; Marland, G.; Soussana, J.F.; Christensen, T.R.; Heath, L.; Apps, M.; Alexeyev, V.; Fang, J.Y.; Gattuso, J.P.; Guerschman, J.P.; Huang, Y.; Jobbagy, E.; Murdiyarso, D.; Ni, J.; Nobre, A.; Peng, C.H.; Walcroft, A.; Wang, S.Q.; Pan, Y.; Zhou, G.S., 2008. Sectoral approaches to improve regional carbon budgets. *Climatic Change*, 88 (3-4): 209-249. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-007-9378-5>
- Smith, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20 (9): 2708-2711. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12561>
- Smith, P.; Davies, C.A.; Ogle, S.; Zanchi, G.; Bellarby, J.; Bird, N.; Boddey, R.M.; McNamara, N.P.; Powlson, D.; Cowie, A.; van Noordwijk, M.; Davis, S.C.; Richter, D.D.; Kryzanowski, L.; van Wijk, M.T.; Stuart, J.; Kirton, A.; Eggar, D.; Newton-Cross, G.; Adhya, T.K.; Braimoh, A.K., 2012. Towards an integrated global framework to assess the impacts of land use and management change on soil carbon: current capability and future vision. *Global Change Biology*, 18 (7): 2089-2101. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2012.02689.x>
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- Taghizadeh-Toosi, A.; Christensen, B.T.; Hutchings, N.J.; Vejlin, J.; Katterer, T.; Glendining, M.; Olesen, J.E., 2014a. C-TOOL: A simple model for simulating whole-profile carbon storage in temperate agricultural soils. *Ecological Modelling*, 292: 11-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.016>
- Taghizadeh-Toosi, A.; Olesen, J.E.; Kristensen, K.; Elsgaard, L.; Ostergaard, H.S.; Laegdsmand, M.; Greve, M.H.; Christensen, B.T., 2014b. Changes in carbon stocks of Danish agricultural mineral soils between 1986 and 2009. *European Journal of Soil Science*, 65 (5): 730-740. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12169>
- Thérond O. (coord.); Tichit M. (coord.); Tibi A. (coord.); Accatino, F.; Biju-Duval, L.; Bockstaller, C.; Bohan, D.; Bonaudo, T.; Boval, M.; Cahuzac, E.; Casellas, E.; Chauvel, B.; Choler, P.; Constantin, J.; Cousin, I.; Daroussin, J.; David, M.; Delacote, P.; Derocles, S.; De Sousa, L.; Domingues Santos, J.P.; Dross, C.; Duru, M.; Eugène, M.; Fontaine, C.; Garcia, B.; Geijzendorffer, I.; Girardin, A.; Graux, A.-I.; Jouven, M.; Langlois, B.; Le Bas, C.; Le Bissonnais, Y.; Lelièvre, V.; Lifran, R.; Maigné, E.; Martin, G.; Martin, R.; Martin-Laurent, F.; Martinet, V.; McLaughlin, O.; Meillet, A.; Mignolet, C.; Mouchet, M.; Nozières-Petit, M.-O.; Ostermann, O.P.; Paracchini, M.L.; Pellerin, S.; Peyraud, J.-L.; Petit-Michaut, S.; Picaud, C.; Plantureux, S.; Poméon, T.; Porcher, E.; Puech, T.; Puillet, L.; Rambonilaza, T.; Raynal, H.; Resmond, R.; Ripoche, D.; Ruget, F.; Rulleau, B.; Rush, A.; Salles, J.-M.; Sauvart, D.; Schott, C.; Tardieu, L., 2017. *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude*. Paris: INRA, 966 p.
- van Wesemael, B.; Paustian, K.; Andren, O.; Cerri, C.E.P.; Dodd, M.; Etchevers, J.; Goidts, E.; Grace, P.; Katterer, T.; McConkey, B.G.; Ogle, S.; Pan, G.X.; Siebner, C., 2011. How can soil monitoring networks be used to improve predictions of organic carbon pool dynamics and CO₂ fluxes in agricultural soils? *Plant and Soil*, 338 (1-2): 247-259. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0567-z>
- Wang, X.Y.; VandenBygaart, A.J.; McConkey, B.C., 2014. Land Management History of Canadian Grasslands and the Impact on Soil Carbon Storage. *Rangeland Ecology & Management*, 67 (4): 333-343. <http://dx.doi.org/10.2111/rem-d-14-00006.1>
- Wu, J.H.; Roulet, N.T., 2014. Climate change reduces the capacity of northern peatlands to absorb the atmospheric carbon dioxide: The different responses of bogs and fens. *Global Biogeochemical Cycles*, 28 (10): 1005-1024. <http://dx.doi.org/10.1002/2014gb004845>
- Wylleman, R.; Mary, B.; Machet, J.; Guérif, J.; Degrendel, M., 2001. Evolution des stocks de matière organique dans les sols de grande culture: analyse et modélisation. *Perspectives agricoles*, 206: 16-19.
- Xue, Y.K.; Shukla, J., 1993. The influence of land-surface properties on Sahel climate .1. Desertification. *Journal of Climate*, 6 (12): 2232-2245. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442\(1993\)006<2232:tiolsp>2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(1993)006<2232:tiolsp>2.0.co;2)
- Yagasaki, Y.; Shirato, Y., 2014a. Assessment on the rates and potentials of soil organic carbon sequestration in agricultural lands in Japan using a process-based model and spatially explicit land-use change inventories - Part 1: Historical trend and validation based on nationwide soil monitoring. *Biogeosciences*, 11 (16): 4429-4442. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-11-4429-2014>
- Yagasaki, Y.; Shirato, Y., 2014b. Assessment on the rates and potentials of soil organic carbon sequestration in agricultural lands in Japan using a process-based model and spatially explicit land-use change inventories - Part 2: Future potentials. *Biogeosciences*, 11 (16): 4443-4457. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-11-4443-2014>

3.6. Etat des connaissances sur des pratiques réputées « stockantes » en forêt

Auteurs : Laurent Augusto, Lauric Cecillon, Laurent Saint André

Principaux enseignements de cette section :

- *Du fait de stocks unitaires élevés (100 tC/ha sur l'horizon 0-100 cm) et des surfaces concernées (16,9 millions d'hectares) les sols forestiers constituent un réservoir de C important. L'enjeu principal est de préserver ce stock (cf. section 3.5).*
- *La conversion de terres arables par plantation de peuplements forestiers récents (type accrus naturels sur terres arables abandonnées) avec des essences adaptées aux changements climatiques et à forte production en biomasse constitue un puits de COS fort et durable (> 0,50 tC/ha/an), au même titre que l'afforestation d'anciennes terres arables (cf. section 3.5).*
- *Certaines pratiques peuvent impacter négativement le stock de COS (préparation du sol avant plantation, contrôle du sous-bois, raccourcissement des révolutions, etc.) mais favorisent la croissance des arbres et donc la séquestration de carbone dans la biomasse. Ces effets contraires rendent difficiles l'évaluation des pratiques qui sont de fait intégrées dans un itinéraire sylvicole complet.*
- *La récolte intensive de biomasse est susceptible de réduire le stock de COS, notamment lorsqu'aucun menu bois n'est laissé au sol.*
- *Dans les forêts anciennes et gérées (publiques et privées) de France métropolitaine, aucun levier de gestion ne permet d'augmenter de manière certaine la séquestration de COS observée par rapport à la ligne de base conservatrice retenue : +0,17 tC/ha/an (cf. section 3.5). Pour ces forêts, l'ambition est de conserver leur capital de séquestration de COS en évitant le sol nu (conserver un couvert végétal que ce soit en régénération naturelle de futaie régulière ou en futaie irrégulière, avec une préparation du sol minimale), et en adoptant des durées de rotation entre deux éclaircies supérieures aux pratiques actuelles.*
- *Les peuplements forestiers en situation de sur-stockage et en position d'être exploités, ainsi que les peuplements forestiers récents (type accrus naturels sur prairies anciennes), présentent un risque de déstockage de COS mais qui peut être modulé par la gestion sylvicole.*

3.6.1. Introduction

Les forêts occupent actuellement 16,9 millions d'hectares soit 31% du territoire métropolitain (source IFN ; <https://inventaire-forestier.ign.fr>).

La section 3.5 a souligné la grande diversité de la forêt métropolitaine française, en termes d'altitude et de climat, de matériau parental et de type de sol, d'essence forestière, ainsi que de type de propriété (privée ou publique). Cette hétérogénéité a généré des modes de gestion sylvicole contrastés d'un site à un autre. A un bout du gradient, les forêts sont gérées de manière relativement intensive (peuplements mono-spécifiques d'âge uniforme ; rotations sylvicoles relativement courtes (*i.e.* quelques décennies ; renouvellement des peuplements par coupe-rase et plantation ; travaux mécanisés ; taux de récolte de biomasse élevé), avec d'importants exports de carbone du système par l'homme. Ce type de forêts se rencontre notamment dans les pinèdes landaises, les douglasiaies limousines et du Morvan et, dans une moindre mesure, dans les hêtraies de plaine. A l'autre bout du gradient, il existe de nombreux peuplements forestiers qui ne sont presque pas gérés, voire qui sont totalement à l'abandon. Ce type de forêts peut se rencontrer principalement dans les zones de déprises agricoles (*i.e.* nouvelles forêts spontanées), les régions où le parcellaire est très morcelé et où il y a absence d'une filière industrielle pouvant acheter les récoltes, les secteurs très difficiles d'accès (cas de certaines forêts de montagne), et dans les régions où les forêts présentent des récoltes de faibles qualité du fait de la gestion passée (*e.g.* beaucoup de forêts méditerranéennes dégradées). Ces modes de gestion sylvicole contrastés interviennent directement sur les entrées et les sorties de carbone du sol. Ils sont donc susceptibles de modifier, à la hausse ou à la baisse, les quantités de carbone organique du sol (COS) stockées, mais également les quantités de carbone stockées dans

les autres compartiments des écosystèmes forestiers (bois mort ; biomasse aérienne et souterraine ; e.g. Jandl *et al.*, 2007). Cette section propose un point sur les connaissances concernant l'influence de la gestion forestière, dans l'ensemble de ses composantes techniques et temporelles, sur la séquestration de COS en forêt française métropolitaine. Il est basé sur l'état des recherches scientifiques portant sur les forêts tempérées ou boréales à travers le monde.

Parmi les opérations de gestion sylvicole susceptibles d'affecter la séquestration de COS, on peut distinguer deux grandes catégories de pratiques : la **récolte de biomasse** et la **gestion du couvert forestier**.

3.6.2. Récolte de biomasse

Lors de la récolte, le forestier modifie temporairement (au moins jusqu'à fermeture du couvert) d'une part les entrées de carbone dans le sol (par exemple des chutes de litière diminuées ou supprimées, ou des apports de résidus d'exploitation additionnels), et d'autre part les sorties de COS (par exemple une décomposition accrue de la couche de litière, d'autant plus que le stock de COS initial est important et que la mise en lumière est forte). En France, l'exploitation forestière conventionnelle prélève seulement une partie de la production annuelle de biomasse. Le taux de prélèvement (*i.e.* le rapport des prélèvements sur la production nette (production brute à laquelle on a soustrait la mortalité)) est en moyenne de 54% (source : <https://inventaire-forestier.ign.fr>) même si de fortes disparités existent selon les régions françaises et la propriété forestière (privée ou public). Ce taux de prélèvement pourrait être amené à augmenter dans les décennies à venir, la France ayant pour objectif de développer le volet « biomasse » du panel énergétique national. Cette augmentation de la récolte induit de nouvelles pratiques de gestion qui, pour certaines d'entre elles, peuvent être « déstockantes » vis-à-vis du COS en particulier pour les peuplements en situation de sur-stockage de bois.

3.6.2.1. Arrêt des récoltes de biomasse (abandon de la gestion sylvicole)

Avant d'aborder les effets de différentes modalités de récolte de biomasse en forêt, il convient d'étudier les conséquences de l'absence totale de gestion et donc de récolte de biomasse sur la séquestration de COS. Sur des pas de temps courts, relativement aux forêts (quelques décennies au siècle), les études ne relatent pas de séquestration additionnelle due à la non-gestion de forêts anciennes (Cécillon *et al.*, 2017 ; Krueger *et al.*, 2017 ; Schöning *et al.*, 2013 ; Puhlick *et al.*, 2016 ; Powers *et al.*, 2011, 2012), même si des contre-exemples existent (Christophel *et al.*, 2013). Cette absence d'effet apparent s'explique probablement par le fait que les taux de séquestration de COS des forêts très anciennes (plusieurs siècles voire millénaires) sont très faibles (de l'ordre de 0,05 à 0,10 tC/ha/an d'après une chronoséquence (Schlesinger, 1990) ; voir aussi Dean *et al.* (2017) pour une approche par modélisation).

3.6.2.2. Récolte (partielle ou totale) des troncs

La récolte des troncs des arbres constitue la récolte conventionnelle de biomasse en forêt. Cela implique que les autres compartiments de l'arbre (houppiers = branches + feuillage ; souches ; racines) étaient appelés par défaut « rémanents », du fait même qu'ils étaient laissés sur place. A présent, ces compartiments sont également susceptibles d'être récoltés (*cf.* ci-dessous). En ce qui concerne les récoltes de troncs, on distingue les « éclaircies » et les « coupes rases ». Les premières sont des récoltes partielles du peuplement forestier (souvent exprimé en % d'arbres récoltés) alors que les secondes impliquent la collecte de tous les arbres du peuplement (généralement avant la plantation ou le semis d'un nouveau peuplement).

Il existe une littérature abondante concernant l'effet d'une éclaircie sur les stocks de carbone organique du sol. Il y a ainsi un consensus d'études de cas (Cheng *et al.*, 2013 ; Hoover, 2011 ; Jurgensen *et al.*, 2012 ; Kim *et al.*, 2016 ; Powers *et al.*, 2011 ; Ruiz-Peinado *et al.*, 2016 ; Scott *et al.*, 2004 ; Skovsgaard *et al.*, 2006) et même de synthèses ou de méta-analyses (Noormets *et al.*, 2015 ; Jandl *et al.*, 2007 ; Zhou *et al.*, 2013 ; Achat *et al.*, 2015b) pour dire qu'une éclaircie n'affecte pas significativement les stocks de carbone organique des horizons minéraux du sol (Tableau 3.6-1). Les résultats sont différents pour la couche de litière et les débris ligneux grossiers. Pour ces derniers, les pertes sont importantes (Powers *et al.*, 2011), en moyenne de 20-25% du stock initial (Achat *et al.*, 2015b), soit de l'ordre de 1-4 tC/ha. En ce qui concerne la couche de litière, les éclaircies peuvent avoir un effet négatif, mais qui n'est pas systématique (*cf.* références ci-dessus ainsi que Bravo-Oviedo *et al.*, 2015 ; Novak *et*

Slodick, 2004 ; Powers *et al.*, 2012 ; Vesterdal *et al.*, 1995). Cette hétérogénéité des résultats s'explique par l'intensité de l'éclaircie : les pertes de carbone organique de la litière augmentent linéairement avec l'intensité de l'éclaircie (Achat *et al.*, 2015b). Par exemple, les effets sont négligeables en deçà d'un taux d'éclaircie d'environ 30-40%. A l'inverse, au-delà de 55% d'éclaircie, les pertes en carbone sont de l'ordre de -40% du COS de la couche de litière (Achat *et al.*, 2015b), soit une perte de 2 à 8 tC/ha.

De même que pour les éclaircies, les coupe-rases ont fait l'objet de nombreuses études (*e.g.* Berg *et al.*, 2009 ; Busse *et al.*, 2009 ; Hoover, 2011). Si leurs effets sur les stocks de COS font l'objet de méta-analyses aux conclusions divergentes (Noormets *et al.*, 2015 ; Achat *et al.*, 2015b ; Johnson 1992 ; Johnson et Curtis, 2001 ; Nave *et al.*, 2010), cela peut s'expliquer par la profondeur de sol considérée et les interactions avec d'autres pratiques de gestion. En effet, lorsque seules la couche de litière et la partie supérieure du profil minéral sont prises en compte (ce qui constitue l'essentiel des données publiées), la coupe-rase diminue significativement les stocks de COS (Achat *et al.*, 2015b ; Johnson et Curtis, 2001 ; Nave *et al.*, 2010), en moyenne de 10-15% des stocks initiaux. Cet effet moyen est accentué par d'autres perturbations liées aux opérations de préparation du site pour la régénération des peuplements forestiers comme le « slash and burn » ou le travail du sol (*cf.* section 3.6.3.1.2), et par la taille du stock de COS initial (Dean *et al.*, 2017 ; Achat *et al.*, 2015b ; Johnson 1992). Toutefois, lorsque l'ensemble du profil de sol est pris en compte, l'effet moyen de la coupe-rase sur le stock de COS devient non-significatif, même si une tendance subsiste (-6% ; Achat *et al.*, 2015b, soit une perte moyenne supérieure à 5 tC/ha en forêt métropolitaine française ; Tableau 3.6-1) qui pourrait devenir significative si plus de données étaient disponibles. Cette atténuation de l'effet de la coupe-rase avec la prise en compte du profil de sol complet s'explique par le fait qu'une partie du COS qui est perdu en surface n'est pas minéralisé mais redistribué plus en profondeur (par lixiviation, lessivage, ou enfouissement par le travail du sol).

Tableau 3.6-1.- Effet des pratiques de gestion sylvicole sur la séquestration de carbone organique dans les sols forestiers tempérés

Actions du forestier	Sens de l'effet sur le stock de carbone organique du sol	Magnitude de l'effet
Eclaircie	↔ Dépend du stock de C initial	/
Coupe-rase	↘ Surtout en cas de perturbation du sol	-5 tC/ha (NS)
Récolte des souches	↔ Mal connu sous climat tempéré	/
Récolte des houppiers	↘ Effet fonction du climat?	-10 tC/ha
Plantation (comparaison à la régénération naturelle)	↘ Le groupe « régénération naturelle » inclue des forêts primaires	-25 tC/ha
Conversion d'accrus naturels récents par plantation	↗ Cas des accrus naturels sur d'anciennes terres arables, essences adaptées au CC	+0.5 tC/ha/an
Préparation mécanisée du site	↘ Essentiellement dans la couche de litière	-4 tC/ha
Densité de plantation	↔ Besoin de suivi à long terme	/
Diversité du peuplement	? Besoin de suivi à long terme	/
Identité du peuplement	? Besoin de suivi à long terme	/
Régime sylvicole	? Effet de l'historique du site	/
Structure d'âge du peuplement	? Effet de l'historique du site	/
Durée de rotation	? Effet de l'historique du site	/
Fertilisation azotée	↔ Effet très variable	/
Apport de cendres	↔ Dépend du stock de C initial	/
Apport de produits résiduaux organiques	↗ Transfert latéral de fertilité et de C	+20 tC/ha

- ↗ Hausse du stock de COS
- ↘ Baisse du stock de COS
- ↔ Stock de COS invariant
- ? Effet inconnu sur le stock de COS

3.6.2.3. Récolte des souches et des racines

La récolte des systèmes racinaires (*i.e.* les souches avec plus ou moins de racines selon les techniques employées ; nommées ci-dessous « souches » par commodité) est une pratique qui s'est récemment beaucoup développée en Scandinavie afin de répondre à un double objectif : (1) alimenter les filières bois-énergie (Melin *et al.*, 2010) et (2) réduire les risques de maladies pour les nouvelles plantations (les souches étant des réceptacles naturels de champignons pouvant s'attaquer à des plantules ; Vasaitis *et al.*, 2008 ; Cleary *et al.*, 2013). Ce manque de recul a pour conséquence que les connaissances actuelles sont relativement limitées (Walmsley et Godbold, 2010) et pour l'essentiel circonscrit à la Suède et à la Finlande (Persson, 2012 ; voir Zabowski *et al.*, 2008 pour une exception).

Les modèles simulant les récoltes de souches en forêt concluent que cette pratique pourrait réduire – de manière modérée – les stocks de COS (Melin *et al.*, 2009 ; Eliasson *et al.*, 2013). Toutefois, ces simulations sont contredites par les essais *in situ*. Ainsi, la récolte des souches n'entraîne généralement aucun déstockage de COS (Strömgren *et al.*, 2013 ; Jurevics *et al.*, 2016), ou alors d'amplitude très faible et généralement statistiquement non-significative (Hyvönen *et al.*, 2016 ; Tableau 3.6-1), qui peut être compensée par une augmentation de la séquestration de carbone dans la biomasse (Egnell *et al.*, 2015). Ce résultat peut s'expliquer par le fait que les souches et les racines grossières mettent des décennies à se décomposer (Palviainen *et al.*, 2010 ; Shorohova *et al.*, 2008) et que la perturbation des sols induites par la récolte de souches n'entraîne pas de sur-minéralisation du carbone du sol (Strömgren *et al.*, 2017 ; Persson *et al.*, 2017). Si la conclusion logique de cet examen de la littérature est que la récolte de souches n'a pas ou peu d'effet sur les stocks de COS, il convient néanmoins d'émettre une réserve. Comme cela a été indiqué plus haut, l'essentiel des connaissances actuelles concerne seulement deux pays européens de forêt boréale. Dans une étude américaine en forêt tempérée, il apparaît que la récolte de souches provoque un déstockage de 24% du COS (Zabowski *et al.*, 2008). Or, une méta-analyse récente sur les effets des récoltes de houppiers conclut à une forte interaction entre le type de forêt et les effets sur les stocks de carbone (*cf.* ci-dessous). Dans ce cas, l'effet des récoltes des houppiers était bien plus important dans les forêts tempérées que dans les forêts boréales (Achat *et al.*, 2015b). Si le même type d'interactions est extrapolé à la récolte de souches, il reste possible que la récolte de souches ait un effet significativement négatif sur les stocks de COS des forêts tempérées françaises. Ces pertes putatives restent cependant inconnues, faute d'études ad hoc.

3.6.2.4. Récolte des houppiers

Les récoltes des houppiers posent des questions importantes concernant la durabilité de la gestion forestière et la fertilité des sols du fait d'une exportation forte en éléments minéraux (Olsson *et al.*, 1996 ; Stupak *et al.*, 2007 ; Thiffault *et al.*, 2011 ; Wall, 2008 et 2012). En ce qui concerne les effets sur les stocks de COS, une méta-analyse récente indique que la perte de carbone est d'autant plus grande que le nombre de compartiments du houppier récoltés est importante (Achat *et al.*, 2015a). Ainsi, c'est la récolte complète des houppiers (branches + brindilles + feuillage) qui conduit aux pertes maximales de carbone du sol (-24% dans la couche de litière). Les pertes sont encore aggravées si, en plus des houppiers, la litière au sol est récoltée (pratique du « litter raking » ou en français « soufrage » ; -45% du COS de la litière et de -11% à -24% de COS dans les horizons minéraux de surface ; Achat *et al.*, 2015a). Sur l'ensemble du profil de sol, la récolte des houppiers entraîne en moyenne une perte de 11% de COS (Achat *et al.*, 2015b), soit en forêt métropolitaine française, une perte de COS moyenne supérieure à 10 tC/ha sur l'ensemble du profil de sol (Tableau 3.6-1).

Il convient de nuancer ce résultat moyen car il n'est pas systématique : tous les écosystèmes ayant été l'objet d'une récolte des houppiers ne voient pas leur stock de COS décroître. Une partie de cette variabilité s'explique par une interaction avec le type de forêt. En effet, les pertes sont très faibles – voire nulles – en forêts boréales, mais augmentent en forêts tempérées via une corrélation positive avec des variables climatiques (température moyenne annuelle, évapotranspiration ; Achat *et al.*, 2015b). Il n'existe pas assez de données pour conclure sur les forêts méditerranéennes.

En conclusion de cette section 3.6.2, un consensus scientifique se dégage pour démontrer que la récolte des houppiers en forêt, en plus de poser de sérieuses questions concernant la fertilité des sols, entraîne un déstockage de COS d'autant plus fort que le nombre de compartiments du houppier (branches, brindilles et feuillage) récoltés est important. En revanche, une éclaircie (récolte partielle des troncs) n'affecte pas significativement les stocks de COS lorsque le taux d'éclaircie est inférieur à 35%. Les coupe-rases n'affectent pas non plus de manière

significative (malgré une tendance à la baisse) les stocks de COS à l'échelle du profil de sol, tout comme la récolte des souches, en l'état actuel des connaissances (Tableau 3.6-1).

3.6.3. Gestion du couvert végétal de l'écosystème

3.6.3.1. Régénération du peuplement forestier

3.6.3.1.1. Plantation versus régénération naturelle

Deux grands modes de régénération des peuplements forestiers sont pratiqués : la régénération naturelle ou la plantation. Dans deux méta-analyses globales comparant des paires de sites en forêt régénérées par plantation ou en régénération naturelle (*i.e.* regroupant des forêts primaires ou secondaires), Liao *et al.* (2010, 2012) ont montré une perte systématique de COS pour les forêts régénérées par plantation par rapport à celles en régénération naturelle. Ces pertes de COS sont significatives dans la couche de litière (stock de carbone organique de 5,1 tC/ha en moyenne sous plantation contre 6,1 tC/ha en moyenne sous régénération naturelle, toutes situations confondues) comme dans la couche de sol minéral (0–30 cm en moyenne, avec 103,9 tC/ha en moyenne sous plantation contre 128,8 tC/ha en moyenne sous régénération naturelle, toutes situations confondues) et ce en tenant compte des changements de densité apparente. Cette différence de stockage pourrait être liée au fait que les forêts en régénération naturelle de ces études sont pour partie des forêts primaires, avec des stocks de COS probablement à l'équilibre. Ces deux méta-analyses ne précisent pas si les pertes de COS observées sous forêts plantées sont plus fortes lorsqu'elles sont comparées à des forêts primaires en régénération naturelle par rapport à des forêts secondaires en régénération naturelle. Ainsi, elles ne permettent pas de conclure si la différence observée avec les plantations est la conséquence du type de régénération et/ou du caractère primaire de certaines forêts.

Par ailleurs, lors de la conversion de forêts récentes (type accrus naturels) par plantation d'essences ligneuses à croissance rapide, une forte séquestration de COS ($> 0,50$ tC/ha/an) est observée lorsque la forêt se situe sur d'anciennes terres arables (Poeplau *et al.*, 2011 ; Tableau 3.5-3). Les effets positifs sur la séquestration de COS de cette pratique seront durables si les essences choisies sont adaptées aux changements climatiques.

Il apparaît donc que, d'une manière générale, la plantation est une pratique d'installation des peuplements qui n'a pas d'incidence négative sur les stocks de COS lorsque ceux-ci sont initialement bas, comme sur des anciennes terres arables. A l'inverse, lorsque les stocks initiaux de COS sont très élevés, il y a un risque de déstockage probablement lié à la perturbation du sol (*cf.* ci-dessous) et à la suppression temporaire d'apport de litière. Dans ce cas de figure, la régénération naturelle semble plus à même à maintenir les stocks car elle maintient un couvert végétal permanent au sol.

3.6.3.1.2. Préparation du sol lors de la régénération du peuplement forestier

La préparation du site intervient lors de la phase de régénération du peuplement forestier, elle vise à favoriser la croissance et la survie des plants ou des semis, en supprimant la végétation en concurrence avec les essences d'intérêt économique, en améliorant le pédoclimat (humidité, température et aération du sol), en augmentant la disponibilité des nutriments (à condition qu'il y ait un couvert végétal suffisant pour capter les éléments avant qu'ils ne soient lessivés), et en réduisant les dommages causés par les insectes (Schmidt *et al.*, 1996 ; Jandl *et al.*, 2007 ; van Miegroet et Olsson, 2011). La préparation du site comprend l'ensemble des travaux d'aménagements lors de l'installation (*i.e.* afforestation) ou la régénération (assistée) d'un peuplement forestier.

Les effets possibles sur les stocks de COS liés à la préparation mécanisée du site incluent l'augmentation de la décomposition du COS, l'accélération de l'érosion (Paul *et al.*, 2002), une modification du lessivage du carbone organique dissous ainsi qu'une modification des entrées de carbone dans le sol via des effets sur la végétation (van Miegroet et Olsson, 2011). Ces effets viennent s'additionner aux effets sur la séquestration de COS liés à la récolte de biomasse (James et Harrison, 2016) décrits plus haut.

Plusieurs revues ont étudié l'effet de différentes techniques de préparation mécanisée du site sur la séquestration de COS (*e.g.* Johnson, 1992 ; Paul *et al.*, 2002 ; Jandl *et al.*, 2007 ; Laganière *et al.*, 2010 ; Nave *et al.*, 2010 ; van Miegroet et Olsson, 2011 ; James et Harrison, 2016). Historiquement, l'effet généralement admis de la préparation mécanisée du site sur les stocks de COS était une décroissance (perte de COS) initiale alors qu'aucun effet n'était

visible à long-terme (au-delà de 40-60 ans ; Paul *et al.*, 2002). Dès 1992, Johnson identifiait des effets sur les stocks de COS variables selon le site et la technique de préparation mise en œuvre. Il pointait la difficulté à déterminer si les pertes de COS observées résultaient d'une minéralisation du COS ou d'un simple déplacement latéral lié à l'activité des engins (Johnson, 1992). Malgré les problèmes d'échantillonnage dans les études compilées (Paul *et al.*, 2002), problèmes qui sont accentués par la forte hétérogénéité spatiale des stocks de COS engendrée par différentes techniques mécanisées de préparation du site (Quibel, 2015), quelques tendances ressortent de l'examen de la littérature.

Dans leur revue, Nave *et al.* (2010) identifient le labour comme une technique mécanisée de préparation du site pouvant diminuer les stocks de COS en surface (-20%), notamment dans certains types de sol. Récemment, James et Harrison (2016) ont étendu la base de données de Nave *et al.* (2010) et ont identifié une perte de COS substantielle liée au labour dans la couche de litière (-37% en moyenne avec une forte variabilité, soit une perte d'environ 4 tC/ha en forêt française métropolitaine ancienne ; Tableau 3.6-1), mais pas dans le sol minéral (James et Harrison, 2016). De même, dans une autre méta-analyse, Laganière *et al.* (2010) ont montré que les plantations d'afforestation ayant subies une perturbation minimale du sol lors de la préparation du site (plantation manuelle ou autre opération non intensive) voient leur stock de COS (couche 0-30 cm) augmenter plus vite (+19%) sur une période de 20 ans que les sites ayant subi une perturbation plus intense (+4% ; préparation mécanisée du sol avec labour, formation mécanisée de billon et/ou de tranchées, plantation à l'aide d'engins).

D'autres techniques de préparation du site sont parfois employées, comme l'incinération des rémanents et autres débris végétaux issus de l'exploitation forestière, afin de faciliter la régénération du peuplement forestier. Il s'agit de feux contrôlés et de faible intensité, à ne pas confondre avec les perturbations liées aux incendies de forêts. Néanmoins cette pratique, conduisant à une perte en éléments nutritifs forte (notamment en azote), est réservée à des cas extrêmes de difficulté de régénération. La revue de Johnson (1992) donne quelques éléments quant aux effets de cette pratique de gestion sylvicole sur les stocks de COS, avec généralement peu d'effets observés à long-terme sur la séquestration de carbone organique dans les sols. Dans leur revue plus récente, James et Harrison (2016) montrent que le brûlis après récolte diminue les stocks de COS (couche de litière + horizons minéraux du sol, généralement couche 0-30 cm) de manière significative (-15%), avec une perte plus importante dans la litière (-41%). La pratique du brûlis des rémanents et autres débris végétaux peut également être mise en œuvre dans l'objectif de réduire le risque d'incendies de forêts, notamment en zone méditerranéenne, ce qui peut contribuer (lorsqu'il est bien maîtrisé et qu'il n'entraîne pas d'érosion du sol) à maintenir le stock de carbone global de l'écosystème forestier (biomasse sur pied, bois mort, litière et sol) à un niveau élevé de manière durable (Ruiz-Peinado *et al.*, 2017).

Au-delà de leurs effets généralement négatifs sur les stocks de COS, il est important de rappeler que les opérations de préparation du site entraînent souvent une augmentation de la séquestration de carbone dans la biomasse (*i.e.* en améliorant la croissance des arbres) susceptible de compenser les pertes de COS qu'elles génèrent, voire de constituer un puits net de carbone à l'échelle de l'écosystème forestier (Jandl *et al.*, 2007).

3.6.3.1.3. Pratiques de gestion du sous-bois

En forêt, les essences ligneuses d'intérêt économique, dites « commerciales » ou « objectif » sont accompagnées par un riche cortège d'espèces des strates herbacées et arbustives, des mousses, des fougères et autres bryophytes (Frochot *et al.*, 2002). La végétation accompagnatrice peut-être en compétition pour les ressources (lumière, eau, éléments nutritifs) avec les essences d'intérêt économique, pouvant perturber voire empêcher la croissance des jeunes semis ou des jeunes plants. Le contrôle (*i.e.* la réduction ou l'élimination temporaire) de la végétation accompagnatrice est ainsi une pratique de gestion sylvicole employée pour favoriser la croissance des essences ligneuses d'intérêt économique, principalement durant les stades jeunes des arbres. Cette pratique de gestion peut avoir recours au travail du sol lors la plantation (*cf.* section précédente sur la préparation du site lors de la régénération des peuplements forestiers), à des paillages, des arrachages manuels ou à des herbicides, ou encore à des animaux exerçant une pression d'herbivorie sur la végétation accompagnatrice. Certaines pratiques de gestion du sous-bois incluent également le remplacement (par semis) de la végétation accompagnatrice spontanée par une végétation potentiellement bénéfique à la croissance des essences d'intérêt économique.

Lorsque le contrôle du sous-bois est ponctuel, ou lorsqu'il est répété sur seulement quelques années, les effets sur le COS ne montrent pas de tendance systématique (Zhang *et al.*, 2014 et 2015 ; Wang *et al.*, 2014 ; Wan *et al.*, 2015). A l'inverse, lorsque le sous-bois est contrôlé de manière répétée sur une à plusieurs décennies, une baisse du COS est généralement observée avec une amplitude variable selon les études (Powers *et al.*, 2013 ;

Shan *et al.*, 2001 ; Wu *et al.*, 2014 ; Dietzen *et al.*, 2017). Malgré la réduction plus ou moins forte du stock de COS liée à la suppression de la végétation accompagnatrice, le stock de carbone organique total de l'écosystème forestier est souvent amélioré (notamment via le compartiment biomasse sur pied, voire celui de la couche de litière) par ces pratiques de gestion sylvicole (*e.g.* Shan *et al.*, 2001).

Très peu d'études sur l'effet sur la séquestration de COS de pratiques alternatives de contrôle de la végétation accompagnatrice sont disponibles (Zhang *et al.*, 2014 et 2015 ; Bowie *et al.*, 2016). Des études à long-terme et concernant l'ensemble du profil de sol sont donc nécessaires pour évaluer le bilan carbone de ces techniques alternatives.

3.6.3.2. Structure du peuplement forestier

3.6.3.2.1. Structure d'âges

On distingue les peuplements forestiers dont les arbres appartiennent à la même classe d'âge (forêt équiennne) des peuplements dont les arbres appartiennent à plusieurs classes d'âge (forêt non-équiennne). Cependant, la structure d'âges d'un peuplement forestier est en grande partie le résultat du régime sylvicole mis en œuvre (*cf.* section 3.6.3.3.). Il est donc très difficile de comparer des forêts équiennnes et des forêts non-équiennnes « toutes choses égales par ailleurs ». Les quelques études portant sur cette comparaison suggèrent que les forêts non-équiennnes séquestrent légèrement plus de COS que les forêts équiennnes (Pötzelsberger et Hasenauer, 2015 ; Jonard *et al.*, 2017). Toutefois, ces résultats restent difficiles à quantifier et ne sont pas systématiques (Powers *et al.*, 2011 ; Tableau 3.6-1).

3.6.3.2.2. Composition spécifique

La composition spécifique des peuplements peut affecter les stocks de COS au travers de deux leviers : (1) la biodiversité (*i.e.* le nombre d'espèces d'arbre présentes), et (2) l'identité (*i.e.* la nature de l'espèce – ou des espèces – présente(s)). Par ailleurs, chacun de ces deux leviers peut avoir une influence sur la séquestration de carbone via deux processus : (i) une croissance plus rapide induisant des flux plus importants de nécromasse vers le sol, et (ii) une modification des conditions physico-chimiques et biologiques du sol pouvant conduire à plus d'accumulation ou de stabilisation de matières organiques.

Il existe à présent beaucoup de travaux comparant la productivité de peuplements mélangés à des peuplements monospécifiques. L'idée généralement avancée par ces études est que la biodiversité augmente la productivité ; c'est le concept de « overyielding ». Bien que ce concept pose des questions méthodologiques qui perturbent les comparaisons entre études (Hulvey *et al.*, 2013), et même si cette tendance est loin d'être rapportée de manière systématique (*e.g.* Sullivan *et al.*, 2017 ; Grossiord *et al.*, 2014), il semble que la biodiversité puisse augmenter la productivité, ou tout du moins peut la rendre moins sensible aux aléas, notamment climatiques (Jucker *et al.*, 2014 ; Morin *et al.*, 2014). Toutefois, l'effet de la biodiversité sur le carbone du sol est dans le meilleur des cas faible-moderé (Dawud *et al.*, 2016 et 2017 ; Wang *et al.*, 2013), voire non-significatif (*e.g.* Brunel *et al.*, 2017 ; Wiesmeier *et al.*, 2013). En l'état des connaissances, il est impossible de quantifier le gain en termes de séquestration de carbone du sol. Une gamme raisonnable et conservatrice de valeurs est 0-10% de gain (Dawud *et al.*, 2016 ; Wang *et al.*, 2013), soit en forêt métropolitaine française, un gain de COS moyen entre 0 et 10 tC/ha sur l'ensemble du profil de sol. Outre le manque de données fiables, l'imprécision relative à l'effet de la biodiversité tient également au fait que les résultats sont extrêmement dépendants du contexte, qu'il s'agisse du climat, du type de sol, ou de l'identité des espèces qui composent les peuplements à forte biodiversité (Brunel *et al.*, 2017 ; Dawud *et al.*, 2017).

D'une manière générale, dans un écosystème donné, l'identité des espèces (espèce *per se*, ou groupe fonctionnel comme les conifères ou les fixateurs d'azote) a potentiellement plus d'impact sur le carbone du sol que la biodiversité (Hulvey *et al.*, 2013 ; Dawud *et al.*, 2016 et 2017). Il existe ainsi de forts contrastes de stockage de carbone lorsque l'identité est manipulée en expérimentations *in situ* (Boca *et al.*, 2014). Un résultat largement documenté est le plus grand stockage de carbone dans la litière sous les conifères (+50% à +150% en moyenne ; Boca *et al.*, 2014 ; Augusto *et al.*, 2015). Toutefois, lorsque l'ensemble du profil de sol est pris en compte, il n'existe plus de différence significative entre les conifères et les feuillus (voir Boca *et al.*, 2014 pour une méta-analyse ; voir par exemple Gahagan *et al.*, 2015 pour un cas d'étude). Ceci suggère qu'il existe des effets de compensation entre la couche de litière et les horizons minéraux du sol (Vesterdal *et al.*, 2008), qui pourraient s'expliquer par une meilleure stabilisation du carbone dans les horizons minéraux sous les feuillus (Wiesmeier *et al.*, 2013 ; Augusto

et al., 2015 ; Soucémarianadin *et al.*, 2018). La productivité des feuillus étant en moyenne plus élevée que celle des conifères lorsque les conditions de sol sont favorables – et réciproquement (Augusto *et al.*, 2014), il est possible que l'identité des espèces qui optimise la séquestration de carbone soit fortement dépendant du sol (Augusto *et al.*, 2015). De même, l'effet du type d'espèces (*i.e.* conifères versus feuillus) sur le COS est en forte interaction avec le climat (Boca *et al.*, 2014). C'est pourquoi l'état actuel des connaissances ne permet pas de proposer des recommandations pratiques pour mettre à profit ce levier potentiellement important.

3.6.3.3. Régime sylvicole et conduite du peuplement forestier par le gestionnaire

3.6.3.3.1. Fertilisation

Si de nombreuses études ont porté sur l'impact de la fertilisation (essentiellement azotée) sur la croissance des arbres en volume et en biomasse, un très faible nombre s'est focalisé sur le sol et plus particulièrement sur l'effet de la fertilisation sur la séquestration de COS.

Une réponse en « cloche » à la dose de fertilisant (généralement azoté) montrée par Schulte-Uebbing et de Vries (2018) pour la biomasse aérienne est également observée pour le stock de COS des écosystèmes forestiers (Cheng *et al.*, 2018, sur des peuplements mixtes feuillus-résineux ; Ma *et al.*, 2018, sur des peuplements de mélèze). Le maximum observé est en général entre 50 et 100 kgN/ha/an ce qui représente des niveaux de fertilisation peu, voire pas du tout (pour la France) appliqués en forêt. A titre de comparaison, les dépôts atmosphériques – qui sont la principale source de N d'origine anthropique pour les forêts françaises – sont de l'ordre de 3 à 30 kgN/ha/an.

3.6.3.3.2. Amendement calco-magnésien

Le chaulage, pour les écosystèmes forestiers qui croissent majoritairement sur sol acide, permet de remonter le pH du sol, maintenir ou restaurer la fertilité des sols et améliorer le statut nutritif des arbres. Très peu d'études concernent l'effet d'amendements calco-magnésien sur la séquestration de COS.

L'impact sur la teneur en carbone du sol peut être positif (Melvin *et al.*, 2013) ou négatif (Kreutzer, 1995), ou varier selon la forme de l'amendement (Belkacem et Nys, 1995, impact négatif sur les horizons supérieurs avec de l'amendement calco-magnésien et nul avec du gypse) et le type d'humus (pas d'effet sur un humus de type moder, quelle que soit la forme de l'amendement). Il faut noter que les changements interviennent pour la plupart dans les horizons organiques et minéraux supérieurs, avec potentiellement un transfert du C aux horizons inférieurs (Belkacem et Nys 1995).

D'une manière générale, l'effet de la fertilisation azotée ou du chaulage sur la séquestration de COS doit être envisagée sur des temps longs, et à l'échelle de l'ensemble des compartiments de COS des écosystèmes forestiers. D'autres pratiques d'amendements du sol, non pratiquées en forêt métropolitaine française du fait de la réglementation, comme l'apport de cendres, ne fait en moyenne pas varier significativement le stock de COS, mais il existe un risque de déstockage de COS qui augmente avec le stock de COS initial, à nuancer en fonction des gains potentiels de productivité de biomasse aérienne (Augusto *et al.*, 2008 ; Rosenberg *et al.*, 2010). En revanche, l'apport aux sols forestiers de produits résiduels organiques, très rare, a comme en milieu agricole un effet moyen positif sur le stock de COS (de l'ordre de + 20%, dépendant de la dose apportée, soit en forêt métropolitaine française, des stocks moyens de COS supérieurs de 20 tC/ha sur l'ensemble du profil de sol), sans influence nette du type de produit apporté (Marron, 2015 ; Tableau 3.6-1).

3.6.3.3.3. Régime sylvicole (taillis, taillis sous futaie, futaie)

En forêt tempérée, différents modes de renouvellement des peuplements forestiers sont utilisés, on parle de régimes sylvicoles. On distingue ainsi les taillis (dont les arbres sont issus de souche (rejets) et comprennent une à plusieurs tiges) des futaies (dont les arbres sont issus d'une graine et n'ont qu'une seule tige). Entre ces deux régimes sylvicoles, on distingue une stratégie de renouvellement des peuplements intermédiaire : le taillis sous futaie (définitions de l'IFN ; <https://inventaire-forestier.ign.fr>).

Actuellement, peu de données sont disponibles pour comparer de manière satisfaisante (toutes choses égales par ailleurs) l'effet du régime sylvicole sur les stocks de carbone organique du sol. De plus, il faut noter que le choix du régime sylvicole impacte directement la structure d'âge du peuplement, ainsi que les prélèvements de biomasse ;

les résultats des paragraphes précédents sont ainsi à prendre en considération. Il existe peu d'études permettant d'évaluer les effets du régime sylvicole sur le COS. Parmi les quelques informations récoltées (Slak et Suran, 1981, cités par Nys *et al.* (2002) ; Nys *et al.*, 2002 ; Bruckman *et al.*, 2016 ; Wäldchen *et al.*, 2013), le régime sylvicole n'influence généralement pas de manière significative la séquestration de COS. Une augmentation du stock de COS sous futaie par rapport au taillis est possible (Slak et Suran, 1981 ; +16%), mais est loin d'être systématique.

3.6.3.3.4. Densité du peuplement

Les peuplements forestiers plantés de manière plus dense (*i.e.* augmentation du nombre d'arbres à l'hectare) ont une biomasse supérieure aux peuplements moins denses. Les plantations plus denses ont donc des entrées de carbone au sol plus importantes (si les écarts de densité sont maintenus dans le temps), ce qui pourrait augmenter les stocks de COS (Laganière *et al.*, 2010). Les effets attendus dans des parcelles plantées de manière dense sont similaires à ceux attendus dans des parcelles subissant des éclaircies plus faibles (*cf.* section 3.6.2.2.).

Pourtant, dans une méta-analyse, Laganière *et al.* (2010) ont montré que les plantations d'afforestation ayant été réalisées avec une densité de plantation forte ne voient pas leur stock de COS augmenter plus que les plantations d'afforestation ayant été réalisées avec une densité de plantation faible. De même, aucune différence de stocks de COS n'a été observée dans des plantations de Pins maritimes (forêt des Landes) et de Douglas (massifs forestiers du Limousin et du Morvan) entre des parcelles à forte ou à faible densité de plantation (Cécillon *et al.*, 2017). Il ressort de ces études que la densité des peuplements forestiers, pour autant que le couvert végétal soit maintenu, n'a pas d'effet à moyen terme sur les stocks de COS (Tableau 3.6-1).

3.6.3.3.5. Longueur de la révolution

La révolution (laps de temps entre la régénération et la coupe finale) en futaie régulière et en taillis est un paramètre essentiel de la gestion forestière. En général, la révolution est d'autant plus longue que le sol est peu fertile, que la gestion est extensive, que la croissance de l'essence forestière est lente, et lorsque la valorisation des grumes en bois d'œuvre est privilégiée. En fonction des essences, les durées de révolution moyennes vont ainsi de 20-30 ans pour les taillis de feuillus, 35-50 ans pour le pin maritime, 50-60 à 90 ans pour l'épicéa et le douglas, 100 à 150 ans pour le hêtre et le sapin, plus de 150 ans pour le chêne. Du fait des changements climatiques et des effets associés, il est envisagé de réduire ces durées de rotation pour atténuer les risques liés aux tempêtes, incendies ou aux attaques de pathogènes (Roux *et al.*, 2017). Cela revient à faire passer la séquestration de carbone dans l'écosystème à un stockage de carbone dans les produits et augmenter la part de substitution (Fortin *et al.*, 2012). Du point de vue de l'écosystème, le raccourcissement des révolutions peut avoir un impact sur la fertilité du sol et le COS avec une tendance générale à la diminution (Achat *et al.*, 2018). Le peuplement étant renouvelé plus souvent sur le même laps de temps, les exportations de biomasse et d'éléments nutritifs sont plus importantes et les effets liés à la préparation du sol lors de la régénération du sol forestier sur le COS sont également amplifiés. Ainsi, plus la durée de révolution est longue, plus le COS est susceptible d'augmenter, même si l'effet de très longues révolutions (*i.e.* de plusieurs siècles) restent mal connues avec des résultats variables selon les études (Ji *et al.*, 2017 ; Leuschner *et al.*, 2014 ; Zhou *et al.*, 2006). Ainsi, simultanément, les risques d'aléas liés aux changements climatiques augmentent (et peuvent contribuer à la réduction du stock de COS dans les arbres) avec la longueur de la révolution, alors que plus la révolution est courte, plus les pertes de COS liées à la gestion forestière peuvent être importantes (Seely *et al.*, 2010).

Toutefois, à ce jour, nous ne connaissons pas d'études où des peuplements forestiers sont suivis longitudinalement (et non pas en chronoséquence) sur environ 150 ans et ayant connu une sylviculture intensive (plusieurs révolutions courtes) d'une part ou extensive d'autre part (rotation longue sur le même laps de temps). Seules les études basées sur la modélisation peuvent aborder la question de l'effet de la longueur de la révolution sur le COS (Johnson *et al.*, 2010 ; Wang *et al.*, 2013 ; Seely *et al.*, 2002 ; Achat *et al.*, 2018). Les simulations numériques sont généralement concordantes et indiquent une baisse des stocks de COS avec un raccourcissement des révolutions (par exemple : -15 à -20% au bout de 360 ans ; Johnson *et al.*, 2010), ce qui équivaldrait à une perte de COS moyenne supérieure à 15 tC/ha (données simulées) sur l'ensemble du profil de sol en forêt métropolitaine française (Tableau 3.6-1).

A l'inverse des forêts, des résultats empiriques existent pour les peupleraies en contexte agricole. Wang *et al.* (2016) dans leur méta-analyse montrent clairement une courbe inversée entre l'accroissement moyen en biomasse et le stockage de carbone dans le sol (schéma qui est probablement général mais pas encore suffisamment étudié à ce jour) aboutissant pour cette essence à un bilan nul à 20 ans de révolution et positif au-delà.

3.6.5. Conclusion : combinaisons de pratiques et panorama des possibles

Au préalable, il est nécessaire de rappeler que :

- Du fait de stocks par unité de surface élevés (de l'ordre de 100 tC/ha sur l'horizon 0-100 cm), et des surfaces concernées (31% du territoire métropolitain) les sols forestiers constituent un important réservoir de carbone. De plus, beaucoup de ces sols n'étant pas à l'équilibre, on observe une tendance à l'augmentation de ces stocks (cf. section 3.5). L'enjeu principal est la préservation de ce stock et de son évolution tendancielle positive par des pratiques de gestion sylvicoles durables.
- La recherche de pratiques sylvicoles permettant d'entretenir ces stocks, voire de les augmenter, ne peut pas se raisonner indépendamment du cycle des éléments nutritifs car les forêts sont en très grande majorité sur des sols pauvres, acides avec une recharge en éléments minéraux essentiellement basée sur les apports atmosphériques et l'altération des minéraux du sol. Ainsi, l'intensité des éclaircies, les compartiments exportés (en particulier les menus bois et les feuillages, très riches en éléments minéraux) et la durée de révolution sont des paramètres importants pour le maintien de la fertilité des sols.
- Les changements climatiques vont nécessiter d'adapter la forêt (vu les durées de révolution moyenne, c'est un enjeu majeur pour les gestionnaires). Les changements d'essence seront soit progressifs en s'appuyant sur les ressources génétiques forestières et la régénération naturelle (e.g. migration assistée Lefèvre *et al.*, 2014), soit réalisés par plantation avec du matériel végétal adapté aux futures conditions. Cette conversion des peuplements pour tenir compte des changements climatiques (dans un objectif de maintenir voire augmenter la production) pourra avoir des conséquences sur le sol et les stocks de C.
- La gestion forestière a des conséquences sur le cycle du carbone bien au-delà du compartiment sol. Il convient d'en appréhender les effets à long terme sur tous les compartiments de l'écosystème, et d'y ajouter d'éventuels effets de substitution liés à l'usage des produits bois. Ainsi, certaines pratiques peuvent impacter négativement le stock de COS (préparation du sol avant plantation, contrôle du sous-bois, raccourcissement des révolutions, etc.) mais favorisent la croissance des arbres et donc la séquestration de carbone dans la biomasse. Ces effets contraires rendent difficiles l'évaluation des pratiques qui sont de fait intégrées dans un itinéraire sylvicole complet.

L'analyse bibliographique réalisée dans le cadre de ce chapitre montre que très peu de leviers de gestion sylvicoles sont mobilisables pour accroître le stock de COS des sols forestiers. A l'inverse, le développement de certaines pratiques comme la récolte des houppiers pour la production d'énergie pourrait conduire à une réduction des stocks. Un bilan environnemental global de ce type de pratique est nécessaire.

Compte tenu de la nécessité de simultanément protéger les stocks existants et de favoriser le stockage là où il est possible nous avons distingué cinq grands cas potentiels assortis de recommandations de gestion :

→ Les sols forestiers pour lesquels le taux de stockage de COS est élevé (> 0,50 tC/ha/an)

1 – Les forêts « récentes » (afforestation postérieure à 1960) sur d'anciens sols arables constituent un fort puits de COS (voir section 3.5) et le demeureront pour les 40 prochaines années en cas de maintien de l'usage boisé (l'état d'équilibre des stocks de COS n'étant pas atteint 120 ans après l'afforestation) associé à un maintien de pratiques de gestion forestière respectant les stocks de COS et la fertilité des sols (*i.e.* nécessité de laisser les menus bois au sol lors de la récolte). Pour ces forêts les fonctions de Poeplau *et al.* (2011) peuvent être utilisées pour quantifier la séquestration de COS. Ces fonctions prédisent le changement relatif des stocks de COS en pourcentage, elles ont été développées en zone tempérée pour la couche minérale du sol et intègrent possiblement la couche de litière.

2 – En complément, la conversion par plantation de peuplements forestiers très récents à récents (type accru naturel sur terres arables abandonnées, avec faible valeur ajoutée à terme) avec des essences adaptées aux changements climatiques et à forte production en carbone (croissance élevée et forte densité du bois) constitue un second puits de COS fort et durable (avec peu de risques de décroissance du COS initial qui est déjà à des valeurs faibles sur ces situations).

Pour ces deux cas de figures, il est possible de profiter à la fois des effets de séquestration de C dans l'écosystème (sol et biomasse), et des effets de substitution dans les produits bois via la récolte de biomasse.

→ Les sols forestiers pour lesquels le taux de stockage de COS est modéré (environ 0,17-0,35 tC/ha/an)

3 – Les forêts anciennes (*i.e.* usage forestier de longue date) et gérées (forêts publiques et privées) constituent un puits modéré de COS comme le démontrent les observations de séquestration de COS en forêt domaniale gérée (+0,35 tC/ha/an ; Jonard *et al.*, 2017). Pour ces forêts, un taux conservatif d'environ +0,17 tC/ha/an peut être retenu par prudence (Dhôte *et al.*, 2016). Ce taux de séquestration de COS peut être considéré comme une ligne de base durable de séquestration de COS dans ces forêts. Notre synthèse montre que pour ces forêts, aucun levier de gestion ne permet d'augmenter de manière certaine la séquestration de COS au-delà de la ligne de base. Pour ce cas, l'ambition est de conserver ce capital de séquestration de carbone dans le sol en (i) évitant les coupes rases (éviter le sol nu par une régénération naturelle, ou la conservation d'un couvert forestier) ou en réduisant leur nombre (avec une préparation du sol minimale et une gestion de la végétation appropriée), et en (ii) adoptant des durées de rotation entre deux éclaircies supérieures ou égales aux pratiques actuelles.

→ Les sols forestiers pour lesquels le taux de stockage de COS est faible avec un risque important de perte de stock

4 – Dans les forêts en situation de sur-stockage de biomasse sur pied (majoritairement en forêt privée) et en position d'être exploitées (*i.e.* excluant les forêts de protection en montagne ou autres contraintes environnementales), les besoins en bois et en matières renouvelables incitent à les remettre en exploitation. Aucun levier de gestion ne permet d'augmenter les stocks de COS dans ces forêts, il s'agit d'éviter ou de réduire les possibles pertes de COS liées à l'exploitation, et deux solutions principales sont envisageables selon le type de peuplement : (i) pour les forêts mitées et/ou en situation de sur-stockage depuis longtemps, la plantation avec pas ou peu de travail du sol sera la solution la plus rapide et la moins coûteuse en perte de COS ; (ii) pour les autres peuplements, des éclaircies de faible intensité et rapprochées pour éviter des dégâts majeurs issus des tempêtes ou des attaques de pathogènes permettront d'éviter un déstockage important du carbone dans le sol. Les peuplements forestiers très récents à récents (type accru naturel) sur d'anciennes prairies (avec faible valeur ajoutée à terme) rentrent aussi dans cette catégorie. La transformation réussie de ces peuplements les intégrera dans le cas 3 des forêts gérées.

5 – Enfin, les forêts soumises à une forme de protection particulière (parcs, difficulté d'accès, réserves, TTM, etc.) à gestion non orientée vers la production de bois vont probablement continuer à stocker du carbone dans les sols à conditions qu'elles ne soient pas affectées trop fortement par les changements globaux ou par un aléa (tempête, incendie, épidémie). En revanche, la (re)mise en exploitation de ces forêts pourrait entraîner un déstockage de COS.

Références bibliographiques

- Achat, D.L.; Deleuze, C.; Landmann, G.; Pousse, N.; Ranger, J.; Augusto, L., 2015b. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth - A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 348: 124-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>
- Achat, D.L.; Fortin, M.; Landmann, G.; Ringeval, B.; Augusto, L., 2015a. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5. <http://dx.doi.org/10.1038/srep15991>
- Achat, D.L.; Martel, S.; Picart, D.; Moisy, C.; Augusto, L.; Bakker, M.R.; Loustau, D., 2018. Modelling the nutrient cost of biomass harvesting under different silvicultural and climate scenarios in production forests. *Forest Ecology and Management*, 429: 642-653. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.047>
- Augusto, L.; Achat, D.L.; Jonard, M.; Vidal, D.; Ringeval, B., 2017. Soil parent material-A major driver of plant nutrient limitations in terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 23 (9): 3808-3824. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13691>
- Augusto, L.; Bakker, M.R.; Meredieu, C., 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems - potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306 (1-2): 181-198. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9570-z>
- Augusto, L.; Davies, T.J.; Delzon, S.; De Schrijver, A., 2014. The enigma of the rise of angiosperms: can we untie the knot? *Ecology Letters*, 17 (10): 1326-1338. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12323>
- Augusto, L.; De Schrijver, A.; Vesterdal, L.; Smolander, A.; Prescott, C.; Ranger, J., 2015. Influences of evergreen gymnosperm and deciduous angiosperm tree species on the functioning of temperate and boreal forests. *Biological Reviews*, 90 (2): 444-466. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12119>

- Belkacem, S.; Nys, C., 1995. Consequences of liming and gypsum top-dressing on nitrogen and carbon dynamics in acid forest soils with different humus forms. *Plant and Soil*, 173 (1): 79-88. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00155520>
- Berg, B.; Johansson, M.B.; Nilsson, A.; Gundersen, P.; Norell, L., 2009. Sequestration of carbon in the humus layer of Swedish forests - direct measurements. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 39 (5): 962-975. <http://dx.doi.org/10.1139/x09-022>
- Boca, A.; Van Miegroet, H.; Gruselle, M.C., 2014. Forest Overstory Effect on Soil Organic Carbon Storage: A Meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 78: S35-S47. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2013.08.0332nafsc>
- Bowie, D.D.; Kumi, A.S.; Min, B.R.; Smith, R.C.; Davis, R.J.; Elliott, A.W.; Gurung, N.K., 2016. Preliminary observations on effects of using different stocking rates of meat goats to control understory vegetation in longleaf pine stands. *Agroforestry Systems*, 90 (5): 747-761. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-016-9956-5>
- Bravo-Oviedo, A.; Ruiz-Peinado, R.; Modrego, P.; Alonso, R.; Montero, G., 2015. Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris* L. *Forest Ecology and Management*, 357: 259-267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.005>
- Bruckman, V.J.; Terada, T.; Fukuda, K.; Yamamoto, H.; Hochbichler, E., 2016. Overmature periurban *Quercus-Carpinus* coppice forests in Austria and Japan: a comparison of carbon stocks, stand characteristics and conversion to high forest. *European Journal of Forest Research*, 135 (5): 857-869. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-016-0979-2>
- Brunel, C.; Gros, R.; Ziarelli, F.; Da Silva, A.M.F., 2017. Additive or non-additive effect of mixing oak in pine stands on soil properties depends on the tree species in Mediterranean forests. *Science of the Total Environment*, 590: 676-685. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.023>
- Busse, M.D.; Sanchez, F.G.; Ratcliff, A.W.; Butnor, J.R.; Carter, E.A.; Powers, R.F., 2009. Soil carbon sequestration and changes in fungal and bacterial biomass following incorporation of forest residues. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (2): 220-227. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.10.012>
- Cécillon, L.; Soucémariadin, L.; Berthelot, A.; Duverger, M.; De Boisseson, J.M.; Gosselin, F.; Guenet, B.; Barthès, B.; De Danieli, S.; Barrier, R.; Abiven, S.; Chenu, C.; Girardin, C.; Baudin, F.; Savignac, F.; Nicolas, M.; Mériguet, J.; P., B., 2017. *PiCaSo : pilotage sylvicole et contrôle pédologique des stocks de carbone des sols forestiers*, 103 p.
- Cheng, S.L.; Fang, H.J.; Yu, G.R., 2018. Threshold responses of soil organic carbon concentration and composition to multi-level nitrogen addition in a temperate needle-broadleaved forest. *Biogeochemistry*, 137 (1-2): 219-233. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-017-0412-z>
- Cheng, X.R.; Yu, M.K.; Wu, T.G., 2013. Effect of Forest Structural Change on Carbon Storage in a Coastal *Metasequoia glyptostroboides* Stand. *Scientific World Journal*. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/830509>
- Christophel, D.; Spengler, S.; Schmidt, B.; Ewald, J.; Prietzel, J., 2013. Customary selective harvesting has considerably decreased organic carbon and nitrogen stocks in forest soils of the Bavarian Limestone Alps. *Forest Ecology and Management*, 305: 167-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.054>
- Cleary, M.R.; Arhipova, N.; Morrison, D.J.; Thomsen, I.M.; Sturrock, R.N.; Vasaitis, R.; Gaitnieks, T.; Stenlid, J., 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management*, 290: 5-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.040>
- Dawud, S.M.; Raulund-Rasmussen, K.; Domisch, T.; Finer, L.; Jaroszewicz, B.; Vesterdal, L., 2016. Is Tree Species Diversity or Species Identity the More Important Driver of Soil Carbon Stocks, C/N Ratio, and pH? *Ecosystems*, 19 (4): 645-660. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-016-9958-1>
- Dawud, S.M.; Raulund-Rasmussen, K.; Ratcliffe, S.; Domisch, T.; Finer, L.; Joly, F.X.; Hattenschwiler, S.; Vesterdal, L., 2017. Tree species functional group is a more important driver of soil properties than tree species diversity across major European forest types. *Functional Ecology*, 31 (5): 1153-1162. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12821>
- Dean, C.; Kirkpatrick, J.B.; Friedland, A.J., 2017. Conventional intensive logging promotes loss of organic carbon from the mineral soil. *Global Change Biology*, 23 (1): 1-11. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13387>
- Dhôte, J.-F.; Leban, J.-M.; Saint-André, L.; Derrien, D.; Zhun, M.; Loustau, D.; Achat, D.; Roux, A.; Schmitt, B., 2016. *Leviens forestiers en termes d'atténuation pour lutter contre le changement climatique. Rapport d'étude pour le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt*. Paris: INRA - DEPE, 95 p.
- Dietzen, C.A.; Marques, E.R.G.; James, J.N.; Bernardi, R.H.A.; Holub, S.M.; Harrison, R.B., 2017. Response of Deep Soil Carbon Pools to Forest Management in a Highly Productive Andisol. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (4): 970-978. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2016.09.0305>
- Egnell, G.; Jurevics, A.; Peichl, M., 2015. Negative effects of stem and stump harvest and deep soil cultivation on the soil carbon and nitrogen pools are mitigated by enhanced tree growth. *Forest Ecology and Management*, 338: 57-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.006>
- Eliasson, P.; Svensson, M.; Olsson, M.; Agren, G.I., 2013. Forest carbon balances at the landscape scale investigated with the Q model and the CoupModel - Responses to intensified harvests. *Forest Ecology and Management*, 290: 67-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.007>
- Fortin, M.; Ningre, F.; Robert, N.; Mothe, F., 2012. Quantifying the impact of forest management on the carbon balance of the forest-wood product chain: A case study applied to even-aged oak stands in France. *Forest Ecology and Management*, 279: 176-188. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.031>

- Frochot, H.; Armand, G.; Gama, A.; Nouveau, M.; Wehrlen, L., 2002. La Gestion de la végétation accompagnatrice: état et perspective. *Revue forestière française*, LIV (6): 505-520.
- Gahagan, A.; Giardina, C.P.; King, J.S.; Binkley, D.; Pregitzer, K.S.; Burton, A.J., 2015. Carbon fluxes, storage and harvest removals through 60 years of stand development in red pine plantations and mixed hardwood stands in Northern Michigan, USA. *Forest Ecology and Management*, 337: 88-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.037>
- Grossiord, C.; Granier, A.; Ratcliffe, S.; Bouriaud, O.; Bruelheide, H.; Checko, E.; Forrester, D.I.; Dawud, S.M.; Finer, L.; Pollastrini, M.; Scherer-Lorenzen, M.; Valladares, F.; Bonal, D.; Gessler, A., 2014. Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (41): 14812-14815. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1411970111>
- Hoover, C.M., 2011. Management impacts on forest floor and soil organic carbon in northern temperate forests of the US. *Carbon balance and management*, 6 (1): 17. <http://dx.doi.org/10.1186/1750-0680-6-17>
- Hulvey, K.B.; Hobbs, R.J.; Standish, R.J.; Lindenmayer, D.B.; Lach, L.; Perring, M.P., 2013. Benefits of tree mixes in carbon plantings. *Nature Climate Change*, 3 (10): 869-874. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1862>
- Hyvonen, R.; Kaarakka, L.; Leppalammi-Kujansuu, J.; Olsson, B.A.; Palviainen, M.; Vegerfors-Persson, B.; Helmsaari, H.S., 2016. Effects of stump harvesting on soil C and N stocks and vegetation 8-13 years after clear-cutting. *Forest Ecology and Management*, 371: 23-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.02.002>
- James, J.; Harrison, R., 2016. The Effect of Harvest on Forest Soil Carbon: A Meta-Analysis. *Forests*, 7 (12). <http://dx.doi.org/10.3390/f7120308>
- Jandl, R.; Lindner, M.; Vesterdal, L.; Bauwens, B.; Baritz, R.; Hagedorn, F.; Johnson, D.W.; Minkinen, K.; Byrne, K.A., 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137 (3-4): 253-268. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Ji, Y.H.; Guo, K.; Fang, S.B.; Xu, X.N.; Wang, Z.G.; Wang, S.D., 2017. Long-term growth of temperate broadleaved forests no longer benefits soil C accumulation. *Scientific Reports*, 7. <http://dx.doi.org/10.1038/srep42328>
- Johnson, D.W., 1992. Effects of forest management on soil carbon storage. *Water Air and Soil Pollution*, 64 (1-2): 83-120. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00477097>
- Johnson, D.W.; Curtis, P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140 (2-3): 227-238. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127\(00\)00282-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127(00)00282-6)
- Johnson, K.; Scatena, F.N.; Pan, Y.D., 2010. Short- and long-term responses of total soil organic carbon to harvesting in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 259 (7): 1262-1267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.049>
- Jonard, M.; Nicolas, M.; Coomes, D.A.; Caignet, I.; Saenger, A.; Ponette, Q., 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment*, 574: 616-628. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.028>
- Jucker, T.; Bouriaud, O.; Avacaritei, D.; Coomes, D.A., 2014. Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: linking patterns and processes. *Ecology Letters*, 17 (12): 1560-1569. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12382>
- Jurevics, A.; Peichl, M.; Olsson, B.A.; Stromgren, M.; Egnell, G., 2016. Slash and stump harvest have no general impact on soil and tree biomass C pools after 32-39 years. *Forest Ecology and Management*, 371: 33-41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.008>
- Jurgensen, M.; Tarpey, R.; Pickens, J.; Kolka, R.; Palik, B., 2012. Long-term Effect of Silvicultural Thinnings on Soil Carbon and Nitrogen Pools. *Soil Science Society of America Journal*, 76 (4): 1418-1425. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2011.0257>
- Kim, S.; Han, S.H.; Lee, J.; Kim, C.; Lee, S.T.; Son, Y., 2016. Impact of thinning on carbon storage of dead organic matter across larch and oak stands in South Korea. *Forest-Biogeosciences and Forestry*, 9: 593-598. <http://dx.doi.org/10.3832/for1776-008>
- Kreutzer, K., 1995. Effects of forest liming on soil processes. *Plant and Soil*, 168: 447-470. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00029358>
- Krueger, I.; Schulz, C.; Borken, W., 2017. Stocks and dynamics of soil organic carbon and coarse woody debris in three managed and unmanaged temperate forests. *European Journal of Forest Research*, 136 (1): 123-137. <http://dx.doi.org/10.1007/s10342-016-1013-4>
- Laganiere, J.; Angers, D.A.; Pare, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16 (1): 439-453. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x>
- Lefevre, F.; Boivin, T.; Bontemps, A.; Courbet, F.; Davi, H.; Durand-Gillmann, M.; Fady, B.; Gauzere, J.; Gidoïn, C.; Karam, M.J.; Lalague, H.; Oddou-Muratorio, S.; Pichot, C., 2014. Considering evolutionary processes in adaptive forestry. *Annals of Forest Science*, 71 (7): 723-739. <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-013-0272-1>
- Leuschner, C.; Wulf, M.; Bauchler, P.; Hertel, D., 2014. Forest Continuity as a Key Determinant of Soil Carbon and Nutrient Storage in Beech Forests on Sandy Soils in Northern Germany. *Ecosystems*, 17 (3): 497-511. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9738-0>
- Liao, C.Z.; Luo, Y.Q.; Fang, C.M.; Chen, J.K.; Li, B., 2012. The effects of plantation practice on soil properties based on the comparison between natural and planted forests: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 21 (3): 318-327. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00690.x>
- Liao, C.Z.; Luo, Y.Q.; Fang, C.M.; Li, B., 2010. Ecosystem Carbon Stock Influenced by Plantation Practice: Implications for Planting Forests as a Measure of Climate Change Mitigation. *Plos One*, 5 (5). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0010867>
- Ma, J.Y.; Kang, F.F.; Cheng, X.Q.; Han, H.R., 2018. Moderate thinning increases soil organic carbon in *Larix principis-rupprechtii* (Pinaceae) plantations. *Geoderma*, 329: 118-128. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.021>
- Marron, N., 2015. Agronomic and environmental effects of land application of residues in short-rotation tree plantations: A literature review. *Biomass & Bioenergy*, 81: 378-400. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.07.025>

- Melin, Y.; Petersson, H.; Egnell, G., 2010. Assessing carbon balance trade-offs between bioenergy and carbon sequestration of stumps at varying time scales and harvest intensities. *Forest Ecology and Management*, 260 (4): 536-542. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.009>
- Melin, Y.; Petersson, H.; Nordfjell, T., 2009. Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden-A modelling approach. *Forest Ecology and Management*, 257 (5): 1445-1451. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.020>
- Melvin, A.M.; Lichstein, J.W.; Goodale, C.L., 2013. Forest liming increases forest floor carbon and nitrogen stocks in a mixed hardwood forest. *Ecological Applications*, 23 (8): 1962-1975. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0274.1>
- Ministère de l'agriculture de l'agroalimentaire et de la forêt, 2015. *Le compte d'investissement forestier et d'assurance (CIFA)*, 4 p. https://draaf.grand-est.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/201505_Depliant_CIFA_cle021874.pdf
- Morin, X.; Fahse, L.; de Mazancourt, C.; Scherer-Lorenzen, M.; Bugmann, H., 2014. Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics. *Ecology Letters*, 17 (12): 1526-1535. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12357>
- Nave, L.E.; Vance, E.D.; Swanston, C.W.; Curtis, P.S., 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259 (5): 857-866. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009>
- Noormets, A.; Epron, D.; Domec, J.C.; McNulty, S.G.; Fox, T.; Sun, G.; King, J.S., 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 355: 124-140. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.05.019>
- Novák, J.; Slodičák, M., 2004. Structure and accumulation of litterfall under Norway spruce stands in connection with thinnings. *Journal of Forest Science*, 50 (3): 101-108. <http://www.agriculturejournals.cz/publicFiles/55343.pdf>
- Nys, C.; Gelhaye, L.; Didier Serge, S.; Hossann, C.; Arrouays, D.; Dupouey, J.L.; Forgeard, F.; Huet, S.; Lebret, M.; Le Tacon, F.; Richter, C., 2002. *Effets de la sylviculture sur le stockage de carbone dans les sols forestiers. Données pour une validation des paramètres du modèle d'évolution des stocks de carbone. Programme GICC 1999. Compte rendu final 1999-2001*, (Convention Gip-Médias 3/99, Code Inra 1133 A), 30 p.
- Olsson, B.A.; Bengtsson, J.; Lundkvist, H., 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management*, 84 (1-3): 135-147. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(96\)03730-9](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(96)03730-9)
- Paul, K.I.; Polglase, P.J.; Nyakuengama, J.G.; Khanna, P.K., 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168 (1-3): 241-257. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00740-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00740-X)
- Persson, T., 2012. Tree stumps for bioenergy - harvesting techniques and environmental consequences PREFACE. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 27 (8): 705-708. <http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2012.726520>
- Persson, T.; Lenoir, L.; Vegerfors, B., 2017. Long-term effects of stump harvesting and site preparation on pools and fluxes of soil carbon and nitrogen in central Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32 (3): 222-229. <http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2016.1218043>
- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J.; Gensior, A., 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17 (7): 2415-2427. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
- Powers, M.; Kolka, R.; Palik, B.; McDonald, R.; Jurgensen, M., 2011. Long-term management impacts on carbon storage in Lake States forests. *Forest Ecology and Management*, 262 (3): 424-431. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.04.008>
- Powers, M.D.; Kolka, R.K.; Bradford, J.B.; Palik, B.J.; Fraver, S.; Jurgensen, M.F., 2012. Carbon stocks across a chronosequence of thinned and unmanaged red pine (*Pinus resinosa*) stands. *Ecological Applications*, 22 (4): 1297-1307. <http://dx.doi.org/10.1890/11-0411.1>
- Powers, R.F.; Busse, M.D.; McFarlane, K.J.; Zhang, J.W.; Young, D.H., 2013. Long-term effects of silviculture on soil carbon storage: does vegetation control make a difference? *Forestry*, 86 (1): 47-58. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cps067>
- Puhlick, J.J.; Weiskittel, A.R.; Fernandez, I.J.; Fraver, S.; Kenefic, L.S.; Seymour, R.S.; Kolka, R.K.; Rustad, L.E.; Brissette, J.C., 2016. Long-term influence of alternative forest management treatments on total ecosystem and wood product carbon storage. *Canadian Journal of Forest Research*, 46 (11): 1404-1412. <http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-2016-0193>
- Quibel, E., 2015. *Effet des pratiques de contrôle de la végétation récurrente en contexte de plantation forestière sur les stocks de carbone et la qualité des matières organiques des sols*. Master 2 (Environnement, Sols, Eau, Biodiversité, parcours gestion et conservation de la biodiversité). Université de Rouen, 30 p.
- Rosenberg, O.; Persson, T.; Hogbom, L.; Jacobson, S., 2010. Effects of wood-ash application on potential carbon and nitrogen mineralisation at two forest sites with different tree species, climate and N status. *Forest Ecology and Management*, 260 (4): 511-518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.006>
- Roux A. (Coord.); Dhôte J.-F. (Coord.); Achat, D.; Bastick, C.; Colin, A.; Bailly, A.; Bastien, J.-C.; Berthelot, A.; Bréda, N.; Cauria, S.; Carnus, J.-M.; Gardiner, B.; Jactel, H.; Leban, J.-M.; Lobianco, A.; Loustau, D.; Meredieu, C.; Marçais, B.; Martel, S.; Moisy, C.; Pâques, L.; Picart-Deshors, D.; Rigolot, E.; Saint-André, L.; Schmitt, B., 2017. *Quel rôle pour les forêts et la filière forêt-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique? Une étude des freins et leviers forestiers à l'horizon 2050. Rapport d'étude*. Paris: INRA - IGN, 101 p. + 230 p. (annexes). <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.20800.12805>
- Rowley, M.C.; Grand, S.; Verrecchia, E.P., 2018. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry*, 137 (1-2): 27-49. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-017-0410-1>
- Ruiz-Peinado, R.; Bravo-Oviedo, A.; Lopez-Senespleda, E.; Bravo, F.; del Rio, M., 2017. Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region: A review. *Forest Systems*, 26 (2). <http://dx.doi.org/10.5424/fs/2017262-11205>

- Ruiz-Peinado, R.; Bravo-Oviedo, A.; Montero, G.; del Rio, M., 2016. Carbon stocks in a Scots pine afforestation under different thinning intensities management. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21 (7): 1059-1072. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-014-9585-0>
- Schmidt, M.G.; Macdonald, S.E.; Rothwell, R.L., 1996. Impacts of harvesting and mechanical site preparation on soil chemical properties of mixed-wood boreal forest sites in Alberta. *Canadian Journal of Soil Science*, 76 (4): 531-540. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss96-066>
- Schlesinger, W.H., 1990. Evidence from chronosequence studies for a low carbon-storage potential of soils. *Nature*, 348 (6298): 232-234. <http://dx.doi.org/10.1038/348232a0>
- Schoning, I.; Gruneberg, E.; Sierra, C.A.; Hessemoller, D.; Schrupf, M.; Weisser, W.W.; Schulze, E.D., 2013. Causes of variation in mineral soil C content and turnover in differently managed beech dominated forests. *Plant and Soil*, 370 (1-2): 625-639. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1654-8>
- Schulte-Uebbing, L.; de Vries, W., 2018. Global-scale impacts of nitrogen deposition on tree carbon sequestration in tropical, temperate, and boreal forests: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 24 (2): E416-E431. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13862>
- Scott, N.A.; Rodrigues, C.A.; Hughes, H.; Lee, J.T.; Davidson, E.A.; Dail, D.B.; Malerba, P., 2004. Changes in carbon storage and net carbon exchange one year after an initial shelterwood harvest at Howland Forest, ME. *Environmental Management*, 33: S9-S22. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-9114-5>
- Seely, B.; Welham, C.; Blanco, J.A., 2010. Towards the application of soil organic matter as an indicator of forest ecosystem productivity: Deriving thresholds, developing monitoring systems, and evaluating practices. *Ecological Indicators*, 10 (5): 999-1008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.02.008>
- Seely, B.; Welham, C.; Kimmins, H., 2002. Carbon sequestration in a boreal forest ecosystem: results from the ecosystem simulation model, FORECAST. *Forest Ecology and Management*, 169 (1-2): 123-135. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127\(02\)00303-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-1127(02)00303-1)
- Shan, J.P.; Morris, L.A.; Hendrick, R.L., 2001. The effects of management on soil and plant carbon sequestration in slash pine plantations. *Journal of Applied Ecology*, 38 (5): 932-941. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00648.x>
- Skovsgaard, J.P.; Stupak, I.; Vesterdal, L., 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21 (6): 470-488. <http://dx.doi.org/10.1080/02827580601056268>
- Soucemarianadin, L.N.; Cecillon, L.; Guenet, B.; Chenu, C.; Baudin, F.; Nicolas, M.; Girardin, C.; Barre, P., 2018. Environmental factors controlling soil organic carbon stability in French forest soils. *Plant and Soil*, 426 (1-2): 267-286. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-018-3613-x>
- Stromgren, M.; Egnell, G.; Olsson, B.A., 2013. Carbon stocks in four forest stands in Sweden 25 years after harvesting of slash and stumps. *Forest Ecology and Management*, 290: 59-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.052>
- Stromgren, M.; Mjofors, K.; Olsson, B.A., 2017. Soil-surface CO₂ flux during the first 2 years after stump harvesting and site preparation in 14 Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32 (3): 213-221. <http://dx.doi.org/10.1080/02827581.2016.1221993>
- Stupak, I.; Asikainen, A.; Jonsell, M.; Karlton, E.; Lunnan, A.; Mizaraite, D.; Pasanen, K.; Parn, H.; Raulund-Rasmussen, K.; Roser, D.; Schroeder, M.; Varnagiryte, I.; Vilkriste, L.; Callesen, I.; Clarke, N.; Gaitnieks, T.; Ingerslev, M.; Mandre, M.; Ozolincius, R.; Saarsalmi, A.; Armolaitis, K.; Helmisaari, H.S.; Indriksons, A.; Kairiukstis, L.; Katzensteiner, K.; Kukkola, A.; Ots, K.; Ravn, H.P.; Tamminen, P., 2007. Sustainable utilisation of forest biomass for energy-possibilities and problems: Policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries. *Biomass & Bioenergy*, 31 (10): 666-684. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2007.06.012>
- Sullivan, M.J.P.; Talbot, J.; Lewis, S.L.; Phillips, O.L.; Qie, L.; Begne, S.K.; Chave, J.; Cuni-Sanchez, A.; Hubau, W.; Lopez-Gonzalez, G.; Miles, L.; Monteagudo-Mendoza, A.; Sonke, B.; Sunderland, T.; Ter Steege, H.; White, L.J.T.; Affum-Baffoe, K.; Aiba, S.; de Almeida, E.C.; de Oliveira, E.A.; Alvarez-Loayza, P.; Davila, E.A.; Andrade, A.; Aragao, L.; Ashton, P.; Aymard, G.A.; Baker, T.R.; Balinga, M.; Banin, L.F.; Baraloto, C.; Bastin, J.F.; Berry, N.; Bogaert, J.; Bonal, D.; Bongers, F.; Brienen, R.; Camargo, J.L.C.; Ceron, C.; Moscoso, V.C.; Chezeaux, E.; Clark, C.J.; Pacheco, A.C.; Comiskey, J.A.; Valverde, F.C.; Coronado, E.N.H.; Dargie, G.; Davies, S.J.; De Canniere, C.; Djuikouo, M.N.; Doucet, J.L.; Erwin, T.L.; Espejo, J.S.; Ewango, C.E.N.; Fauset, S.; Feldpausch, T.R.; Herrera, R.; Gilpin, M.; Gloor, E.; Hall, J.S.; Harris, D.J.; Hart, T.B.; Kartawinata, K.; Kho, L.K.; Kitayama, K.; Laurance, S.G.W.; Laurance, W.F.; Leal, M.E.; Lovejoy, T.; Lovett, J.C.; Lukasu, F.M.; Makana, J.R.; Malhi, Y.; Maracahipes, L.; Marimon, B.S.; Marimon, B.; Marshall, A.R.; Morandi, P.S.; Mukendi, J.T.; Mukinzi, J.; Nilus, R.; Vargas, P.N.; Camacho, N.C.P.; Pardo, G.; Pena-Claros, M.; Petronelli, P.; Pickavance, G.C.; Poulsen, A.D.; Poulsen, J.R.; Primack, R.B.; Priyadi, H.; Quesada, C.A.; Reitsma, J.; Rejou-Mechain, M.; Restrepo, Z.; Rutishauser, E.; Abu Salim, K.; Salomao, R.P.; Samsuedin, I.; Sheil, D.; Sierra, R.; Silveira, M.; Slik, J.W.F.; Steel, L.; Taedoum, H.; Tan, S.; Terborgh, J.W.; Thomas, S.C.; Toledo, M.; Umunay, P.M.; Gamarra, L.V.; Vieira, I.C.G.; Vos, V.A.; Wang, O.; Willcock, S.; Zemagho, L., 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*, 7. <http://dx.doi.org/10.1038/srep39102>
- Thiffault, E.; Hannam, K.D.; Pare, D.; Titus, B.D.; Hazlett, P.W.; Maynard, D.G.; Brais, S., 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests - A review. *Environmental Reviews*, 19: 278-309. <http://dx.doi.org/10.1139/a11-009>
- Van Mieghroet, H.; Olsson, M., 2011. *Ecosystem disturbance and soil organic carbon - a review*. Oxford: Blackwell Science Publ (*Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems: From Science to Land Management*).
- Vasaitis, R.; Stenlid, J.; Thomsen, I.M.; Barklund, P.; Dahlberg, A., 2008. Stump removal to control root rot in forest stands. A literature study. *Silva Fennica*, 42 (3): 457-483. <http://dx.doi.org/10.14214/sf.249>
- Vesterdal, L.; Dalsgaard, M.; Felby, C.; Raulund-Rasmussen, K.; Jorgensen, B.B., 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 77 (1-3): 1-10. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03579-y](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(95)03579-y)

- Vesterdal, L.; Schmidt, I.K.; Callesen, I.; Nilsson, L.O.; Gundersen, P., 2008. Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under six common European tree species. *Forest Ecology and Management*, 255 (1): 35-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.08.015>
- Waldchen, J.; Schulze, E.D.; Schoning, I.; Schrupf, M.; Sierra, C., 2013. The influence of changes in forest management over the past 200 years on present soil organic carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, 289: 243-254. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.014>
- Wall, A., 2008. Effect of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clearcutting in a Norway spruce stand. *Forest Ecology and Management*, 256 (6): 1372-1383. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.044>
- Wall, A., 2012. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. *Forest Ecology and Management*, 282: 175-184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.07.012>
- Walmsley, J.D.; Godbold, D.L., 2010. Stump Harvesting for Bioenergy - A Review of the Environmental Impacts. *Forestry*, 83 (1): 17-38. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpp028>
- Wan, S.Z.; Zhang, C.L.; Chen, Y.Q.; Zhao, J.; Zhu, X.L.; Wu, J.P.; Zhou, L.X.; Lin, Y.B.; Liu, Z.F.; Fu, S.L., 2015. Interactive effects of understory removal and fertilization on soil respiration in subtropical Eucalyptus plantations. *Journal of Plant Ecology*, 8 (3): 284-290. <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtu013>
- Wang, D.; Fan, J.Z.; Jing, P.P.; Cheng, Y.; Ruan, H.H., 2016. Analyzing the impact of climate and management factors on the productivity and soil carbon sequestration of poplar plantations. *Environmental Research*, 144: 88-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2015.10.016>
- Wang, F.M.; Zou, B.; Li, H.F.; Li, Z.A., 2014. The effect of understory removal on microclimate and soil properties in two subtropical lumber plantations. *Journal of Forest Research*, 19 (1): 238-243. <http://dx.doi.org/10.1007/s10310-013-0395-0>
- Wang, H.; Liu, S.R.; Wang, J.X.; Shi, Z.M.; Lu, L.H.; Zeng, J.; Ming, A.G.; Tang, J.X.; Yu, H.L., 2013. Effects of tree species mixture on soil organic carbon stocks and greenhouse gas fluxes in subtropical plantations in China. *Forest Ecology and Management*, 300: 4-13. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.04.005>
- Wang, Q.K.; Tian, P.; Liu, S.G.; Sun, T., 2017. Inhibition effects of N deposition on soil organic carbon decomposition was mediated by N types and soil nematode in a temperate forest. *Applied Soil Ecology*, 120: 105-110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.08.005>
- Wang, Q.K.; Zhang, W.D.; Sun, T.; Chen, L.C.; Pang, X.Y.; Wang, Y.P.; Xiao, F.M., 2017. N and P fertilization reduced soil autotrophic and heterotrophic respiration in a young Cunninghamia lanceolata forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 232: 66-73. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.007>
- Wang, W.F.; Wei, X.H.; Liao, W.M.; Blanco, J.A.; Liu, Y.Q.; Liu, S.R.; Liu, G.H.; Zhang, L.; Guo, X.M.; Guo, S.M., 2013. Evaluation of the effects of forest management strategies on carbon sequestration in evergreen broad-leaved (*Phoebe bournei*) plantation forests using FORECAST ecosystem model. *Forest Ecology and Management*, 300: 21-32. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.06.044>
- Wiesmeier, M.; Prietzel, J.; Barthold, F.; Sporlein, P.; Geuss, U.; Hangen, E.; Reischl, A.; Schilling, B.; von Lutzow, M.; Kogel-Knabner, I., 2013. Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) - Implications for carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 295: 162-172. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.01.025>
- Wu, Y.; Li, Z.; Cheng, C.; Liu, R., 2014. Responses of Soil Organic Carbon to Long-Term Understory Removal in Subtropical Cinnamomum camphora Stands. *International Journal of Ecology*, 2014: 6. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/615348>
- Zabowski, D.; Chambreau, D.; Rotamel, N.; Thies, W.G., 2008. Long-term effects of stump removal to control root rot on forest soil bulk density, soil carbon and nitrogen content. *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4): 720-727. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.046>
- Zhang, J.J.; Li, Y.F.; Chang, S.X.; Jiang, P.K.; Zhou, G.M.; Liu, J.; Wu, J.S.; Shen, Z.M., 2014. Understory vegetation management affected greenhouse gas emissions and labile organic carbon pools in an intensively managed Chinese chestnut plantation. *Plant and Soil*, 376 (1-2): 363-375. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1996-2>
- Zhang, J.J.; Li, Y.F.; Chang, S.X.; Qin, H.; Fu, S.L.; Jiang, P.K., 2015. Understory management and fertilization affected soil greenhouse gas emissions and labile organic carbon pools in a Chinese chestnut plantation. *Forest Ecology and Management*, 337: 126-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.11.004>
- Zhou, D.; Zhao, S.Q.; Liu, S.; Oeding, J., 2013. A meta-analysis on the impacts of partial cutting on forest structure and carbon storage. *Biogeosciences*, 10 (6): 3691-3703. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-3691-2013>
- Zhou, G.Y.; Liu, S.G.; Li, Z.; Zhang, D.Q.; Tang, X.L.; Zhou, C.Y.; Yan, J.H.; Mo, J.M., 2006. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 314 (5804): 1417-1417. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1130168>

3.7. Etat des connaissances sur les pratiques réputées « stockantes » en prairies permanentes

Auteurs : Anne-Isabelle Graux, Katja Klumpp

Principaux enseignements de cette section :

- Les valeurs de stockage de C en prairies permanentes dépendent de l'historique d'occupation du sol, de l'état initial des stocks de C, du pédoclimat, de l'âge, des pratiques agricoles et de la composition botanique de la prairie (nombre et nature des espèces fourragères).
- Les valeurs rapportées par la littérature à l'échelle du globe sont extrêmement variables pour les prairies gérées par l'homme : on trouve une fourchette de stockage de C allant de -1,3 à plus de +1,4 MgC/ha/an sur 0-30 cm), avec des valeurs entre -0,40 à 0,90 tC/ha/an en Europe.
- L'analyse de la littérature montre que l'apport de fertilisant minéraux ou organiques a généralement un effet positif sur le stockage (de l'ordre de 0 à +0,21±0,07 tC/ha/an par rapport à un témoin non fertilisé)
- Les prairies pâturées stockent davantage de C que les prairies fauchées à même quantité de biomasse prélevée (cf. taux d'utilisation)
- En système pâturé, il semblerait que le stockage de C augmente avec le taux d'utilisation de l'herbe jusqu'à un optimum au-delà duquel il décroît.

3.7.1. Introduction

La place des prairies à l'échelle nationale se caractérise d'une part par une surface considérable (12,6 millions d'hectares (Mha) en 2017, soit environ 40% de la SAU française), et d'autre part par une dynamique de régression significative depuis les années 60, à un rythme 2,5 fois plus rapide que la réduction de la SAU (12,3 Mha en prairie permanente et 2,5 Mha en prairie temporaire en 1970 par rapport à respectivement 9,3 Mha et 2,9 Mha en 2017, Agreste 2017¹¹). Outre les autres services qu'elles rendent à l'élevage et plus largement à la société, les prairies sont reconnues comme présentant un potentiel à stocker du carbone dans leurs sols et donc à atténuer les effets du changement climatique (Soussana *et al.*, 2010).

Cette section s'intéresse uniquement aux prairies permanentes (ou surfaces toujours en herbe), aux modes actuels de gestion de ces prairies et aux surfaces associées. Elle dresse l'état actuel des connaissances de l'effet des pratiques de gestion des prairies permanentes sur le stock moyen de carbone organique des sols, dans le but d'identifier les pratiques les plus propices au stockage de C (« stockant », « déstockant », ou sans effet significatif). Cette analyse est conduite en se limitant aux références obtenues dans des climats relativement comparables aux climats de la France (Europe, Amérique du nord, zones tempérées de l'Amérique du sud, de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande), sauf si spécifié différemment.

Deux méthodes permettent d'estimer le stockage de C sous prairie permanente: i) la méthode dite par inventaire du sol qui mesure la variation du stock de C du sol au cours du temps, « delta stock C » et ii) la méthode des fluctuations turbulentes ou eddy-covariance, basée sur l'utilisation d'une tour à flux qui mesure les échanges de C entre la végétation, le sol et l'atmosphère, « Flux C ». La méthode « Flux C » considère le C stocké dans l'intégralité de l'écosystème (plante-sol-animaux) alors que la méthode « delta stock C » se base sur la différence de C du compartiment sol fin tamisé à 2 mm entre deux dates et pour une profondeur donnée, par exemple 0-30 cm (cf. section 3.5). Cette section se base sur la littérature utilisant la méthode dite « delta stock C », méthode de référence. L'analyse de l'ensemble de la littérature montre que les valeurs de stockage de C dépendent de la méthode de mesure utilisée, avec des valeurs nettement plus élevées pour la méthode « Flux C » que pour la méthode « Delta Stock C ».

¹¹ Agreste, 2017. Surfaces, productions, rendements de cultures fourragères, résultats 2016 définitifs et 2017 provisoires. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2018T13bspca.pdf>

3.7.1.1. Une grande variabilité du stockage dans les prairies

L'analyse de la littérature recensée à l'échelle du globe dans le cadre de l'étude montre une large gamme de valeurs de stockage de C, allant de -1,3 à plus de +1,4 t C ha⁻¹ an⁻¹ (les valeurs négatives correspondant à un déstockage de carbone) (par exemple Conant *et al.*, 2017, Sandermann *et al.*, 2015, Abdalla *et al.*, 2018, Franzluebbers et Stuedemann 2009). Cette fourchette montre que les prairies peuvent dans certaines situations déstocker des quantités importantes de carbone, ou n'en stocker que très peu. Les prairies ne sont par conséquent pas des puits perpétuels de carbone et il convient de pouvoir identifier les situations qui favorisent le stockage de C sous prairie (Smith, 2014).

La variabilité de ce stockage du C dans les sols de prairies est liée à la diversité de l'âge des prairies, à la diversité de nature des sols et des conditions climatiques (Cf. sections 3.2 et 3.5), à la diversité des modes de gestion de la prairie, et à la diversité de nature et de composition botanique des prairies elles-mêmes.

Du point de vue des processus, le stockage de C dans les sols de prairie dépend à la fois de la productivité nette de l'écosystème qui détermine elle-même les entrées de C de l'atmosphère vers la végétation et le sol (combien peut-on stocker ?), et du temps moyen de transit du C dans les différents compartiments composant la prairie (pendant combien de temps peut-on stocker?) (Soussana et Lemaire, 2014 ; Jones et Donnelly, 2004).

En jouant sur la productivité des prairies et les entrées de C vers le sol (en quantité et en qualité) ainsi que sur les flux de C internes au sol, les pratiques de gestion modifient le stockage de C en prairie.

Le nombre et le type d'espèces végétales composant les prairies permanentes influencent également le stockage de carbone. Il semble que les prairies à flore complexe permettent un stockage de C plus élevé (Hungate *et al.*, 2017 ; Lange *et al.*, 2015). Ce stockage augmente en effet avec la richesse spécifique de la prairie et avec la présence de légumineuses (Steinbeiss *et al.*, 2008 ; Cong *et al.*, 2014 ; Mueller *et al.*, 2017 ; Rutledge *et al.*, 2017). Cet effet est probablement lié à une diversité de systèmes racinaires (plus ou moins denses et profonds), ainsi qu'à une augmentation de la disponibilité en azote en présence de légumineuses et à l'augmentation de la productivité primaire qui en découle. Le type de voie photosynthétique a également une influence significative sur le stockage de carbone en prairie, les prairies de graminées en C4 ayant tendance à stocker plus de carbone dans le sol que les prairies en C3 ou les prairies mixtes (Abdalla *et al.*, 2018).

La composition spécifique et fonctionnelle des prairies évolue sous l'influence des pratiques de fertilisation et d'exploitation de l'herbe par la fauche et le pâturage. Une classification fonctionnelle des prairies a été proposée sur la base de caractéristiques morphologiques des plantes ou traits dits fonctionnel(les) permettant de distinguer les espèces végétales composant les prairies permanentes suivant leur capacité d'acquisition des nutriments et leur tolérance à la défoliation (Cruz *et al.* 2010 ; Fort *et al.* 2016 ; Leuschner *et al.*, 2013). Les pratiques de fertilisation et d'exploitation de l'herbe jouent donc directement mais également indirectement sur le stockage de C en modifiant la composition botanique et fonctionnelle des prairies.

3.7.1.2. Méthodologie de l'analyse de la bibliographie sur les pratiques stockantes en prairies

L'influence des pratiques est potentiellement un levier important à mobiliser dans le cadre de l'objectif d'un stockage additionnel de 4 pour 1000 d'ici 2050 (Minasny *et al.*, 2017 ; Plan Climat, 2017¹²). La simple amélioration d'une pratique en prairie pourrait en effet *a priori* permettre d'augmenter le carbone organique des sols en prairie de l'ordre de 14% en conditions tempérées (Ogle *et al.*, 2004).

Parmi le corpus bibliographique analysé, 71 situations issues de 15 références bibliographiques ont été retenues car utilisant la méthode dite « delta stock C » et comprenant suffisamment d'informations sur les pratiques agricoles utilisées (chargement animal, fertilisation azotée, biomasse récoltée) pour une analyse des données dans le cadre de cette section. Ces références incluent des synthèses bibliographiques publiées dans des revues internationales de rang A ou dans des revues scientifiques françaises, axées soit sur les liens entre prairies et cycle du carbone soit sur les liens entre élevage et azote. Nous concluons cette section par une proposition de pratiques *a priori* « stockantes » en prairies permanentes à mettre en place dans le cadre de l'initiative 4 pour 1000, et discutons des possibilités et freins à leur mise en place dans les différents contextes pédoclimatiques des prairies françaises métropolitaines.

¹² www.unicem.fr/wp-content/uploads/plan-climat-2017.pdf

Le lecteur peut se reporter à la **section 3.5 pour une description des différents types de prairies** et de l'évolution de leurs surfaces, ainsi que pour connaître les effets du pédoclimat et de l'historique culturel (type et durée de l'occupation du sol) sur les stocks actuels de carbone organique des sols de prairie permanente (section 3.5.3.2). Le lecteur peut également se reporter à la **section 3.8.4 où sont décrits les effets liés à l'âge de la prairie** et à l'accroissement de la part de prairies temporaires dans les successions culturales.

En complément de cette section, le lecteur peut se reporter aux ouvrages ou chapitres d'ouvrage suivants (Marshall *et al.*, 2018 ; Lemaire *et al.*, 2018 ; Lorenz et Lal, 2018 ; Singh, 2018) publiés pendant l'étude qui abordent des aspects plus larges que l'effet des pratiques sur le stockage de C des prairies.

3.7.2. Effet des pratiques courantes

3.7.2.1. Tentative de hiérarchisation des pratiques a priori « stockantes »

Les pratiques de gestion de la prairie liées aux apports de fertilisant minéraux et organiques, aux modes d'exploitation de l'herbe (pâturage, fauche, mixte) et à l'intensité de son utilisation vis-à-vis du potentiel de production de la prairie ont un impact important sur le stockage du carbone (Soussana *et al.*, 2004 ; McSherry et Ritchie, 2013). A l'échelle des systèmes d'élevage, l'utilisation des surfaces par les ruminants et l'épandage des effluents produits en bâtiment ou au pâturage influencent également ce stockage (Soussana et Lemaire, 2014). Une hiérarchisation de l'effet de différentes pratiques *a priori* « stockantes » en prairies a été proposée sur la base de méta-analyses (Conant *et al.*, 2001, 2017). D'après Conant *et al.* (2017, Figure 3.7-1), parmi les pratiques les plus étudiées, la plus forte augmentation du stockage de C en prairie semble permise par l'implantation d'une prairie après une culture (transition culture-prairie). Cette transition n'est pas discutée plus avant ici car il s'agit d'un changement **d'affectation des sols, sujet traité dans la section 3.5**.

Viennent ensuite des pratiques qui jouent principalement sur un meilleur transfert du C vers le sol i) *via* la stimulation de la production nette, qui participe à un meilleur enracinement et à la fourniture de matière organique au sol, ou ii) *via* le mode et l'intensité d'exploitation de l'herbe (qui jouent sur la quantité et qualité des litières végétales). Ces pratiques englobent la fertilisation (minérale et organique), le semis de légumineuses, les pratiques comme le pâturage recyclant directement une partie des nutriments prélevés sur les prairies pâturées *via* les déjections animales. Dans cette synthèse, l'analyse des effets du pâturage intègre une grande diversité de techniques testées : réduction de l'intensité d'utilisation par diminution du chargement animal, différents types de pâturages (tournant, pâturage de courte durée, pâturage saisonnier etc.) qui ne conduisent pas toutes à stocker davantage de C dans les sols.

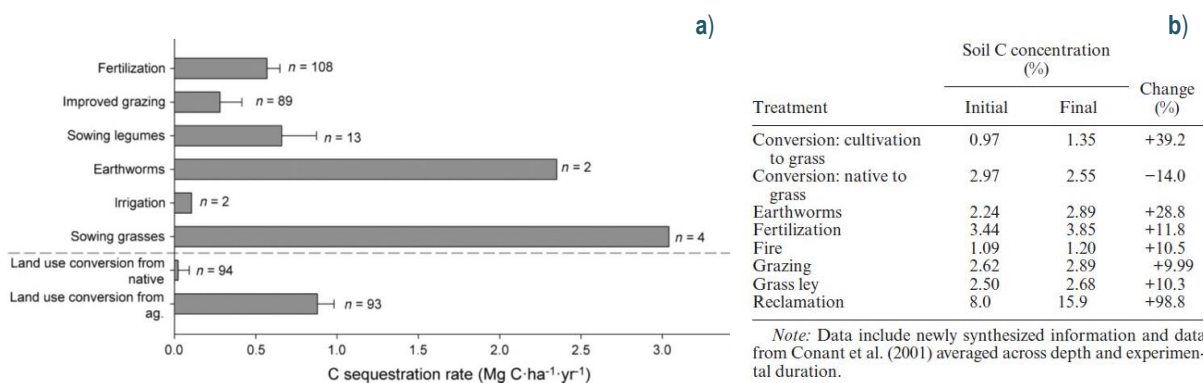


Figure 3.7-1. a) Stockage annuel de carbone par hectare de prairie et **b)** modification de la concentration en carbone du sol associé à chaque pratique potentiellement stockante. (d'après la méta-analyse de Conant *et al.*, 2017).

Le nombre d'études (n) utilisées pour calculer la moyenne est indiqué pour chaque pratique

Très peu d'études abordent les effets de l'introduction de nouvelles espèces fourragères productives, ou de l'introduction de vers de terre ou encore de l'irrigation des prairies (très peu courante en France) sur le stockage de C (Conant *et al.*, 2017 ; Hunt *et al.*, 2016). Peu d'études abordent la question spécifique de l'effet des légumineuses (Rutledge *et al.*, 2017) ou des espèces à racines profondes (Dignac *et al.*, 2017) comme seul facteur d'étude du stockage de C en prairie. Les synthèses comparatives de l'effet des pratiques sur le stockage de C en prairie permanente ne s'intéressent pas à l'effet spécifique de la fauche. Quelques études ont tout de même montré

que le stockage de C en prairie fauchée était inférieur à celui de prairies pâturées (Soussana *et al.*, 2010) avec une variabilité liée à la fréquence et à la date des fauches qui jouent sur la production primaire et donc sur les entrées de C vers le sol (i.e. Gos *et al.*, 2016).

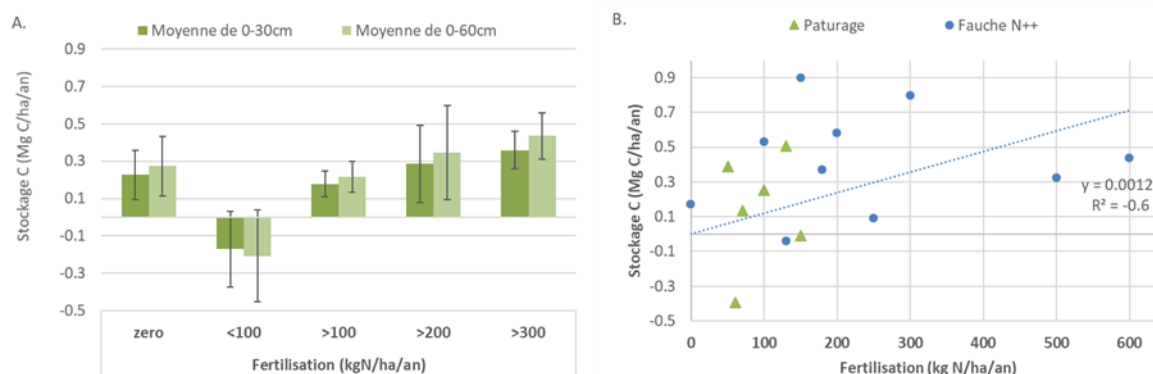
Ce sont ces pratiques de stimulation de la production nette (essentiellement via la fertilisation) d'une part, de gestion de l'exploitation de l'herbe d'autre part, qui sont *a priori* les plus prometteuses en termes d'amélioration du stockage de C en prairies permanentes et qui sont actuellement les plus documentées. Elles ont donc été retenues et sont analysées ci-après.

3.7.2.2. Effet de la fertilisation

La fertilisation est un facteur clé de régulation du stockage de C sous prairie (Soussana et Lemaire, 2014). Les prairies permanentes peuvent recevoir différents éléments minéraux (N, P, K, Mg, Ca, S) sous la forme d'engrais (azotés, phosphatés, potassiques) et d'amendements (magnésie, soufre et chaux). Parmi ces apports en éléments minéraux, l'effet des engrais N, P et K et du chaulage sont les plus étudiés. Peu d'études abordent les effets de la combinaison de ces éléments relativement à l'utilisation d'un unique élément (Eze *et al.*, 2018 ; Fornara *et al.*, 2013 ; Kidd *et al.*, 2017 ; Poepveau *et al.*, 2018). De façon générale, la fertilisation minérale semble stimuler le stockage de C, mais avec des nuances suivant la formulation de l'engrais (N, NP, PK, NPK etc.) et sans qu'il y ait de réel consensus entre les études sur la formulation la plus efficace pour le stockage de C. Il semble que l'ordre de grandeur du stockage additionnel par rapport à une situation non fertilisée s'échelonne de 0 à +0,3 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Poepveau *et al.*, 2018). Ce stockage est en effet dépendant du type de sol, du mode d'exploitation de l'herbe (fauche, pâturage), des doses ajoutées (faibles, modérées, fortes) ainsi que de la durée d'application et de la profondeur du sol analysée. Un apport modéré d'engrais N et P stimule la productivité du couvert végétal et augmente les flux de C depuis l'atmosphère vers le sol et ainsi le stockage de carbone sous prairie (Soussana et Lemaire, 2014 ; Poepveau *et al.*, 2018 ; Fornara *et al.*, 2013, 2016). Un apport élevé peut également stimuler la minéralisation de la matière organique des sols et par conséquent réduire *a contrario* le stockage de C dans le sol (Jones et Donnelly, 2004). Il semble que 1,15 kg de NPK soit nécessaire pour stocker 1 kg de carbone (Kätterer *et al.*, 2012 ; Poepveau *et al.*, 2018).

La réponse du stockage de C à la fertilisation dépend également de la nature minérale ou organique de l'engrais utilisé. Sur une parcelle donnée l'application d'engrais organiques permet *a priori* un stockage de C supérieur à celui obtenu par l'emploi d'engrais minéraux (respectivement de l'ordre en moyenne de 0,82 t C ha⁻¹ an⁻¹ vs. 0,54 t C ha⁻¹ an⁻¹) (Conant *et al.*, 2017) qui est lié à l'apport de C supplémentaire apporté par les engrais organiques (cf. section 3.8.5, Fornara *et al.*, 2016 ; Kidd *et al.*, 2017).

L'analyse de la littérature mobilisée dans le cadre de l'étude semble confirmer un effet bénéfique de la fertilisation pour le stockage de C en prairie permanente (Figure 3.7-2) (cf. aussi la méta-analyse d'Eze *et al.*, 2018). Elle semble indiquer l'existence d'une relation non-linéaire entre la quantité d'azote apportée annuellement et le stockage de carbone. Toutefois, cette relation dépend de la façon dont l'herbe est exploitée (pâturage, fauche ou gestion mixte, voir aussi Figure 3.7-5). Dans le cas de prairies fauchées, il semble que 1,2 kg de fertilisant azoté ($y = 0,0012x$; $R^2 = 0,6$) soit nécessaire pour stocker 1 kg C ha⁻¹ supplémentaire, ce qui semble cohérent avec les valeurs de la littérature (cf. Kätterer *et al.*, 2012 ; Poepveau *et al.*, 2018).



Bien que le chaulage contribue à augmenter la respiration du sol, il se traduit également par une augmentation des entrées de C issues de la végétation vers le sol. Ces entrées de C additionnelles intègrent des pools de C stable (organo-minéraux) et augmentent de fait le stockage de C dans les sols chaulés de 2 à 20% par rapport à des sols non-chaulés (Fornara *et al.*, 2011; Paradelo *et al.*, 2015 ; Eze *et al.*, 2018 ; Egan *et al.*, 2018). Néanmoins, l'effet du chaulage semble être limité aux sols acides qui se trouvent principalement dans les sites fortement lessivés où les précipitations annuelles sont importantes, et à des situations où l'intensité d'utilisation de l'herbe est modérée.

3.7.2.3. Effets du mode et de l'intensité d'exploitation de l'herbe

Les effets du pâturage (et partiellement de la fauche) sur le stock de C sous prairie passent par ses conséquences sur i) l'état du couvert (intensité de prélèvements, sélection, piétinement), ii) le retour de matière organique au sol *via* les restitutions animales et la litière végétale, et iii) la modification de la structure et la chimie du sol ainsi que de l'activité des enzymes et des communautés de micro-organismes du sol. La végétation des prairies pâturées présente une hauteur de végétation et une qualité nutritive plus variables (zones de refus) qu'en fauche. Cette variabilité dépend également de la sévérité du pâturage, de la fertilisation (minérale et organique) et des espèces végétales elles-mêmes (présence de légumineuses notamment) qui jouent sur l'alimentation du sol en biomasse végétale aérienne et racinaire et ne répondent pas de la même façon aux pratiques de gestion (Cruz *et al.*, 2010 ; Zhou *et al.*, 2017 ; Li *et al.*, 2017).

Les animaux au pâturage ingèrent jusqu'à 60% de la production primaire aérienne des prairies. La part du carbone non-digestible (25-40% de la matière sèche ingérée) se retrouve dans les déjections animales, principalement les fèces (Soussana et Lemaire, 2014). Elle est retournée dans les bâtiments d'élevage ou au sol durant le pâturage et contribue à fertiliser ce dernier et à stimuler la production de biomasse végétale. Les systèmes d'élevage les plus productifs s'appuient sur un pâturage fréquent qui favorise la production d'organes végétaux jeunes, riches en protéines et pauvres en fibres, et sur le semis d'espèces fourragères hautement digestibles. L'ensemble aboutit à maximiser la digestibilité de l'herbe et à diminuer les retours de C au sol.

Dans le cas de prairies fauchées, environ 80% de la production primaire aérienne produite est récoltée et exportée pour la production de foin ou d'ensilage d'herbe. Une partie du C exporté peut retourner sur la prairie via un épandage de fumier ou de lisier (cf. section 3.8.5).

Les effets du pâturage et de la fauche sur le cycle du C en prairie incluent donc (cf. Soussana et Lemaire, 2014) :

- (i) le rôle de l'intensité et de la fréquence de défoliation qui joue sur la productivité et la digestibilité du couvert, affectant eux-mêmes les retours de C au sol *via* la litière végétale et les restitutions animales;
- (ii) le rôle des restitutions animales qui, à un chargement modéré, peuvent favoriser le cycle des nutriments et augmenter la productivité primaire du couvert végétal, en particulier dans le cas de prairies implantées sur des sols pauvres en nutriments;
- (iii) le rôle du piétinement des animaux qui réduit la surface foliaire du couvert et sa capacité à capturer du CO₂ atmosphérique, et peut altérer à de forts chargements les propriétés physiques et hydrologiques des sols, mais également la faune du sol et de fait le stockage de C (Billota *et al.*, 2007).

Plusieurs synthèses récentes se sont intéressées en particulier aux effets du pâturage sur le stockage de carbone en prairie (Pineiro *et al.*, 2010 ; McSherry et Ritchie, 2013 ; Soussana et Lemaire, 2014 ; Lu *et al.*, 2017 ; Zhou *et al.*, 2017 ; Abdalla *et al.*, 2018 ; Eze *et al.*, 2018 ; Byrnes *et al.*, 2018). L'intensité d'utilisation de l'herbe peut être approchée au travers du chargement animal à l'hectare ou du nombre annuel de journées de pâturage (exprimées en UGB.jours pâturées par hectare et par an), ainsi qu'au travers du nombre annuel de fauches et plus généralement du degré d'utilisation ou d'exploitation de l'herbe. C'est essentiellement l'effet de l'intensité du pâturage sur le stockage de C en prairie, au travers d'un gradient de chargement animal, qui est abordé dans la littérature analysée. En revanche, peu d'informations sont disponibles sur les effets comparatifs du type (continu, tournant etc., cf. Byrnes *et al.*, 2018) et de la saison de pâturage, ainsi que sur les effets liés à l'espèce et à la race, ou encore à l'alimentation (concentrés et fourrages distribués en complément de l'herbe).

Ainsi, à de faibles intensités de pâturage, il semble que les animaux favorisent le cycle de l'azote dans le sol et la productivité primaire nette du couvert, conduisant à une augmentation du stockage de C (Zhou *et al.*, 2017). En revanche, des intensités de pâturage plus élevées peuvent conduire à une diminution du stockage de C dans le sol. Plusieurs synthèses émettent l'hypothèse d'une relation non linéaire entre l'intensité de pâturage et le stockage

de C sous prairie, avec l'existence d'un optimum correspondant à une intensité faible à modérée du pâturage (Lemaire, 2012 ; Soussana et Lemaire, 2014 ; Chen *et al.*, 2015 ; Soussana *et al.*, 2014 ; Zou *et al.*, 2015). Toutefois la nature de cette relation apparait notamment conditionnée par le type de climat et de sol (Abdalla *et al.*, 2018 ; Eze *et al.*, 2018) et demande à être confirmée.

La littérature rassemblée dans le cadre de l'étude a été analysée en faisant la distinction entre la méthode de mesure (« Flux C » vs « delta Stock C ») et les prairies uniquement pâturées et uniquement fauchées. Les résultats ont été regardés en séparant les données suivant le rendement (cf. la quantité d'herbe récoltée et/ou ingérée par les animaux) de la prairie (avec des classes < 2 t MS/ha/an ; de 2 à 5 t MS/ha/an, de 5 à 10 t MS/ha/an, et > 10 t MS/ha/an) (Figure 3.7-3).

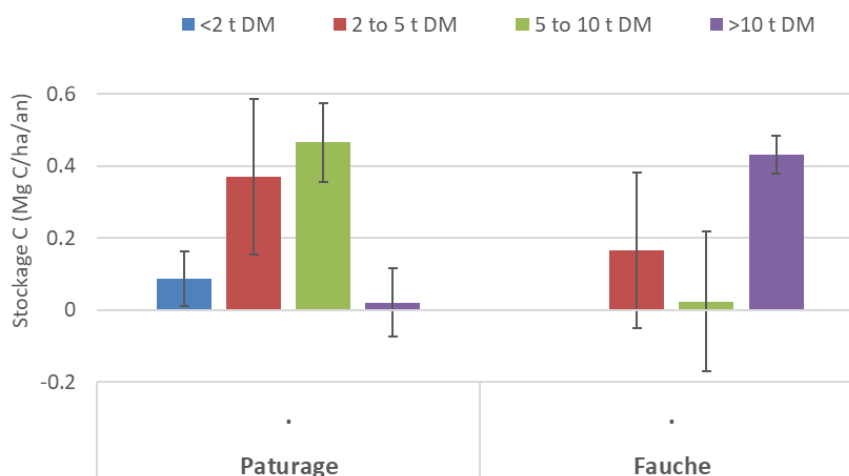


Figure 3.7-3. Taux de stockage de C moyen des prairies permanentes estimé par la mesure de la variation du stock de C du sol en surface (0-30 cm) (n=47) en fonction de la quantité d'herbe récoltée ou ingérée (t MS/ha/an) et du mode d'utilisation de l'herbe (fauche, pâturage) dans le cas d'un rendement faible (< 2 t MS ha⁻¹ an⁻¹, en bleu), modéré (2 à 5 t MS ha⁻¹ an⁻¹, en rouge), intense (5 à 10 t MS ha⁻¹ an⁻¹, en vert) ou élevé (> 10 t MS ha⁻¹ an⁻¹, en violet).

Le rendement pour le pâturage correspond aux quantités estimées d'herbe ingérées par le bétail, estimées en fonction du chargement animal (une unité gros bétail de 600kg) et de la durée de pâturage communiquée dans les références bibliographiques. En prenant un compte une profondeur du sol plus importante que celle utilisée pour la figure (0-60 cm au lieu de 0-30 cm), le taux de stockage de C moyen est respectivement de 0,11 ± 0,1, 0,38 ± 0,2, 0,30 ± 0,1 t C ha⁻¹ an⁻¹ et 0,36 ± 0,1 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour les 4 niveaux de rendement : <2, de 2 à 5, 5 à 10 et >10 t MS ha⁻¹ an⁻¹.

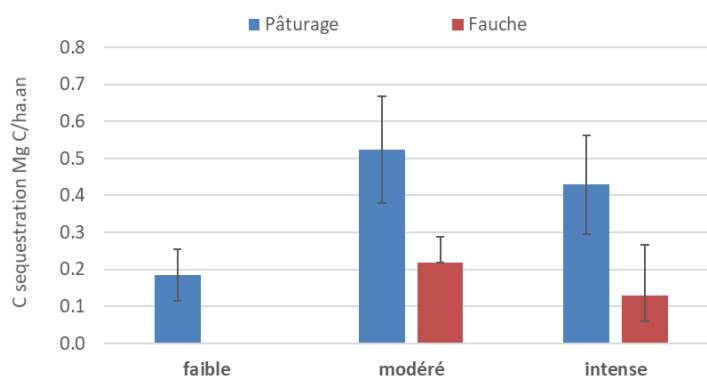


Figure 3.7.4: Stockage annuel de carbone par ha et par an de prairies en fonction du degré et du mode d'utilisation de l'herbe faible (0-0.5), modéré (0.5-0.8) et intense (0.8-1) pour la fauche (n=19) et le pâturage (n=46), toutes fertilisations confondues et pour l'horizon 0-30 cm.

L'analyse de la littérature mobilisée dans le cadre de l'étude semble ainsi confirmer que pour des niveaux d'utilisation de l'herbe équivalents, les prairies uniquement pâturées stockent *a priori* davantage de C que les prairies uniquement fauchées (Figures 3.7-3 et 3.7-4). Cela est vraisemblablement dû au fait que le pâturage exporte moins de C que la fauche et restitue en partie le C exporté *via* les déjections animales. Les résultats de notre analyse sont concordants avec les essais long-terme disponibles dans la littérature qui montrent que la prairie

pâturée stocke potentiellement plus de C que la prairie fauchée (Senapati *et al.*, 2014 ; Koncz *et al.*, 2017 ; Mestdagh *et al.*, 2006). Néanmoins, les valeurs de stockage moyen de chacune des deux pratiques sont très proches (prairie uniquement pâturées $0,26 \pm 0,08$ t C ha⁻¹ an⁻¹ (n=53), prairies uniquement fauchées $0,23 \pm 0,07$ t C ha⁻¹ an⁻¹, (n=18)), ce qui explique les concordances dans la littérature. De même, pour les effets d'une gestion mixte (fauche + pâturage), qui sont moins clairs, certains travaux indiquant un niveau stockage de C intermédiaire (Mestdagh *et al.*, 2006) ou inférieur (Soussana *et al.*, 2010) à celui des prairies uniquement pâturées ou uniquement fauchées.

En complément, de quantité d'herbe récoltée et/ou ingérée par les animaux (rendement), le taux d'utilisation de l'herbe produite a été calculé comme le rapport entre le rendement et le potentiel de production de biomasse (Figure 3.7-4), lui-même estimé à partir des précipitations et de la température moyenne annuelles en utilisant le modèle Miami (d'après Grieser *et al.*, 2006). Notons que le modèle utilisé (Miami), très simple, a tendance à sous-estimer la production potentielle des prairies dans certains cas.

D'après les données analysées, le stockage de C augmente avec le taux d'utilisation de l'herbe jusqu'à un seuil optimum au-delà duquel le stockage de C diminue (Figure 3.7-4). En prairies permanentes pâturées on observe cette augmentation jusqu'à un taux d'utilisation de 50 à 80% (ici modéré). Les prairies permanentes pâturées présentent en général un taux d'utilisation inférieur à celui des prairies fauchées (d'où l'absence d'un taux d'utilisation < 50% pour les prairies fauchées, Figure 3.7-4).

L'analyse de la réponse combinée (stockage de C, fertilisation N et taux d'utilisation de l'herbe, Figure 3.7-5) montre que l'utilisation de l'herbe est liée à l'apport d'azote : pour une même quantité de fertilisation apportée, le stockage de C semble augmenter avec le taux d'utilisation de l'herbe jusqu'à un seuil optimum au-delà duquel le stockage de C diminue. De la même façon, pour un taux d'utilisation de l'herbe donné, le stockage de C semble décroître avec la fertilisation jusqu'à un seuil au-delà duquel il augmente. En outre, le taux de stockage de C moyen à l'optimum d'utilisation de l'herbe augmente avec la fertilisation N (Figure 3.7-5).

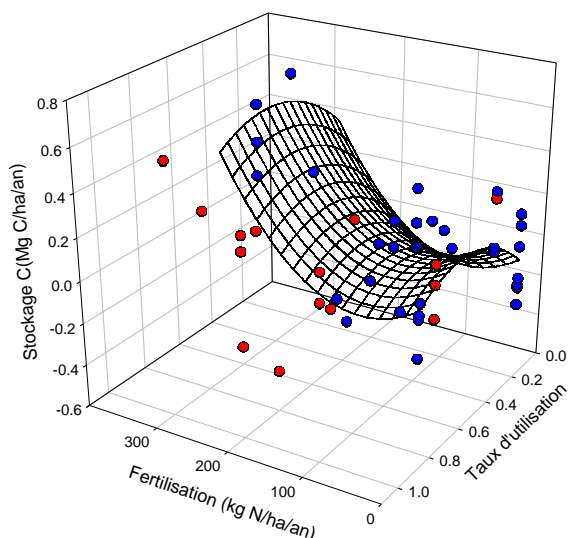


Figure 3.7-5. Taux de stockage de C moyen en fonction du taux d'utilisation de l'herbe (rapport entre la biomasse prélevée par la fauche et le pâturage sur la biomasse produite, sans dimension) et de la fertilisation azotée minérale et organique apportée annuellement (kg N/ha/an) excluant les données avec un taux d'utilisation de l'herbe < 0.1 (« rangeland »).

Le stockage de C est estimé par la méthode de la variation du stock de C du sol (« delta stock C »). La figure permet de visualiser les points disponibles et ceux qui correspondent aux prairies uniquement fauchées (points rouges) et uniquement pâturées (points bleus) ainsi que leur représentation en 3 dimensions (modèle de Lorentzian) tous modes de gestion confondus : n=57, R²=0,52, p<0,001.

Le choix du mode de pâturage (continu, tournant) est souvent lié aux conditions pédoclimatiques locales ainsi qu'au système de production (laitier, viande, bovin/ovin). L'analyse des données de l'étude montre que, à taux d'utilisation comparable, le mode de pâturage (continu, tournant) semble influencer le stockage de C dans le cas de prairies ayant reçu un engrais azoté, avec un stockage de l'ordre du double dans le cas d'un pâturage continu (données non montré). En revanche, dans le cas de prairies non-fertilisées, les niveaux de stockage semblent être équivalents entre les deux modes de pâturage. Une méta-analyse récente a au contraire mis en évidence les effets bénéfiques pour le stockage de C d'un pâturage tournant par rapport à un pâturage continu (Byrnes *et al.*, 2018), avec toutefois un nombre d'études et d'observations limité pour sans doute bien distinguer les effets du climat et du mode de pâturage.

D'après les données recensées dans l'étude, les niveaux de stockage moyens semblent confirmer les conclusions de Byrnes *et al.*, (2018) montrant un stockage plus faible dans le cas d'un pâturage continu ($0,19 \pm 0,08$ t C ha⁻¹ an⁻¹, n=18) que dans le cas d'un pâturage tournant ($0,47 \pm 0,09$ t C ha⁻¹ an⁻¹, n=30). Toutefois, l'utilisation

de l'herbe (rapport entre la biomasse prélevée au pâturage et la biomasse produite) semble avoir un effet, montrant un stockage plus favorable dans le cas d'un pâturage tournant avec un taux d'utilisation moyen entre 0,5 à 0,8 qu'avec un taux plus élevé (Figure 3.7-6).

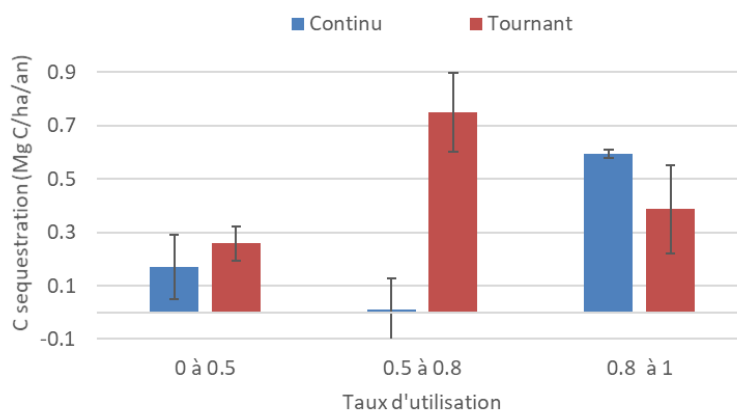


Figure 3.7-6. Taux de stockage de C moyen en pâturage continu (n= 18) et tournant (n=25) en fonction du taux d'utilisation de l'herbe pour tous les niveaux de fertilisation confondus.

Toutefois il y a peu d'observations disponibles pour analyser avec certitudes tous les facteurs en interaction (cf. aussi Byrnes *et al.*, 2018). Il est important de noter qu'il existe une grande diversité de conduites de pâturage tournant et continu et qu'il est sans doute dangereux de les regrouper et de vouloir les opposer. En outre, ces deux modes de conduite sont souvent associés à des conditions pédoclimatiques et de végétation particulières qui interfèrent avec les effets du mode de pâturage sur le stockage de C.

Au-delà, l'intensification de l'utilisation des prairies, à travers une manipulation conjointe de la productivité et du chargement animal, conduit à des réponses complexes en termes d'impacts environnementaux : lorsque le degré d'intensification augmente, les impacts positifs comme un plus fort stockage de C sont progressivement contrebalancés par des impacts négatifs liés à une production excessive de différentes émissions azotées (NH₃, N₂O) (cf. Soussana et Lemaire, 2014). Il semble qu'un seuil d'intensification de la prairie puisse être déterminé au-dessus duquel une intensification supplémentaire se traduit par des risques environnementaux inacceptables et une diminution/aliénation des services écosystémiques rendus par la prairie (Lemaire, 2012 ; Soussana et Lemaire, 2014).

3.7.3. Conclusions

3.7.3.1. Les lacunes de connaissances identifiées

L'existence d'une grande diversité de pratiques mais aussi de leur nécessaire combinaison pour produire de l'herbe rend complexe l'analyse des différents facteurs qui entrent en jeu dans le stockage de carbone en prairie. Cette analyse est rendue d'autant plus complexe que ce stockage est aussi dépendant du stock initial de carbone des sols, de l'âge et de la composition botanique de la prairie, mais aussi des conditions pédoclimatiques locales. **Il reste encore beaucoup d'incertitudes sur les effets des pratiques et de leur combinaison, en interaction avec les autres facteurs d'influence, sur l'aptitude des prairies à stocker du C, en particulier sur le long terme.** Les conclusions de cette section reposent sur l'analyse des connaissances actuelles en la matière et pourraient être remises en question par de futurs travaux. Cette analyse a permis d'identifier en particulier un certain nombre de lacunes de connaissances mais aussi de faiblesses dans l'analyse de l'effet des pratiques sur le stockage de C en prairie.

Il y a **peu de travaux publiés** sur les effets du pâturage et de la fauche **en conditions tempérées** (climat dit froid et humide) permettant de faire une analyse détaillée des effets de l'intensité et/ou du mode d'utilisation de l'herbe (ex. pâturage tournant, au fil, continu, période(s) /date(s) de pâturage ou fauche) sur le stockage de C en prairie permanente.

Se pose également la question de la variable proxy pertinente à utiliser, et de son estimation, **pour exprimer le degré d'utilisation de l'herbe**. Dans la littérature analysée, la variable proxy concernant le pâturage est souvent

le chargement moyen à l'année, exprimé en unités gros bovins (UGB) ou en nombre de têtes à l'hectare de prairie, avec parfois simplement une information qualitative sur le degré d'intensité du pâturage, jugé faible, modéré ou fort, ou bien extensif vs intensif, sur la base de seuils de chargements pas toujours précisés. La mise en relation de différentes études n'ayant pas classifié cette intensité de pâturage sur la base des mêmes seuils peut entraîner un mélange de degrés d'utilisation de l'herbe divers qui fausse le message des méta-analyses. Au-delà, la quantification de l'intensité d'utilisation de l'herbe dépend du potentiel de production de la prairie et donc des conditions pédoclimatiques et des pratiques locales. Autrement dit, une pratique jugée extensive au regard du potentiel de production local peut se révéler très intensive ailleurs, et inversement.

Les études futures devraient pouvoir estimer et informer sur l'intensité de l'utilisation de l'herbe, soit par l'estimation du ratio entre les prélèvements par fauche et/ou pâturage et la production potentielle de la prairie, soit par des indicateurs quantitatifs plus informatifs que le chargement animal, comme le nombre annuel de journées de pâturage (exprimées en UGB.jours pâturés ha⁻¹ an⁻¹) et le ratio des hauteurs d'herbe entre l'entrée et la sortie des animaux de la parcelle, métriques communément utilisées par les zootechniciens pour refléter respectivement l'intensité d'utilisation de la prairie par le pâturage et la sévérité de la conduite du pâturage. L'information nécessaire à cela n'est souvent pas disponible dans les études menées. L'estimation de la production potentielle d'une prairie nécessite en effet des mesures régulières de hauteur et de densité de l'herbe, permettant d'estimer la croissance et la production de la prairie, mesures qui sont rarement effectuées car coûteuses en temps et main d'œuvre. Des approches par modélisation peuvent également permettre d'estimer ce potentiel de production mais de façon approchée, les modèles de croissance de l'herbe peinant encore à estimer les productions observées dans toutes les situations et avec une erreur acceptable.

Les **études** s'intéressant aux effets de la fertilisation minérale sont généralement **centrées sur la fertilisation minérale N, P, K et le chaulage**. Peu d'études se sont intéressées aux autres types de nutriments apportés (S, Mg). Peu de travaux ont également comparé les effets de la nature (minérale ou organique) du fertilisant, de la combinaison des éléments minéraux entre eux, et regardé les effets de la gestion des apports dans l'année sur le stockage de carbone (saison d'apport, fractionnement des apports). Au-delà, les synthèses sur le sujet n'analysent pas conjointement la totalité des entrées d'azote issues de la fertilisation, des restitutions animales et de la fixation symbiotique d'azote par les légumineuses.

Peu de travaux se sont également intéressés à l'intérêt de **pratiques encore marginales** aujourd'hui comme l'introduction de nouvelles espèces fourragères productives, l'introduction de vers de terre ou encore l'irrigation des prairies (très peu courante en France).

Peu d'études abordent la question spécifique de l'effet des **légumineuses** ou des **espèces à racines profondes** comme seul facteur d'influence étudié. Les essais expérimentaux étudiant l'effet des pratiques sur le stockage de C en prairie permanente ne s'intéressent pas non plus à **l'effet spécifique de la fauche**. *A contrario*, les méta-analyses qui s'intéressent à l'effet d'un unique facteur mélangent des situations qui ne sont probablement pas comparables car elles négligent les effets des autres pratiques, du pédoclimat et de la composition botanique des prairies, même si certains auteurs ont tenté de dégager des tendances en distinguant différents types de climat.

L'influence de la composition botanique, au-delà des effets de la richesse spécifique, de la présence de légumineuses et de la voie photosynthétique, **demande également à être précisée**. La composante souterraine des prairies interagit fortement avec la composante aérienne en modifiant les processus impliqués dans le fonctionnement de ces écosystèmes via un jeu de rétroactions positives et négatives (Wardle *et al.*, 2004). Zhou *et al.* (2018) ont mis en évidence quels étaient les traits fonctionnels racinaires permettant de discriminer les espèces cohabitant dans les prairies tempérées sur leur taux de respiration et de croissance racinaire. De façon similaire à Cruz *et al.* (2010), Fort *et al.* (2016) ont mis en évidence que les traits racinaires des espèces prairiales variaient avec le degré de fertilité du milieu selon la stratégie d'acquisition ou de conservation des ressources par les espèces, mais aussi avec la profondeur du sol. Il manque à l'état de l'art une classification fonctionnelle des espèces prairiales, basée à la fois sur des traits fonctionnels aériens et racinaires, permettant de discriminer les espèces suivant le milieu où elles se trouvent et les pratiques de fertilisation et d'utilisation de l'herbe. En connaissant la composition botanique des prairies, cela permettrait d'en déduire leur composition en ces types fonctionnels et de différencier ensuite les réponses en termes de stockage de C dans les méta-analyses ou synthèses suivant la composition fonctionnelle des prairies.

3.7.3.2. Les pratiques « stockantes » à tester

Ces lacunes identifiées, nous pouvons toutefois conclure, sur la base de la littérature analysée, que l'application d'engrais, mais également le mode d'exploitation de l'herbe, sont des pratiques particulièrement influentes sur le stockage de carbone en prairie. En particulier, il semble que le pâturage soit plus favorable au stockage de carbone que la fauche, et qu'il existe un degré d'intensification/utilisation modéré de la prairie pour lequel le stockage de carbone en prairie est maximal, ce degré étant toutefois conditionné par les conditions pédoclimatiques. Aussi, pour augmenter le stockage de C en prairie permanente, il semble possible de :

- **Intensifier modérément les prairies les plus extensives** (en augmentant le nombre d'exploitations de l'herbe, soit par des fauches ou des pâturages supplémentaires, et/ou en augmentant la fertilisation apportée annuellement ou encore en favorisant les légumineuses fixatrices d'azote).
- **Extensifier les prairies les plus intensives** (en réduisant le nombre d'exploitations de l'herbe, et/ou la fertilisation azotée apportée annuellement).
- **Favoriser le pâturage vis-à-vis de la production de fourrages conservés à base d'herbe** (foin, ensilage).

L'identification de pratiques *a priori* stockantes en prairie permanente, sur la base d'observations effectuées dans des conditions particulières, a ses limites et peut se révéler difficilement extrapolable à l'échelle d'un territoire ou d'un pays comme la France où il existe une très grande diversité de conditions pédoclimatiques, de types de prairie et de pratiques. En particulier, l'attribution d'un caractère extensif et intensif à l'utilisation des prairies est fortement dépendant des conditions pédoclimatiques et du potentiel de production local. Autrement dit, une gestion qualifiée d'extensive à un endroit où le potentiel de production d'herbe par les prairies est élevé peut sembler intensive si on l'applique à un endroit où le potentiel de production d'herbe par les prairies est beaucoup plus faible.

Face à ces constats, la modélisation mécaniste apparaît comme une approche complémentaire permettant de simuler l'évolution des stocks de C à grand échelle et sur le long terme incluant des situations où aucune mesure n'a encore été ou ne peut être effectuée telles que : (1) les conditions climatiques (futurs), (2) à des emplacements ou pour des types de sol ou des régions où aucune mesure n'existe, (3) pour les scénarios de gestion (pâturages, fauche, fertilisation, ..) qui n'ont pas encore été testés pour une condition donnée ou des utilisations nouvelles comme par exemple de nouvelles espèces de graminées, l'ajout de légumineuses, la modification du régime de fertilisation ou de l'intensité d'utilisation de l'herbe.

Au cours des dernières décennies, une grande diversité de modèles de prairies a été développée dont certains permettent de simuler l'évolution des stocks du C en prairie permanente. La modélisation en système prairial a été testée à grande échelle avec le modèle Orchidée (Chang *et al.*, 2015). Cependant ce modèle ne permet pas de simuler très finement l'effet des pratiques sur le stockage de C. Pour tester l'effet sur le stockage de C des modifications de pratiques envisagées il est nécessaire d'utiliser un modèle permettant de rendre compte de l'effet des pratiques.

3.7.3.3. Les freins à l'adoption

La mise en place à l'échelle du territoire national des pratiques *a priori* stockantes identifiées ci-dessus peut se révéler incompatible avec d'autres objectifs, notamment d'un point environnemental. L'intensification même modérée de l'utilisation des prairies se heurte en effet à la nécessité de réduire les émissions de GES, de davantage contrôler la qualité de l'eau et les risques d'eutrophisation, ainsi qu'à la volonté de préserver les écosystèmes et leur biodiversité.

En particulier, une augmentation de l'emploi d'engrais minéraux azotés, susceptible de favoriser le stockage de C relativement à d'autres éléments, pourrait augmenter les pertes d'azote par lixiviation et par émission d'azote sous une forme gazeuse (Fornara *et al.*, 2013). L'emploi d'engrais organiques ou l'introduction de légumineuses préférentiellement à l'utilisation d'engrais minéraux offre la possibilité d'augmenter le stockage de C dans les sols de prairies permanentes, de reboucler les cycles des nutriments et d'économiser l'emploi d'engrais minéraux. Cependant la quasi-totalité des effluents d'élevage produits en France est déjà restituée au sol, ce qui laisse peu de marge de manœuvre.

En outre, la modification des pratiques d'exploitation de l'herbe et les conséquences pour les niveaux de productivité de la prairie implique nécessairement une modification des systèmes fourragers avec des

conséquences économiques et structurelles à l'échelle des systèmes d'élevage, ce qui pourrait se révéler bloquant pour une mise en place effective. En particulier la modification des niveaux de production d'herbe, suite à une légère intensification des prairies les plus extensives ou à la désintensification des prairies les plus intensives aura inévitablement des conséquences sur la taille des troupeaux, les achats d'aliments à l'extérieur ou les niveaux de production de lait ou de viande. De même favoriser le pâturage au détriment d'une exploitation de l'herbe par la fauche n'est possible que dans certaines conditions (d'accès au parcellaire, de mode de conduite des troupeaux) et doit tenir compte de la nécessité de constituer des réserves fourragères hivernales. Enfin ces changements de pratiques peuvent générer des coûts et charges de travail supplémentaires dont il faut tenir compte.

Références bibliographiques

- Abdalla, M.; Hastings, A.; Chadwick, D.R.; Jones, D.L.; Evans, C.D.; Jones, M.B.; Rees, R.M.; Smith, P., 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 253: 62-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>
- Bilotta, G.S.; Brazier, R.E.; Haygarth, P.M., 2007. The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 94*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 237-280. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(06\)94006-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(06)94006-1)
- Byrnes, R.C.; Eastburn, D.J.; Tate, K.W.; Roche, L.M., 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators. *Journal of Environmental Quality*, 47 (4): 758-765. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2017.08.0313>
- Chang, J.; Ciais, P.; Viory, N.; Vuichard, N.; Sultan, B.; Soussana, J. F., 2015. The greenhouse gas balance of European grasslands. *Global Change Biology*, 21 (10): 3748-3761. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12998>
- Chen, W.Q.; Huang, D.; Liu, N.; Zhang, Y.J.; Badgery, W.B.; Wang, X.Y.; Shen, Y., 2015. Improved grazing management may increase soil carbon sequestration in temperate steppe. *Scientific Reports*, 5. <http://dx.doi.org/10.1038/srep10892>
- Conant, R.T.; Cerri, C.E.P.; Osborne, B.B.; Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, 27 (2): 662-668. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1473>
- Conant, R.T.; Paustian, K.; Elliott, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon. *Ecological Applications*, 11 (2): 343-355. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[0343:gmaciq\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0343:gmaciq]2.0.co;2)
- Cong, W.F.; van Ruijven, J.; Mommer, L.; De Deyn, G.B.; Berendse, F.; Hoffland, E., 2014. Plant species richness promotes soil carbon and nitrogen stocks in grasslands without legumes. *Journal of Ecology*, 102 (5): 1163-1170. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12280>
- Cruz, P.; Theau, J.P.; Lecloux, E.; Jouany, C.; Duru, M., 2010. Typologie fonctionnelle de graminées fourragères pérennes: une classification multitraits. *Fourrages*, 201: 11-17.
- Dignac, M.F.; Derrien, D.; Barre, P.; Barot, S.; Cecillon, L.; Chenu, C.; Chevallier, T.; Freschet, G.T.; Garnier, P.; Guenet, B.; Hedde, M.; Klumpp, K.; Lashermes, G.; Maron, P.A.; Nunan, N.; Roumet, C.; Basile-Doelsch, I., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (2). <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>
- Egan, G.; Crawley, M.J.; Fornara, D.A., 2018. Effects of long-term grassland management on the carbon and nitrogen pools of different soil aggregate fractions. *Science of the Total Environment*, 613: 810-819. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.165>
- Eze, S.; Palmer, S.M.; Chapman, P.J., 2018. Soil organic carbon stock in grasslands: Effects of inorganic fertilizers, liming and grazing in different climate settings. *Journal of Environmental Management*, 223: 74-84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.013>
- Fornara, D.A.; Banin, L.; Crawley, M.J., 2013. Multi-nutrient vs. nitrogen-only effects on carbon sequestration in grassland soils. *Global Change Biology*, 19 (12): 3848-3857. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12323>
- Fornara, D.A.; Steinbeiss, S.; McNamara, N.P.; Gleixner, G.; Oakley, S.; Poulton, P.R.; Macdonald, A.J.; Bardgett, R.D., 2011. Increases in soil organic carbon sequestration can reduce the global warming potential of long-term liming to permanent grassland. *Global Change Biology*, 17 (5): 1925-1934. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02328.x>
- Fornara, D.A.; Wasson, E.A.; Christie, P.; Watson, C.J., 2016. Long-term nutrient fertilization and the carbon balance of permanent grassland: any evidence for sustainable intensification? *Biogeosciences*, 13 (17): 4975-4984. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-4975-2016>
- Fort, F.; Cruz, P.; Lecloux, E.; de Oliveira, L.B.; Stroia, C.; Theau, J.P.; Jouany, C., 2016. Grassland root functional parameters vary according to a community-level resource acquisition-conservation trade-off. *Journal of Vegetation Science*, 27 (4): 749-758. <http://dx.doi.org/10.1111/jvs.12405>
- Franzluebbers, A.J.; Stuedemann, J.A., 2009. Soil-profile organic carbon and total nitrogen during 12 years of pasture management in the Southern Piedmont USA. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (1-3): 28-36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.06.013>
- Gos, P.; Loucougaray, G.; Colace, M.P.; Arnoldi, C.; Gaucherand, S.; Dumazel, D.; Girard, L.; Delorme, S.; Lavorel, S., 2016. Relative contribution of soil, management and traits to co-variations of multiple ecosystem properties in grasslands. *Oecologia*, 180 (4): 1001-1013. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-016-3551-3>

- Grieser, J.; Gommel, R.; Bernardi, M., 2006. *The Miami Model of climatic net primary production of biomass*. Roma: FAO, 2 p. http://www.juergen-grieser.de/downloads/NetPrimaryProduction/npp_miami.pdf
- Hungate, B.A.; Barbier, E.B.; Ando, A.W.; Marks, S.P.; Reich, P.B.; van Gestel, N.; Tilman, D.; Knops, J.M.H.; Hooper, D.U.; Butterfield, B.J.; Cardinale, B.J., 2017. The economic value of grassland species for carbon storage. *Science Advances*, 3 (4). <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.1601880>
- Hunt, J.E.; Laubach, J.; Barthel, M.; Fraser, A.; Phillips, R.L., 2016. Carbon budgets for an irrigated intensively grazed dairy pasture and an unirrigated winter-grazed pasture. *Biogeosciences*, 13 (10): 2927-2944. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-2927-2016>
- Jones, M.B.; Donnelly, A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂. *New Phytologist*, 164 (3): 423-439. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01201.x>
- Katterer, T.; Bolinder, M.A.; Berglund, K.; Kirchmann, H., 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica Section a-Animal Science*, 62 (4): 181-198. <http://dx.doi.org/10.1080/09064702.2013.779316>
- Kidd, J.; Manning, P.; Simkin, J.; Peacock, S.; Stockdale, E., 2017. Impacts of 120 years of fertilizer addition on a temperate grassland ecosystem. *Plos One*, 12 (3). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0174632>
- Koncz, P.; Pinter, K.; Balogh, J.; Papp, M.; Hidy, D.; Csintalan, Z.; Molnar, E.; Szaniszló, A.; Kampfl, G.; Horvath, L.; Nagy, Z., 2017. Extensive grazing in contrast to mowing is climate-friendly based on the farm-scale greenhouse gas balance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 240: 121-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.022>
- Lange, M.; Eisenhauer, N.; Sierra, C.A.; Bessler, H.; Engels, C.; Griffiths, R.I.; Mellado-Vazquez, P.G.; Malik, A.A.; Roy, J.; Scheu, S.; Steinbeiss, S.; Thomson, B.C.; Trumbore, S.E.; Gleixner, G., 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms7707>
- Lemaire, G., 2012. Intensification of animal production from grassland and ecosystem services: A trade-off. *CAB Reviews* 2012 7(No. 012): 1-7.
- Lemaire, G.; de Faccio Carvalho, P.C.; Kronberg, S.; Recous, S., 2018. *Agroecosystem Diversity: Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*. Elsevier Science, 478 p.
- Leuschner, C.; Gebel, S.; Rose, L., 2013. Root trait responses of six temperate grassland species to intensive mowing and NPK fertilisation: a field study in a temperate grassland. *Plant and Soil*, 373 (1-2): 687-698. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1836-4>
- Li, W.; Cao, W.X.; Wang, J.L.; Li, X.L.; Xu, C.L.; Shi, S.L., 2017. Effects of grazing regime on vegetation structure, productivity, soil quality, carbon and nitrogen storage of alpine meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecological Engineering*, 98: 123-133. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.026>
- Lorenz, K.; Lal, R., 2018. Carbon Sequestration in Grassland Soils. In: Lorenz, K.; Lal, R., eds. *Carbon Sequestration in Agricultural Ecosystems*. Cham: Springer, 175-209. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-92318-5_4
- Lu, X.Y.; Kelsey, K.C.; Yan, Y.; Sun, J.; Wang, X.D.; Cheng, G.W.; Neff, J.C., 2017. Effects of grazing on ecosystem structure and function of alpine grasslands in Qinghai-Tibetan Plateau: a synthesis. *Ecosphere*, 8 (1). <http://dx.doi.org/10.1002/ecs2.1656>
- Marshall, A.; Collins, R., 2018. Improving grassland and pasture management in temperate agriculture Introduction. In: Marshall, A.; Collins, R., eds. *Improving Grassland and Pasture Management in Temperate Agriculture*. Sawston: Burleigh Dodds Science Publishing Ltd (Burleigh Dodds Series in Agricultural Science), XVI-XIX.
- McSherry, M.E.; Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology*, 19 (5): 1347-1357. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12144>
- Mestdagh, I.; Lootens, P.; Van Cleemput, O.; Carlier, L., 2006. Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169 (5): 616-622. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200521861>
- Minasny, B.; Malone, B.P.; McBratney, A.B.; Angers, D.A.; Arrouays, D.; Chambers, A.; Chaplot, V.; Chen, Z.S.; Cheng, K.; Das, B.S.; Field, D.J.; Gimona, A.; Hedley, C.B.; Hong, S.Y.; Mandal, B.; Marchant, B.P.; Martin, M.; McConkey, B.G.; Mulder, V.L.; O'Rourke, S.; Richerde-Forges, A.C.; Odeh, I.; Padarian, J.; Paustian, K.; Pan, G.X.; Poggio, L.; Savin, I.; Stolbovoy, V.; Stockmann, U.; Sulaeman, Y.; Tsui, C.C.; Vagen, T.G.; van Wesemael, B.; Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292: 59-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Mueller, P.; Grasse, D.; Nolte, S.; Do, H.T.; Weingartner, M.; Hoth, S.; Jensen, K., 2017. Top-down control of carbon sequestration: grazing affects microbial structure and function in salt marsh soils. *Ecological Applications*, 27 (5): 1435-1450. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1534/full>
- Ogle, S.M.; Conant, R.T.; Paustian, K., 2004. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the intergovernmental panel on climate change. *Environmental Management*, 33 (4): 474-484. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-9105-6>
- Paradelo, R.; Virto, I.; Chenu, C., 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 202: 98-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.005>
- Pineiro, G.; Paruelo, J.M.; Oesterheld, M.; Jobbagy, E.G., 2010. Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Rangeland Ecology & Management*, 63 (1): 109-119. <http://dx.doi.org/10.2111/08-255.1>
- Poepplau, C.; Zopf, D.; Greiner, B.; Geerts, R.; Korvaar, H.; Thumm, U.; Don, M.; Heidkamp, A.; Flessa, H., 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 265: 144-155. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.003>

- Rutledge, S.; Wall, A.M.; Mudge, P.L.; Troughton, B.; Campbell, D.I.; Pronger, J.; Joshi, C.; Schipper, L.A., 2017. The carbon balance of temperate grasslands part I: The impact of increased species diversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 239: 310-323. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.039>
- Sanderman, J.; Reseigh, J.; Wurst, M.; Young, M.A.; Austin, J., 2015. Impacts of Rotational Grazing on Soil Carbon in Native Grass-Based Pastures in Southern Australia. *Plos One*, 10 (8): e0136157. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0136157>
- Senapati, N.; Chabbi, A.; Gastal, F.; Smith, P.; Mascher, N.; Loubet, B.; Cellier, P.; Naisse, C., 2014. Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management*, 5 (2): 131-144. <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2014.912863>
- Singh, B., 2018. *Soil Carbon Storage: Modulators, Mechanisms and Modeling*. Elsevier Science, 340 p.
- Smith, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology*, 20 (9): 2708-2711. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12561>
- Soussana, J.F.; Klumpp, K.; Ehrhardt, F., 2014. The role of grassland in mitigating climate change. In: Hopkins, A.; Collins, R.P.; Fraser, M.D.; King, V.R.; Lloyd, D.C.; Moorby, J.M.; Robson, P.R.H., eds. *EGF at 50: The Future of European Grasslands. Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation, Aberystwyth, Wales, 7-11 September 2014*. Zürich: EGF (Vol. 19 *Grassland Science in Europe*), 75-87. <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/333416#page=99>
- Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>
- Soussana, J.F.; Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T.; Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20: 219-230. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2003234>
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- Steinbeiss, S.; Bessler, H.; Engels, C.; Temperton, V.M.; Buchmann, N.; Roscher, C.; Kreuziger, Y.; Baade, J.; Habekost, M.; Gleixner, G., 2008. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biology*, 14 (12): 2937-2949. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01697.x>
- Wardle, D.A.; Bardgett, R.D.; Klironomos, J.N.; Setälä, H.; van der Putten, W.H.; Wall, D.H., 2004. Ecological linkages between aboveground and belowground biota. *Science*, 304 (5677): 1629-1633. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1094875>
- Zhou, G.Y.; Zhou, X.H.; He, Y.H.; Shao, J.J.; Hu, Z.H.; Liu, R.Q.; Zhou, H.M.; Hosseinibai, S., 2017. Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 23 (3): 1167-1179. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13431>
- Zhou, M.; Bai, W.M.; Zhang, Y.S.; Zhang, W.H., 2018. Multi-dimensional patterns of variation in root traits among coexisting herbaceous species in temperate steppes. *Journal of Ecology*, 106 (6): 2320-2331. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12977>
- Zou, Y.L.; Niu, D.C.; Fu, H.; Zhang, Y.C.; Wan, C.G., 2015. Moderate grazing promotes ecosystem carbon sequestration in an alpine meadow on the Qinghai-Tibetan plateau. *Journal of Animal and Plant Sciences*, 25 (3): 165-171.

3.8. Etat des connaissances sur des pratiques réputées "stockantes" en grandes cultures et cultures pérennes

Introduction

Cette section du rapport examine l'ensemble des pratiques susceptibles de favoriser le stockage de carbone dans les sols agricoles de grandes cultures (y compris les prairies temporaires intégrées dans une succession) et de cultures pérennes (vignes et vergers). La mise en place de systèmes d'agroforesterie intraparcellaire ou interparcellaire (haies) pouvant concerner à la fois des systèmes de grandes cultures ou de prairies permanentes est traitée dans une section distincte (3.9). Le recensement de la littérature scientifique de la présente section a été limité aux situations de la zone tempérée, en accord avec le périmètre de l'étude.

Les terres arables (grandes cultures, maraichage, fourrages annuels, prairies temporaires et artificielles) occupent 18,4 millions d'hectares en 2016. Les cultures pérennes (vergers, vignes, pépinières ligneuses) représentent elles 1,01 million d'hectares en 2016. Les stocks de carbone des sols de grandes cultures sont plus faibles que ceux des prairies permanente et des forêts (51,6 tC/ha sur l'horizon 0-30 cm) et sont en baisse tendancielle (estimée à -170 kgC/ha/an) mais présentent une grande variabilité, due à la fois au type de sol et au climat, et à l'histoire de l'utilisation de la parcelle (stocks élevés des sols d'anciennes prairie notamment, cf. section 3.5). Cette variabilité de la teneur en carbone sera un des facteurs principaux pour expliquer l'efficacité des pratiques visant à stocker du carbone, étant donné qu'il est d'autant plus difficile de stocker un supplément de carbone dans un sol qu'il en contient déjà une quantité importante.

La variation du stock de carbone d'un sol dépendant du bilan entre les entrées de carbone (par apport de biomasse ou différentes formes) et les sorties de carbone (par minéralisation de la matière organique du sol), les pratiques susceptibles de faire augmenter ce stock sont celles capables de modifier l'un ou l'autre des termes de ce bilan.

On examinera ainsi successivement le semis direct (3.8.1) qui modifie essentiellement les conditions et la cinétique de la minéralisation de la MOS, puis la gestion des résidus de culture (3.8.2), les cultures intermédiaires et intercalaires (3.8.3, incluant l'enherbement des cultures pérennes et les bandes enherbées), l'accroissement de la part des prairies temporaires dans les successions (3.8.4), les apports de carbone exogène (3.8.5), ces quatre pratiques ayant en commun d'augmenter les entrées de biomasse dans l'agrosystème, tout en jouant de façon secondaire sur le temps de transit de la matière organique dans le sol, par des mécanismes divers. Enfin, la section 3.8.6 examine des pratiques de gestion des cultures de la succession (fertilisation, irrigation, chaulage) qui jouent à la fois sur la production primaire de ces cultures et la minéralisation de la matière organique, avec un bilan qui peut être positif ou négatif selon les conditions de mise en œuvre.

3.8.1. Travail (ou non-travail) du sol et stockage du carbone

Auteurs : Jean Roger-Estrade, Denis Angers, Claire Chenu, Bruno Mary

Principaux enseignements de cette section :

- *L'effet du travail du sol est complexe et passe par trois grands types d'effets : localisation de la MO, minéralisation/stabilisation de la MO, production de biomasse.*
- *Dans la littérature, les effets d'une transition du labour au non-labour sur le stockage du C sont contradictoires et très variables.*
- *Les méthodes de travail du sol sont extrêmement variées. Il n'y a pas d'effet net sur le stockage des systèmes intermédiaires entre labour et semis direct. Seul le semis direct permet de stocker.*
- *La conversion d'un système avec labour (ou travail profond énergétique) vers un système reposant sur le semis direct strict peut entraîner une augmentation du stock de carbone dans l'horizon 0-30 cm. Cet effet semble plus important en climat sec (semi-aride à aride). En climat tempéré humide, le stockage additionnel est très peu important.*
- *En revanche, lorsque l'ensemble du profil de sol est considéré (0-150 cm) on n'observe pas d'accroissement du stock de carbone en supprimant le labour.*
- *Le semis direct strict reste une pratique confidentielle en grande culture (environ 5% des surfaces). Son adoption se heurte à plusieurs difficultés : baisse des rendements, difficulté de contrôle des adventices, investissement en matériel spécifique, problème de réussite de l'implantation, particulièrement en sols hydromorphes.*

3.8.1.1. Introduction

Le travail du sol est pratiqué depuis les débuts de l'agriculture en raison des nombreux bénéfices qu'il procure : aération et assèchement du sol au bénéfice de la germination-levée des cultures, de la croissance et du fonctionnement des racines ; mélange des résidus à la terre qui facilite leur décomposition et élimine les pathogènes, dont une partie du cycle dépend de la présence de matières organiques en surface ; destruction mécanique des adventices et enfouissement de la partie superficielle du stock de leurs graines.

Toutefois, comme la plupart des techniques culturales, le travail du sol a aussi ses revers. Il peut entraîner des tassements du sous-sol en cas d'opérations de travail profond pratiquées fréquemment et en conditions trop humides (semelle de labour) ; il expose un sol nu à l'action érosive des pluies et du vent car il enfouit la totalité (ou la plus grande partie) des résidus, ce qui peut occasionner ruissellement et érosion en cas de faible stabilité structurale ; la pratique d'un travail profond peut s'avérer très coûteuse en temps, en énergie fossile et en charges de mécanisation ; enfin, un travail régulier et profond du sol perturbant régulièrement les habitats de la faune du sol occasionne un appauvrissement (en termes de taille des populations et de diversité spécifique) de cette dernière.

L'effet du travail du sol sur l'évolution du stock de carbone dans les sols cultivés est complexe et passe par plusieurs processus, qui renvoient à trois grands types d'effets : (i) l'effet direct du travail du sol sur la localisation de la matière organique, (ii) l'effet indirect sur le processus de minéralisation et de stabilisation du carbone et (iii) l'impact sur le rendement des cultures et donc le carbone fixé dans la biomasse produite.

L'effet sur la localisation dépend du labour, qui retourne et enfouit la matière organique, mais aussi de pratiques qui mélangent plus ou moins complètement la terre et la matière organique. La profondeur d'enfouissement (ou de mélange) aura donc un impact sur la répartition du stock. Mais travailler le sol c'est aussi le fragmenter. Cette fragmentation (qui peut s'avérer très intense en cas d'utilisation d'outils animés par la prise de force du tracteur) détruit les agrégats et agit sur la localisation de la matière organique au sein de ces derniers. Or ces agrégats offrent à la matière organique une protection physique qui ralentit ou bloque sa dégradation (Balesdent *et al.* 2000 ; Six *et al.*, 2002, 2004). Toujours en ce qui concerne la localisation, le travail du sol a un effet sur la macrofaune et, en conséquence, sur les possibilités de transfert de matière organique via la bioturbation (mélange des couches de sol résultant de l'activité de la macrofaune du sol). En particulier, les populations de lombriciens sont plus importantes en semis direct et la bioturbation est ainsi plus intense et plus profonde lorsque le sol n'est pas travaillé.

Enfin le type de travail du sol a un effet également sur la protection du sol contre l'érosion en déterminant la présence (ou l'absence) d'une couche protectrice de résidus (mulch) à la surface du sol (voire celle d'un couvert vivant). La suppression du travail du sol réduit donc la perte de carbone du sol par érosion, mais ne modifie pas la séquestration du carbone puisqu'il s'agit d'un transport de carbone d'un milieu vers un autre.

Le deuxième type d'effet porte sur les conditions de minéralisation : en aérant le sol on favorise l'activité des microorganismes aérobies ; en favorisant le contact entre la terre et les résidus par le mélange, on joue également sur les conditions de minéralisation, à travers l'effet sur les régimes thermiques et hydriques, en facilitant aussi la colonisation des résidus et la disponibilité du N minéral des résidus incorporés (White et Rice, 2009 ; Balesdent *et al.*, 2000). A l'inverse, les résidus laissés en surface se décomposent dans des conditions très différentes, sur le plan physico-chimique (température, humidité, azote...) ou biologique (nature des micro-organismes impliqués). Par ailleurs, en fonction du type de travail du sol, les conditions de température et d'humidité dans les premiers centimètres de sol sont fortement modifiées (Balesdent *et al.*, 2000). Il faut toutefois être prudent avant d'avancer que tel ou tel type de travail du sol agit véritablement sur la minéralisation du stock total de carbone du sol (*cf.* Section 3.2).

Cela amène à considérer un troisième effet, qui joue également sur l'évolution du stock de carbone : celui du système de travail du sol sur le rendement et donc la production primaire de carbone. De nombreux auteurs (e.g. Pittelkow *et al.*, 2015b) associent la réduction du travail du sol à une diminution de rendement. Celle-ci n'est pas systématique et s'avère très variable en fonction des conditions climatiques pour une culture donnée et également entre cultures (Van den Putte *et al.*, 2010). Mais en tout état de cause cet effet sur le rendement joue sur l'évolution du stock via les quantités de C restituées au sol par les résidus de culture (Virto *et al.*, 2012).

Enfin, rappelons pour mémoire (car ce n'est pas l'objet de cette étude) que le type de travail du sol joue également sur l'émission de N₂O (Rochette *et al.*, 2008) et sur la consommation d'énergie fossile, ce dont il faut tenir compte pour établir un bilan complet de l'effet du travail du sol sur le changement climatique (Soane *et al.*, 2012).

Dans la quasi-totalité des études portant sur l'effet du type de travail du sol sur le carbone organique, différents régimes de travail du sol sont comparés au champ, ce qui ne permet pas vraiment de pousser l'analyse jusqu'au « décortiquage » des effets impliqués (e.g. Six *et al.*, 2004 ; Alvarez, 2005 ; Angers et Eriksen-Hamel, 2008 ; Govaerts *et al.*, 2009 ; Amini et Asoodar, 2016). Du fait de la complexité de ces effets, les résultats obtenus sont extrêmement variables. Certaines études montrent des effets positifs du non travail du sol sur le stockage du carbone (West et Post, 2002 ; Puget et Lal, 2005 ; Gonzales-Sanchez *et al.*, 2012), d'autres concluent à un effet nul (Dimassi *et al.*, 2014 ; Powlson *et al.*, 2016), voire indiquent une diminution du stock sous semis direct (Luo *et al.*, 2010). Ces études ne permettent pas de trancher clairement sur l'effet des techniques de travail superficiel sans retournement, situation intermédiaire entre travail du sol avec retournement et semis direct.

Les études portant sur les **mécanismes** qui expliquent les effets du travail du sol (en particulier sur les modifications des conditions de minéralisation ou de stabilisation de la MO) privilégient une approche par processus, souvent en conditions très contrôlées. Elles offrent des hypothèses sur les effets du travail du sol sans que celles-ci ne soient mises à l'épreuve des conditions réelles du champ. Il résulte des considérations ci-dessus que la modélisation des effets du travail du sol sur le stockage du carbone est particulièrement complexe dès lors que l'on veut rendre compte des effets réels observés au champ. A l'heure actuelle, il n'existe pas de modèle prenant en compte ces effets dans leur totalité.

3.8.1.2. Diversité des modes de travail du sol

Une difficulté majeure de l'étude de l'effet du travail du sol sur le carbone tient à la diversité des manières de travailler le sol. Au fil du temps, les techniques utilisées se sont énormément diversifiées, que ce soit en matière d'instruments disponibles ou sur la façon d'en combiner l'emploi. Le Tableau 3.8.1-1 dresse une typologie des grands « systèmes de travail du sol » (pour reprendre en français l'expression « tillage system » très utilisée en anglais). Dans ce tableau, les types de systèmes sont définis par la nature de l'opération du travail du sol la plus profonde. Le premier type, le plus souvent baptisé « système conventionnel, CT » dans la littérature, repose sur un travail profond effectué avec une charrue à versoirs, suivi d'une séquence d'opérations de travail du sol dit secondaire (ou superficiel) destinée à préparer un lit de semences. Le tableau mentionne l'ordre de grandeur des profondeurs de travail et les actions exercées sur le sol et les résidus. La charrue retourne la terre et enfouit les résidus, sans vraiment d'ailleurs les mélanger à la terre, surtout si elle n'est pas équipée de rasettes. Sur ce plan (comme sur celui de la fragmentation), les outils utilisés dans le second type de système (dits de pseudo-labour,

type B1) lorsqu'ils sont animés par la prise de force du tracteur (machine à bêcher, rotavator...) sont plus efficaces et l'on peut considérer que leur influence sur le devenir du carbone, que ce soit à travers sa localisation dans le profil ou à travers l'effet sur la minéralisation est très importante. A l'inverse, dans les itinéraires avec travail profond pratiqué avec un outil à dents sans retournement (type B2), la matière organique reste localisée en surface mais le sol est fragmenté sur une profondeur importante. Le type C regroupe tous les itinéraires sans travail profond, travaillant toute la surface de la parcelle sur une profondeur n'excédant pas 15 cm. Dans ce cas, la matière organique est mélangée à la partie superficielle du sol qui subit également une fragmentation importante.

Tableau 3.8.1-1. Systèmes de travail du sol, classés selon l'opération la plus profonde¹³.

Système de travail du sol		Profondeur de travail (cm)	Action sur le sol et les résidus
A	Travail du sol profond avec labour (charrue à versoirs)	15-40	Retournement, enfouissement, fragmentation
B	Travail du sol profond, sans labour B1 : pseudo-Labour (charrue à disque, outils animés) B2 : décompactage et sous-solage (outils à dents)	15-70	Mélange & fragmentation Fragmentation
C	Travail du sol superficiel sur toute la surface	5-15	Mélange & fragmentation.
D	Travail du sol superficiel en bandes (« strip-till »)	5-20	Mélange & fragmentation sur la bande travaillée
E	Semis direct (travail uniquement sur la ligne de semis)	0	Fragmentation sur la ligne de semis

Nous avons fait un cas à part du « strip till », technique qui se développe pour l'implantation des cultures semées en rang à écartement large, pour lesquelles seule est travaillée une bande centrée sur la ligne de semis. La partie travaillée représente environ un quart de la surface de la parcelle. Ce cas est intermédiaire entre le type C et le semis direct proprement dit (No tillage, NT), sans aucun travail du sol (Type E).

Cette classification ne prend pas en compte la fréquence des opérations : ainsi le labour peut être pratiqué tous les ans systématiquement ou plus occasionnellement (par exemple tous les 3-4 ans, système parfois appelé « rotational tillage » en anglais). La variation au cours du temps du type de travail du sol pratiqué ajoute encore à la difficulté de caractériser les effets sur le stock de carbone.

Aucune étude sur l'effet du travail du sol sur le carbone du sol ne prend en compte avec ce degré de précision la diversité des systèmes de travail du sol. En général les auteurs opposent les systèmes sur deux critères : retournement ou non, et « degré d'intensité » du travail effectué. Cette notion d'intensité est d'ailleurs difficile à définir. Elle est souvent approchée par la profondeur maximale de travail, plus rarement par la nature des outils utilisés. Or, pour une profondeur donnée, la fragmentation opérée par un outil animé par la prise de force du tracteur est bien plus intense que lorsque l'outil (à dents ou à disques) est simplement traîné. On peut raisonnablement faire l'hypothèse que cela a un effet important sur la « déprotection » de la matière organique intra agrégats, qui est ainsi plus exposée aux micro-organismes décomposeurs. De même l'intensité avec laquelle le sol est travaillé (fragmenté) dépend du nombre d'interventions durant la préparation, qui peut être très variable (de une à six opérations environ en cas de lutte mécanique contre les adventices durant l'interculture).

La grande majorité des études comparent des itinéraires avec labour (*inversion tillage*) et en semis direct (*no tillage*), comme celle de Angers et Eriksen-Hamel (2008).

L'approche la plus fine de cette diversité des modes de travail du sol est celle proposée dans la méta analyse de Haddaway *et al.* 2017. Analysant près de 350 études, ces auteurs ont classé les traitements expérimentaux en trois classes de travail du sol, en fonction d'un « niveau d'intensité » basé essentiellement sur la profondeur de travail, mais en tenant compte de la nature exacte des outils employés (quand celle-ci était mentionnée dans l'article, ce qui n'était pas le cas pour une quinzaine d'études). Ils définissent trois classes : NT (*No tillage*) qui correspond au semis direct ; HT (*High Intensity tillage*) qui regroupe les traitements avec un travail profond, classe dans laquelle domine l'utilisation de charrues à versoirs et à disques mais dans laquelle les auteurs ont également pris en compte des opérations menées avec sous-soleurs ou des décompacteurs lourds, lorsque celles-ci

¹³ Adapté de Roger-Estrade *et al.*, 2014.

atteignaient ou dépassaient 40 cm de profondeur. Enfin, la troisième classe (IT pour *Intermediate Intensity tillage*) comprend toutes les opérations de travail du sol sans retournement à une profondeur n'excédant pas 40 cm. C'est bien comme cela qu'il faut aborder le problème, pour déterminer l'impact du travail du sol sur la concentration en carbone (SOC) à différentes profondeurs ou sur l'évolution du stock sur une profondeur de référence. L'opposition simple entre système avec labour et systèmes en semis direct est réductrice. Dans la suite du texte, nous nous référerons beaucoup à cette méta-analyse dont la méthodologie est particulièrement pertinente, tout en considérant également d'autres études.

3.8.1.3. Pratiques de travail du sol en France

Les données les plus récentes permettant d'étudier les pratiques de travail du sol en France proviennent de l'enquête Agreste sur les pratiques culturales de 2011. Même si, en théorie, sept types de travail du sol ont été définis pour cette enquête (labour, pseudo labour, décompactage, travail superficiel profond, travail très superficiel, strip till, semis direct), l'exploitation des résultats ne permet d'opposer que le labour d'une part, l'ensemble des pratiques de non-labour d'autre part, faute d'effectifs suffisants dans chaque catégorie de travail du sol pour l'exploitation statistique. Le traitement des données fournit donc une information sur la pratique d'un labour opposée à celle de techniques culturales sans labour (TCSL). La pratique du semis direct strict reste marginale, aussi bien en France (moins de 5% des surfaces en grande culture) qu'en Europe.

L'analyse des conditions dans lesquelles les TCSL sont pratiquées et leur impact sur la conduite et les performances des cultures, réalisée par N. Cavan dans le cadre du GIS GCHP2E¹⁴ (Labreuche *et al.*, 2016) à partir des données Agreste, fait ressortir quelques points utiles à considérer pour la construction des scénarios pour les simulations entreprises dans le cadre de cette étude.

Les TCSL sont moins pratiquées sur cultures de printemps que sur cultures d'automne. L'analyse de l'évolution des surfaces concernées fait ressortir une stagnation de la proportion de cultures en non-labour depuis le milieu des années 2000, après une période d'augmentation de cette proportion observée à partir du milieu des années 90 (Figure 3.8.1-1).

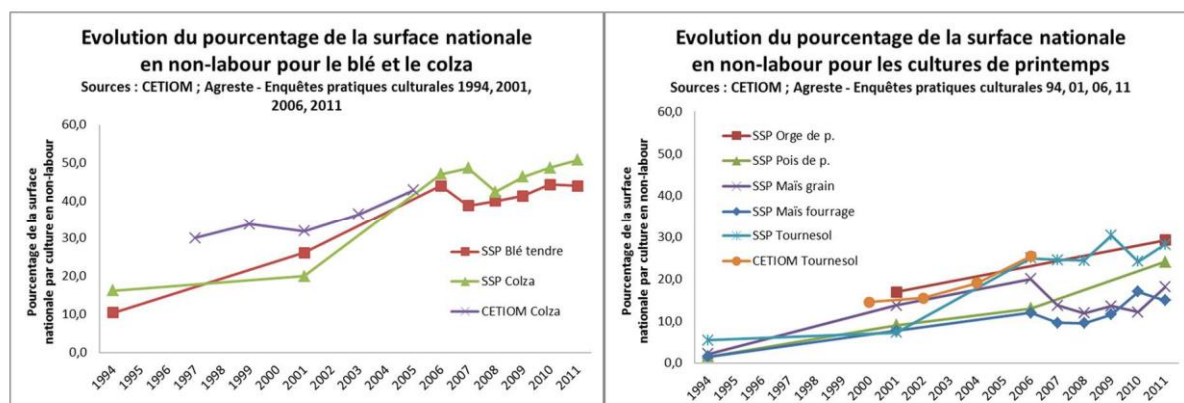


Figure 3.8.1-1. Evolution des surfaces en non-labour (extraite de l'analyse des données Agreste 2011 pour le GIS GCHP2E)

Cette stagnation est difficile à interpréter. On peut invoquer : (i) un effet climatique, les conditions plus sèches durant la période considérée ayant limité les tassements dus à des récoltes en conditions humides et donc réduit la nécessité de recourir au labour pour améliorer la structure de sols dégradés ; (ii) une prolifération des adventices (mauvaises herbes) difficilement contrôlables ayant au contraire amené les agriculteurs à ressortir la charrue, le labour restant une solution très efficace pour maîtriser cette prolifération. Il est possible que ces deux effets aient joué simultanément en se contrebalançant, ce qui expliquerait la stagnation observée des surfaces en non-labour. On peut aussi penser que les sols les plus favorables à la pratique du non-labour sont déjà cultivés de cette façon et que le développement du non-labour sur les surfaces restantes est plus problématique.

Par ailleurs, l'enquête « pratiques culturales » montre une tendance à l'alternance des types de travail du sol pratiqués au cours de la succession des cultures. Labreuche *et al.* (2016) indiquent que, sur 46% des surfaces en

¹⁴ Groupement d'intérêt scientifique Grandes Cultures à Hautes Performances Economique et Environnementale

grande culture, on constate une alternance entre labour et TCSL entre 2006 et 2011, contre 40% de surfaces en labour systématique et 13% en TCSL systématiques sur la même période.

Les exploitations ayant adopté les TCSL de manière régulière (sur la période 2006-2010) sont plus grandes que celles qui pratiquent le labour (en moyenne 30 ha de plus). Cela est cohérent avec les motivations principales citées par les agriculteurs pour supprimer le labour : gagner du temps, faciliter l'organisation du travail, réduire les charges de mécanisation.

En conclusion, l'enquête Agreste montre que les parcelles avec suppression définitive et continue du labour sont encore peu nombreuses. De plus, la suppression du labour est loin de signifier suppression totale du travail du sol dans la majorité des parcelles : la part du semis direct reste très faible (moins de 5% des surfaces en grande culture en 2011).

3.8.1.4. Effets de l'abandon du labour sur le stockage du carbone

Analyse critique de la littérature scientifique

Bien qu'il existe de très nombreuses publications qui ont comparé les stocks de carbone du sol en fonction des modalités de travail du sol, il reste des divergences importantes dans les résultats. Ces divergences résultent de la diversité des conditions dans lesquelles sont faits les essais (conditions climatiques, types de sol, modalités de travail du sol comparées) mais également des difficultés méthodologiques de mesure des stocks de carbone. Sur le plan méthodologique, on peut relever les problèmes suivants :

1. l'absence de mesure de la masse volumique ;
2. l'insuffisante profondeur de sol considérée ;
3. l'existence de variations dans la rotation des cultures entre traitements de travail du sol ;
4. le calcul du stock à profondeur constante et non à masse de sol équivalente ;
5. l'insuffisante durée de différenciation ;
6. l'absence de suivi dans le temps (incluant le temps 0).

Les méta-analyses récentes (Angers et Eriksen-Hamel, 2008 ; Luo *et al.*, 2010 ; Virto *et al.*, 2012 ; Meurer *et al.*, 2018) ont tenté de surmonter les problèmes 1 à 5 en appliquant des critères de tri aux études publiées. Malgré cela, il subsiste une grande variabilité dans les résultats qui résulte sans doute de la variabilité spatiale des mesures. Il est remarquable de constater qu'aucune relation significative n'a été trouvée entre le stockage dans la couche 0-30 cm après l'abandon du labour et la durée de l'expérimentation, à l'exception de l'étude d'Angers et Eriksen-Hamel (2008) qui trouvent une relation faible, alors que c'est précisément une relation linéaire qui est attendue. Seules quelques études ont tenté une approche diachronique (suivi dans le temps) : leurs résultats montrent la difficulté d'isoler la variabilité temporelle de la variabilité spatiale et concluent à l'absence de stockage (Dimassi *et al.*, 2014).

Effets du travail du sol sur les stocks et la répartition du carbone dans le profil

L'effet principal porte sur la partie supérieure du sol, entre 0 et 10 cm. Lorsque l'on compare le semis direct (NT) avec les itinéraires comprenant un travail intense (appelé HT dans l'étude d'Haddaway *et al.* 2017) ou un labour, la concentration en SOC dans l'horizon 0-10 cm est plus importante en NT. Cet effet se retrouve dans la quasi-totalité des études.

En dessous de 10-15 cm, la concentration en carbone organique du sol est équivalente ou plus faible en semis direct. L'étude d'Haddaway *et al.* (2017) ne montre pas d'effet significatif de l'arrêt du labour sur la teneur en C de la couche 15-30 cm, en raison d'une forte hétérogénéité des résultats. Par contre les études d'Angers et Eriksen-Hamel (2008, Figure 3.8.1-2) ou de Luo *et al.* (2010) montrent que la concentration entre 15 et 40 cm est plus faible en semis direct que lorsqu'on retourne le sol.

Lorsque l'on compare les systèmes avec travail du sol superficiel (différents du semis direct car comprenant une fragmentation sans retournement en surface sur une profondeur variable) aux systèmes avec labour, on retrouve après une durée suffisamment longue, une concentration plus élevée en surface (0-10 cm), comme précédemment (Luo *et al.*, 2010). L'étude d'Haddaway *et al.* fait ressortir une concentration plus faible en carbone organique dans l'horizon 15-30 cm, la différence étant d'autant plus importante que la teneur d'origine en carbone est élevée.

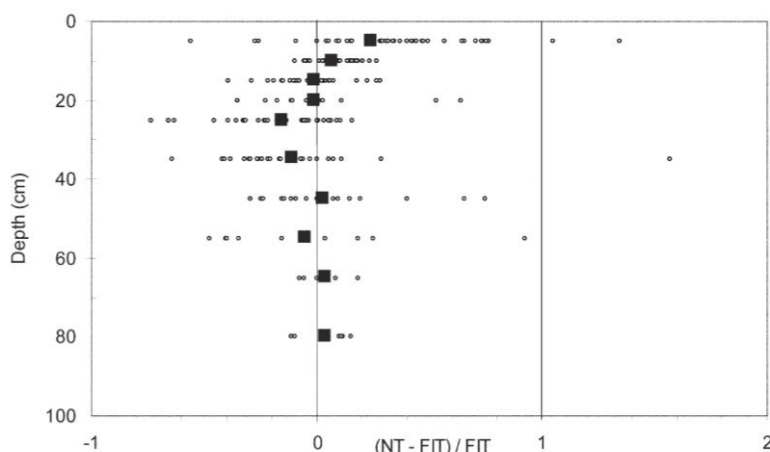


Fig. 1. Relative change in soil organic C content under no-till (NT) compared with full-inversion (FIT) as a function of soil depth. Data were generally not normally distributed (seven layers out of 10). The P values for the log-transformed data [$\log(\text{ratio} + 1)$] were <0.001 for the 1- to 5- and 21- to 25-cm soil layers, 0.02 for the 6- to 10-cm layer, 0.01 for the 31- to 35-cm layer, and not significant ($P > 0.05$) at other depths. Large filled squares represent the geometric mean.

Figure 3.8.1-2. Effet de la transition d'un système avec labour (FIT pour *Full inversion Tillage*) vers un système en non-labour (NT pour *No Tillage*) sur la concentration en Carbone du sol à différentes profondeurs. (Angers et Eriksen-Hamel, 2008)

Enfin la comparaison entre systèmes avec travail superficiel et systèmes en semis direct montre une concentration plus élevée en carbone dans l'horizon 0-30 cm (l'écart étant toutefois en général plus faible qu'entre travail superficiel et labour) et pas de différence dans l'horizon 15-30 cm.

Dans la majorité des études, il n'y a plus de différence de concentration entre types de travail du sol au-delà de 40 cm de profondeur.

En conclusion, la conversion d'un système avec labour (ou un travail profond énergétique) vers un système reposant sur le semis direct strict entraîne toujours un enrichissement en carbone de la couche superficielle du sol (0-10 cm) et conduit le plus souvent à une diminution de la teneur en carbone de la couche sous-jacente (15-30 cm). Au total, **la conversion d'un système avec labour vers un système reposant sur le semis direct conduit, selon les auteurs, à un maintien ou à une augmentation du stock de carbone dans l'horizon 0-30 cm**

Les quatre méta-analyses les plus récentes donnent une valeur moyenne de stockage de +4,9 tC/ha (Angers et Eriksen-Hamel, 2008), -0,2 tC/ha (Luo *et al.*, 2010), +3,4 tC/ha (Virto *et al.*, 2012, ou 1,74 tC/ha si l'on retire une valeur peu fiable de la base de données de cet article) et +4,2 tC/ha (Meurer *et al.*, 2018, mais cette analyse comprend des prélèvements sur 0-15 cm également). Compte tenu de la durée moyenne des études, la vitesse moyenne de stockage est respectivement de 0,30 (± 0.43), -0,02 (± 0.18), +0,11 (± 0.90) et +0,24 (± 0.11) tC/ha/an. Ces valeurs sont très inférieures à l'estimation de West et Post (2002) : 0,57 tC/ha/an, mais proches de la valeur avancée par Arrouays *et al.*, 2002 : 0,20 \pm 0,13 tC/ha/an. La méta-analyse de Luo *et al.* (2010) est la seule qui ait considéré une profondeur de calcul égale ou supérieure à 40 cm.

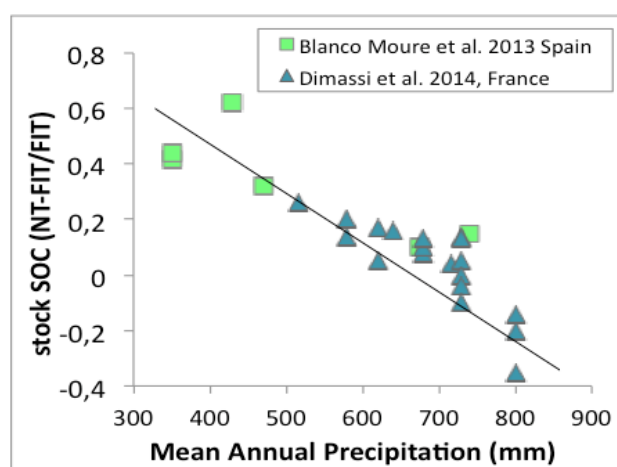
Dès que le sol est travaillé superficiellement, l'écart diminue. La différence calculée par Meurer *et al.* (2018) entre systèmes de travail du sol d'intensité intermédiaire et système avec labour est de $3,2 \pm 1,5$ tC/ha dans l'horizon 0-30 cm. En revanche, la conversion du travail superficiel au semis direct n'entraîne pas d'augmentation significative du stock de carbone de l'horizon 0-30 cm et *a fortiori* de l'ensemble du profil. **Enfin, lorsque l'ensemble du profil de sol est considéré (0-150 cm) on n'observe pas d'accroissement du stock de carbone en supprimant le labour.** Il faut toutefois noter que le nombre d'études portant sur la totalité du profil est très faible.

Effet du climat sur le stockage de carbone en non-labour

La méta-analyse d'Haddaway *et al.* (2017), comme les méta-analyses antérieures (Angers et Eriksen-Hamel, 2008; Luo *et al.*, 2010 ; Virto *et al.*, 2012), ne fait pas ressortir d'effet significatif du climat sur la différence de stockage entre semis direct et labour ; tout juste fait-elle apparaître un effet de la latitude, mais qu'il est difficile d'interpréter comme un effet du climat. Pourtant plusieurs études ont constaté une augmentation du stockage additionnel en climat sec en semis direct et, à l'inverse pas de différence voire une concentration plus faible en profondeur sous

NT en climat humide. Ainsi, Janzen *et al.* (1998) montrent une accumulation plus importante de carbone en semis direct dans le sol en climat semi-aride froid du centre du Canada (Prairies arides). Vandenbygaart *et al.* (2002) montrent qu'après 15 ans de NT on observe une concentration plus faible en carbone dans la plupart des sites observés (76%) par rapport au traitement labouré dans une région de l'Ontario au climat humide. Ces résultats sont confirmés par des observations en climat sec du Sud de l'Europe (Álvaro-Fuentes *et al.*, 2008) où l'on observe une plus forte accumulation de carbone en NT. Ils sont aussi confirmés par l'analyse diachronique de Boigneville, sur une période de 40 ans, qui montrent que le stockage additionnel en Nt se produit en année sèche et qu'un déstockage se produit en année humide, montrant ainsi la réversibilité du stockage (Dimassi *et al.*, 2014; Figure 3.8.1-3). L'étude de Blanco-Moure *et al.* (2013) citée par Dimassi *et al.* (2014) nous permet d'estimer, pour les sites espagnols en climat semi-aride un taux de stockage additionnel de 0,23 t C/ha/an (moyenne de 3 sites sur 19 ans).

L'effet de la conversion au semis direct semble donc plus important en climat sec (semi-aride à aride). En climat tempéré humide de l'Est du Canada et de la Scandinavie, le stockage additionnel est très peu important (Angers *et al.*, 1997 ; Singh *et al.*, 2015). Ces conclusions sont confirmées en conditions du Nord de la France (Dimassi *et al.*, 2013, 2014 ; Vitte *et al.*, 2018), de la Belgique (Van den Putte *et al.*, 2012 ; Hiel *et al.*, 2018) et de la Suisse (Hermle *et al.*, 2008).



Dimassi *et al.* 2014

Figure 3.8.1-3. Effet du climat sur le stockage relatif additionnel quand on passe du labour au non-labour (NT = semis direct (*no tillage*) ; FIT = labour (*full inversion tillage*)).

Conclusion

Le fait principal qui ressort de cette étude bibliographique est la très forte variabilité des estimations de variation de stock, suivant les études (e.g. Álvarez *et al.* 1998; VandenBygaart *et al.* 2003; Gregorich *et al.* 2005; Liebig *et al.* 2005; Puget et Lal, 2005 ; Zinn *et al.* 2005). Plusieurs raisons expliquent cette variabilité. Parmi les principales, il y a les méthodes employées. L'épaisseur de sol considérée varie d'une étude à l'autre et toutes ne procèdent pas à une comparaison à masse de terre égale (Ellert et Bettany, 1995) ; les techniques de travail du sol regroupées sous le terme « non-labour » ne sont pas toujours définies de la même façon ; enfin, le stockage du carbone est un processus très « site dépendant » et la texture du sol (Campbell *et al.*, 1996) ou le climat jouent sur la dynamique de stockage, même si les revues de Virto *et al.*, (2012), de Luo *et al.* 2010, et d'Haddaway *et al.* (2017) ne mettent pas en évidence d'effet du climat ou de la texture sur le stockage. Cependant, plusieurs études ponctuelles de longue durée suggèrent un effet positif plus important sur le stockage additionnel en climat sec ou semi-aride qu'en climat froid et humide.

Certains auteurs (e.g. Virto *et al.*, 2012) mettent en avant la quantité de carbone entrant dans le sol, différente entre labour et non-labour : dans certains cas, le rendement est plus élevé en non-labour, particulièrement en conditions sèches (e.g. So *et al.*, 2009). Dans ce contexte en effet le stock d'eau est mieux préservé lorsque le labour n'est plus pratiqué. Cela peut expliquer le stockage plus important. Dans d'autres cas au contraire, le rendement est plus faible en non-labour (Wang *et al.*, 2006). Les auteurs avancent alors que l'entrée dans le sol d'une quantité plus faible de carbone compense la diminution de la minéralisation liée à la non-fragmentation et au moindre

mélange entre la terre et les résidus en non-labour. Les déterminants biophysiques de la variabilité des taux de stockage de C additionnel restent donc pour partie inexpliqués.

3.8.1.5. Effets de l'abandon du labour sur les émissions de N₂O et sur la réduction des émissions de CO₂ liée à l'économie de carburant

Pour un bilan complet du rôle joué par le travail du sol dans la contribution de l'agriculture à la lutte contre l'augmentation de l'effet de serre, il importe de considérer aussi l'effet de l'abandon du labour sur les émissions de N₂O et sur le CO₂ épargné grâce à la moindre consommation d'énergie fossile en non-labour.

Concernant l'émission de N₂O, le travail du sol joue sur plusieurs variables déterminantes pour le processus de dénitrification (compacité du sol, régime hydrique, régime thermique, disponibilité en carbone et en azote...). Le régime hydrique est le facteur le plus important, rendant les sols peu drainants particulièrement exposés au risque d'une dénitrification accrue en non-labour, (même si dans les sols les plus hydromorphes, la dénitrification conduit à la production de N₂ - Ball *et al.*, 2008 ; Rochette 2008, Almaraz *et al.* 2009). Six *et al.*, (2004) ont observé, sur un essai de longue durée, une émission de N₂O plus forte en non-labour durant les 10 années ayant suivi l'abandon de la charrue et, à l'inverse, une dénitrification plus faible au bout de 20 ans. Ces auteurs attribuent ce résultat aux changements de l'état structural du sol, devenu plus poreux et plus drainant du fait de l'activité biologique après de nombreuses années de non-labour. Regina et Alakukku (2010) attribuent leurs observations d'une dénitrification accrue en semis direct sur six sols de Finlande à l'augmentation des populations de vers de terre (ces organismes produisant du N₂O) mais également à la concentration plus forte de C et de N dans les horizons de surface. Mais, face à ces résultats obtenus plutôt en climat humide sur des sols lourds, d'autres travaux montrent que dans les sols aérés et en climat sec l'incidence du semis direct est faible amenant même, dans certaines situations, moins de dénitrification en semis direct qu'en labour (Rochette, 2008). La méta-analyse de van Kessel *et al.* (2013) conclut à une absence d'émissions additionnelles en non-labour en moyenne, mais avec une très forte variabilité. La méta-analyse de Shan et Yan (2013) montre que la présence d'un mulch végétal, qui est favorisée en semis direct, accroît fortement les émissions de N₂O. Enfin Almaraz *et al.*, (2009) rapportent qu'un enfouissement de résidus de légumineuses par le labour conduit à des émissions plus fortes de N₂O qu'en semis direct, ce qui renforce l'intérêt d'inclure des légumineuses dans la rotation quand on abandonne le labour.

A l'évidence, la consommation d'énergie fossile est moindre en non-labour. Mais la réduction dépend beaucoup du type de sol, du nombre d'opérations de reprise, de la profondeur de labour... Ainsi les estimations d'économie de fuel varient beaucoup. Soane *et al.*, (2012) dans leur revue des études sur le sujet, montrent que l'économie de carburant réalisée en passant du labour au semis direct va de 50 à 84 %, selon les conditions des essais. Tebrügge (2001) estime que l'adoption du semis direct sur 40 % des surfaces cultivées en Europe pourrait conduire à une réduction des émissions de CO₂ de 4,2 Mt par an, uniquement par l'économie de fuel réalisée.

3.8.1.6. Freins à l'adoption du semis direct

Les conclusions du paragraphe 1.4 conduisent à considérer le semis direct strict comme pratique de travail du sol potentiellement stockante dans certaines conditions. Les autres TCSL n'induisant pas de stockage suffisamment significatif, même dans l'horizon 0-30 cm. Mais cette pratique reste pour l'heure très limitée. Les freins à l'adoption du semis direct strict en Europe ont été analysés dans la revue de Soane *et al.* (2012) et sont évoqués dans Carter (2017) pour les agroécosystèmes en climat tempéré. Ces freins sont d'ordres agronomiques et économiques.

Sur le plan agronomique, la préoccupation première porte sur l'impact de l'adoption du semis direct sur le rendement.

Les études d'envergure sur l'impact du semis direct strict sur le rendement sont très rares (Pittelkow, 2015a, 2015b). L'enquête Agreste porte sur l'impact des techniques sans labour dans leur ensemble. En climat tempéré, cet impact (qui affecte la production de biomasse susceptible de retourner au sol) est faible : de 0 à -5% environ pour un passage du labour au semis direct en fonction des cultures. Paradoxalement, les cultures de printemps sont un peu moins sensibles que celles d'automne (hors colza) dans les résultats Agreste 2011 (respectivement +2,4 q/ha et +4,2 q/ha en labour). La variabilité de ces résultats est cependant forte entre types de sol et il faut les considérer avec beaucoup de prudence. Ainsi, la pratique du semis direct sur des sols limoneux hydromorphes est plus limitante pour le rendement que dans les sols argilo-calcaires.

Vient en second lieu le problème posé par la gestion des adventices. Sans surprise, on relève en TCSL un emploi plus important de traitements herbicides, que ce soit pour la destruction des couverts intermédiaires ou pour le contrôle des adventices. Cela est confirmé en France par l'analyse des résultats Agreste 2011. La comparaison des différents IFT (Indice de Fréquence de Traitement) dans cette enquête montre qu'en non-labour il y a 0,04 point de plus pour le traitement des couvertures intermédiaires ; 0,37 point supplémentaire pour la gestion des adventices et 0,17 point en plus lié à l'emploi du glyphosate. Par contre on observe une consommation d'engrais et un IFT hors herbicide un peu plus élevés en labour. Il y a tout lieu de considérer que le problème de gestion des adventices est plus ardu encore lorsque l'on supprime complètement tout travail du sol.

Enfin, le troisième problème est la réussite de l'implantation des cultures, toujours plus délicate en semis direct où le semis se fait sur un sol encombré, souvent moins drainant et sans préparation d'un lit de semences (hors la ligne de semis). Cela est tout particulièrement vrai pour les cultures de printemps.

Sur le plan économique le passage du labour au semis direct strict signifie le plus souvent un changement complet de l'équipement pour l'implantation des cultures avec l'achat d'un ou de plusieurs semoirs spécialisés voir de matériel spécifique pour la gestion des couverts lorsque ceux-ci sont adoptés avec le semis direct. Cet achat implique un investissement conséquent, mais aussi un changement assez radical du système de culture (adoption de couverts permanents, modification des successions de culture, des dates d'intervention, modification du programme de désherbage). C'est donc un changement de rupture qu'il faut mettre en place dans le système de production, ce qui n'est pas le cas avec le passage à des formes intermédiaires de non-labour, où le plus souvent l'agriculteur dispose déjà du matériel nécessaire pour effectuer les opérations d'implantation des cultures.

Références bibliographiques

- Agreste, 2014. Enquête Pratiques culturales 2011 : principaux résultats. *Agreste Les Dossiers*, n°21: 70 p. https://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22580/1/agr_dossier21_a.pdf
- Almaraz, J.J.; Zhou, X.M.; Mabood, F.; Madramootoo, C.; Rochette, P.; Ma, B.L.; Smith, D.L., 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. *Soil & Tillage Research*, 104 (1): 134-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.02.003>
- Alvarez, R., 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21 (1): 38-52. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2005291>
- Alvarez, R.; Russo, M.E.; Prystupa, P.; Scheiner, J.D.; Blotta, L., 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. *Agronomy Journal*, 90 (2): 138-143. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1998.00021962009000020003x>
- Alvaro-Fuentes, J.; Lopez, M.V.; Cantero-Martinez, C.; Arrue, J.L., 2008. Tillage effects on in Mediterranean soil organic carbon fractions dryland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (2): 541-547. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2007.0164>
- Amini, S.; Asoodar, M., 2016. The effect of conservation tillage on crop yield production. *New York Science Journal*, 8 (3): 25-9. http://www.sciencepub.net/newyork/ny080315/004_28134ny080315_25_29.pdf
- Angers, D.A.; Bolinder, M.A.; Carter, M.R.; Gregorich, E.G.; Drury, C.F.; Liang, B.C.; Voroney, R.P.; Simard, R.R.; Donald, R.G.; Beyaert, R.P.; Martel, J., 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil & Tillage Research*, 41 (3-4): 191-201. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(96\)01100-2](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(96)01100-2)
- Angers, D.A.; Eriksen-Hamel, N.S., 2008. Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72 (5): 1370-1374. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2007.0342>
- Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., 2002. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Expertise Scientifique Collective*, Synthèse du rapport. Paris: INRA - DEPE, 36 p. <http://inra.dam.front.pad.brainsonic.com/ressources/afile/225455-e2ffa-resource-synthese-en-francais.html>
- Baker, J.M.; Ochsner, T.E.; Venterea, R.T.; Griffis, T.J., 2007. Tillage and soil carbon sequestration - What do we really know? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 1-5. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.014>
- Balesdent, J.; Chenu, C.; Balabane, M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil & Tillage Research*, 53 (3-4): 215-230. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(99\)00107-5](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00107-5)
- Ball, B.C.; Crichton, I.; Horgan, G.W., 2008. Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil & Tillage Research*, 101 (1-2): 20-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.05.012>
- Blanco-Moure, N.; Gracia, R.; Bielsa, A.C.; Lopez, M.V., 2013. Long-term no-tillage effects on particulate and mineral-associated soil organic matter under rainfed Mediterranean conditions. *Soil Use and Management*, 29 (2): 250-259. <http://dx.doi.org/10.1111/sum.12039>

- Campbell, C.A.; McConkey, B.G.; Zentner, R.P.; Selles, F.; Curtin, D., 1996. Long-term effects of tillage and crop rotations on soil organic C and total N in a clay soil in southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 76 (3): 395-401. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss96-047>
- Carter, M.R., 2017. Strategies to overcome impediments to adoption of conservation tillage. In: Carter, M.R., ed. *Conservation tillage in temperate agroecosystems*. Boca Raton: CRC Press, Chapter 1, 13-30.
- Chenu, C.; Butault, J.-P.; Metay, A.; Colnenne, C.; Angers, D., 2013. Développer les techniques culturales sans labour pour stocker du carbone dans les sols. In: Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoît, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., eds. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Rapport d'étude*. Paris: Inra-ADEME, 159-193. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Etude-Reduction-des-GES-en-agriculture>
- Dimassi, B.; Cohan, J.P.; Labreuche, J.; Mary, B., 2013. Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 169: 12-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.012>
- Dimassi, B.; Mary, B.; Wylleman, R.; Labreuche, J.; Couture, D.; Piraux, F.; Cohan, J.P., 2014. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 188: 134-146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014>
- Ellert, B.H.; Bettany, J.R., 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 (4): 529-538. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss95-075>
- Gonzalez-Sanchez, E.J.; Ordonez-Fernandez, R.; Carbonell-Bojollo, R.; Veroz-Gonzalez, O.; Gil-Ribes, J.A., 2012. Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil & Tillage Research*, 122: 52-60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>
- Govaerts, B.; Verhulst, N.; Castellanos-Navarrete, A.; Sayre, K.D.; Dixon, J.; Dendooven, L., 2009. Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration: Between Myth and Farmer Reality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28 (3): 97-122. <http://dx.doi.org/10.1080/07352680902776358>
- Gregorich, E.G.; Rochette, P.; VandenBygaart, A.J.; Angers, D.A., 2005. Greenhouse gas contributions of agricultural soils and potential mitigation practices in Eastern Canada. *Soil & Tillage Research*, 83 (1): 53-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.009>
- Haddaway, N.R.; Hedlund, K.; Jackson, L.E.; Kätterer, T.; Lugato, E.; Thomsen, I.K.; Jørgensen, H.B.; Isberg, P.-E., 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence. The official journal of the Collaboration for Environmental Evidence*, 6 (30): 48 p. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-017-0108-9>
- Hermle S.; Anken T.; Leifeld J.; Weiskopf P., 2008. The effect of the tillage system on soil organic carbon content under moist, cold-temperate conditions. *Soil Till. Res.* 98, 94-105 ; doi:10.1016/j.still.2007.10.010
- Hiel, M.P.; Barbieux, S.; Pierreux, J.; Olivier, C.; Lobet, G.; Roisin, C.; Garré, S.; Colinet, G.; Bodson, B.; Dumont, B., 2018. Impact of crop residue management on crop production and soil chemistry after seven years of crop rotation in temperate climate, loamy soils. *PeerJ* 6:e4836; DOI 10.7717/peerj.4836
- Janzen, H.H.; Campbell, C.A.; Izaurralde, R.C.; Ellert, B.H.; Juma, N.; McGill, W.B.; Zentner, R.P., 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. *Soil & Tillage Research*, 47 (3-4): 181-195. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(98\)00105-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(98)00105-6)
- Labreuche, J.; Wissocq, A.; Cavan, N., 2016. Implantation durable du non labour occasionnel. *Perspectives agricoles*, 437: 8-11.
- Liebig, M.A.; Morgan, J.A.; Reeder, J.D.; Ellert, B.H.; Gollany, H.T.; Schuman, G.E., 2005. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agricultural practices in northwestern USA and western Canada. *Soil & Tillage Research*, 83 (1): 25-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.008>
- Luo, Z.K.; Wang, E.L.; Sun, O.J., 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (1-2): 224-231. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
- Meurer, K.H.E.; Haddaway, N.R.; Bolinder, M.A.; Katterer, T., 2018. Tillage intensity affects total SOC stocks in boreo-temperate regions only in the topsoil-A systematic review using an ESM approach. *Earth-Science Reviews*, 177: 613-622. <http://dx.doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.12.015>
- Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Paustian, K., 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry*, 72 (1): 87-121. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-004-0360-2>
- Pittelkow, C.M.; Liang, X.; Linquist, B.a.; van Groenigen, K.J.; Lee, J.; Lundy, M.E.; van Gestel, N.; Six, J.; Venterea, R.T.; van Kessel, C., 2015a. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517, 365-367.
- Pittelkow, C.M.; Linquist, B.A.; Lundy, M.E.; Liang, X.Q.; van Groenigen, K.J.; Lee, J.; van Gestel, N.; Six, J.; Venterea, R.T.; van Kessel, C., 2015b. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research*, 183: 156-168. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2015.07.020>
- Powelson, D.S.; Stirling, C.M.; Thierfelder, C.; White, R.P.; Jat, M.L., 2016. Does conservation agriculture deliver climate change mitigation through soil carbon sequestration in tropical agro-ecosystems? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 220: 164-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.005>
- Puget, P.; Lal, R., 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil & Tillage Research*, 80 (1-2): 201-213. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.03.018>
- Regina, K.; Alakukku, L., 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil & Tillage Research*, 109 (2): 144-152. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.05.009>

- Rochette, P.; Worth, D.E.; Lemke, R.L.; McConkey, B.G.; Pennock, D.J.; Wagner-Riddle, C.; Desjardins, R.L., 2008. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (5): 641-654. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss07025>
- Roger-Estrade, J.; Labreuche, J.; Boizard, H., 2014. Importance du travail du sol, typologie des modes de mise en œuvre et panorama de ses effets sur le rendement des cultures. In : Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J., (Eds). Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable. QUAE (coll. Savoir-Faire), Paris.
- Shan, J.; Yan, X., 2013. Effects of crop residue returning on nitrous oxide emissions in agricultural soils. *Atmospheric Environment* 71, 170-175. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.02.009>
- Singh, P.; Heikkinen, J.; Ketoja, E.; Nuutinen, V.; Palojärvi, A.; Sheehy, J.; *et al.*, 2015. Tillage and crop residue management methods had minor effects on the stock and stabilization of topsoil carbon in a 30-year field experiment. *Sci Tot Env.* 2015;518–519:337–44. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.027>.
- Six, J.; Feller, C.; Deneq, K.; Ogle, S.M.; Sa, J.C.D.; Albrecht, A., 2002. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22 (7-8): 755-775. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2002043>
- Six, J.; Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Conant, R.T.; Mosier, A.R.; Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10 (2): 155-160. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x>
- So, H.B.; Grabski, A.; Desborough, P., 2009. The impact of 14 years of conventional and no-till cultivation on the physical properties and crop yields of a loam soil at Grafton NSW, Australia. *Soil & Tillage Research*, 104 (1): 180-184. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.10.017>
- Soane, B.D.; Ball, B.C.; Arvidsson, J.; Basch, G.; Moreno, F.; Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research*, 118: 66-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015>
- Tebrügge, F., 2001. No-Tillage Visions-Protection of Soil, Water and Climate and Influence on Management and Farm Income. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martínez-Vilele, A., eds. *Conservation Agriculture: A World-wide Challenge : 1st Congress on Conservation Agriculture. Madrid, 1-5 October 2001.* 303-316.
- Théron O. (coord.); Tichit M. (coord.); Tibi A. (coord.); Accatino, F.; Biju-Duval, L.; Bockstaller, C.; Bohan, D.; Bonaudo, T.; Boval, M.; Cahuzac, E.; Casellas, E.; Chauvel, B.; Choler, P.; Constantin, J.; Cousin, I.; Daroussin, J.; David, M.; Delacote, P.; Derocles, S.; De Sousa, L.; Domingues Santos, J.P.; Dross, C.; Duru, M.; Eugène, M.; Fontaine, C.; Garcia, B.; Geijzendorffer, I.; Girardin, A.; Graux, A.-I.; Jouven, M.; Langlois, B.; Le Bas, C.; Le Bissonnais, Y.; Lelièvre, V.; Lifrán, R.; Maigné, E.; Martin, G.; Martin, R.; Martin-Laurent, F.; Martinet, V.; McLaughlin, O.; Meillet, A.; Mignolet, C.; Mouchet, M.; Nozières-Petit, M.-O.; Ostermann, O.P.; Paracchini, M.L.; Pellerin, S.; Peyraud, J.-L.; Petit-Michaut, S.; Picaud, C.; Plantureux, S.; Poméon, T.; Porcher, E.; Puech, T.; Puillet, L.; Rambonilaza, T.; Raynal, H.; Resmond, R.; Ripoche, D.; Ruget, F.; Rulleau, B.; Rush, A.; Salles, J.-M.; Sauvart, D.; Schott, C.; Tardieu, L., 2017. *Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude.* Paris: INRA, 966 p.
- Van den Putte, A.; Govers, G.; Diels, J.; Gillijns, K.; Demuzere, M., 2010. Assessing the effect of soil tillage on crop growth: A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. *European Journal of Agronomy*, 33 (3): 231-241. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2010.05.008>
- Van den Putte A.; Govers G.; Diels J.; Langhans C.; Clymans W.; Vanuytrect E.; Merckx R.; Raes D., 2012. Soil functioning and conservation tillage in the Belgian loam belt. *Soil and Tillage Research*, 122: 1-11
- van Kessel, C.; Venterea, R.; Six, J.; Adviento-Borbe, M.A.; Linquist, B.; van Groenigen, K.J., 2012. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology* 19(1), 33-44.
- VandenBygaart, A.J.; Yang, X.M.; Kay, B.D.; Aspinall, J.D., 2002. Variability in carbon sequestration potential in no-till soil landscapes of southern Ontario. *Soil & Tillage Research*, 65 (2): 231-241. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(02\)00003-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(02)00003-x)
- Virto, I.; Barre, 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 (1-3): 17-26. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-011-9600-4>
- Vitte G, Ferchaud F, Chlebowski F, Mary B (2018) Early detection of temporal SOC stock changes by accounting for spatial variability. 21th International ISTRO Conference, Paris, 24-27 september 2018. http://webistem.com/ISTRO2018/output_directory/cd1/data/articles/000133.pdf
- Wang, X.B.; Cai, D.X.; Hoogmoed, W.B.; Oenema, O.; Perdok, U.D., 2006. Potential effect of conservation tillage on sustainable land use: A review of global long-term studies. *Pedosphere*, 16 (5): 587-595. [http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160\(06\)60092-1](http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(06)60092-1)
- West, T.O.; Post, W.M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (6): 1930-1946. <http://dx.doi.org/10.3334/CDIAC/tcm.002>
- White, P.A.; Rice, C.W., 2009. Tillage Effects on Microbial and Carbon Dynamics during Plant Residue Decomposition. *Soil Science Society of America Journal*, 73 (1): 138-145. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2007.0384>
- Zinn, Y.L.; Lal, R.; Resck, D.V.S., 2005. Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil & Tillage Research*, 84 (1): 28-40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.08.007>

3.8.2. Le retour au sol des résidus de cultures

Auteur : Safya Menasseri

Principaux enseignements de cette section :

- En France les possibilités d'accroissement des stocks de C par les résidus de culture sont faibles car la majorité des résidus sont déjà restitués au sol, directement ou indirectement (fumiers).
- Par rapport à une pratique de référence basée sur l'exportation hors parcelle des résidus aériens, le retour au sol permet un stockage additionnel de C très variable, en moyenne de 0,21 tC/ha/an en agriculture conventionnelle et en milieu tempéré.
- Ce stockage additionnel peut être nul dans certains cas.
- La contribution des racines (biomasse et rhizodéposition) au stockage du carbone est plus importante que celle des résidus aériens.
- La contribution des résidus de culture aériens au stockage du carbone dépend surtout de la quantité de biomasse produite et donc des rendements.
- Le retour au sol des résidus de culture aériens, en totalité ou partie, a aussi des effets positifs sur la qualité du sol et la prévention du risque d'érosion.

3.8.2.1. Introduction : Quantification et caractérisation des résidus de culture et des pratiques de gestion associées en France

Dans les systèmes de grandes cultures, les résidus de culture représentent la part de la biomasse végétale qui reste au sol après la récolte. Elle constitue la première et plus importante source de carbone restituée au sol (Tisdale *et al.*, 1985, dans Turmel *et al.*, 2015). Le maïs, le blé, le sorgho et le riz sont les cultures céréalières qui produisent le plus de biomasse dans le monde, du fait des surfaces qu'elles occupent (Blanco-Canqui et Lal, 2009) et sont ainsi bien documentées. En France, les résidus de culture proviennent principalement, et par ordre d'importance, des céréales d'hiver (principalement blé d'hiver), du maïs grain, mais aussi des cultures de colza, tournesol et betterave sucrière. Les quantités produites pour ces cultures (représentant 71% de la surface cultivée, hors prairies, vignes, vergers) sont indiquées dans le Tableau 3.8.2-1.

Tableau 3.8.2-1. Quantités de résidus de culture produites par espèce et type de résidu en France (Ademe, 20131), (1) directement restituées et (2) indirectement restituées (une partie de la paille de blé est utilisée pour la litière des animaux) et type de travail du sol associé (Labour, Travail superficiel (TS), Semis Direct (SD)).

Type de résidus	Surface (Mha)	Production (tMB/ha)	Production (tMS/ha)**	Production restituée au sol (MtMS)		% travail du sol associé		
				(1)	(2)	Labour	TS	SD
Céréales d'hiver	7.5	3.9	3.4	15.2	10.7	56.7	44*	1.3
Paille								
Menue-Paille								
Chaume								
Racine								
Maïs grain	1.6	3.3	1.8	2.8	84	15.8	0.2	
Canne								
Racine								
Colza	1.5	2.1	0.7	1.0	52.7	51*	0.4	
Paille								
Menue-Paille								
Racine								
Tournesol	0.7	2.6	2.6	1.8	75.3	25*	0.2	
Tige								
Racine								
Betterave	0.4	30.0	4.8	1.9	84.8	15.2	0	
Fane								
TOTAL	11.7			71.1	10.7			

* source Agreste. ** Le taux de MS considéré est de 88% pour la quasi-totalité des résidus et de 16% pour les fanes de betteraves.

Ces retours au sol représentent une restitution moyenne annuelle de 6 tMS.ha⁻¹ et 2,7 tC.ha⁻¹. Ils sont constitués des organes végétaux non récoltés qui diffèrent selon les espèces cultivées. Les restitutions obligatoires composées des racines et produits issus de la rhizodéposition, des chaumes qui sont les bas des tiges (blé, orge, maïs, colza, tournesol), des « menues pailles »¹⁵ (débris laissés au champ lors de la récolte : paille hachée, balles, barbes...) (blé, orge) peuvent présenter jusqu'à 70% des restitutions totales (Buysse *et al.*, 2013). Ainsi, même pour les cultures dont les parties aériennes sont toutes exportées, les restitutions de carbone au sol ne sont pas nulles. Par exemple, pour le maïs ensilage qui est une culture fourragère dont les tiges sont exportées, et qui occupe une surface équivalente à celle du maïs grain, les restitutions de carbone (chaumes + racines) seraient de l'ordre de 0,27 à 1,5 tC.ha⁻¹ (Ghafoor *et al.*, 2017).

Les résidus de culture qui peuvent être récoltés pour être valorisés dans différentes filières (litière et alimentation des animaux, énergie...) sont considérés comme des restitutions facultatives : pailles, cannes et rafles (maïs grain), feuilles et gousses (colza), fanes (betterave). La valorisation actuelle majoritaire des pailles de céréales exportées est, en France, la litière des animaux (12 Mt MB de paille dont 80% pour l'élevage bovin qui produit 68,7 Mt de fumier de bovin), les autres filières étant marginales (Agreste, 2011 ; Ademe, 2013 ; Deugeurce *et al.*, 2016). Le retour au sol se fait de manière indirecte, via le fumier ainsi produit (voir section sur les apports de C exogènes).

Les équations classiquement utilisées pour estimer les quantités de carbone apportées au sol par les résidus de culture sont présentées dans l'Encadré 3.8.2-1.

Encadré 3.8.2-1. Equations de calcul classiquement utilisées pour estimer la quantité de carbone restituée au sol par les résidus de culture

La production de résidus de culture peut être estimée selon l'équation (1) pour la quantité de C contenu dans les tissus de la biomasse aérienne (hors produit récolté), l'équation (2) pour la quantité de C contenu dans les tissus de la biomasse racinaire et l'équation (3) pour le carbone issu de la rhizodéposition (Bolinder *et al.*, 2007). Celle-ci dépend du rendement R, de l'indice de récolte (IR) et des indices de répartition du carbone entre la biomasse aérienne et souterraine (BA/BR) et d'émission de carbone par rhizodéposition YE. Les valeurs attribuées à ces variables dépendent des espèces végétales mais aussi des variétés, des systèmes de cultures et des conditions environnementales pouvant occasionner des stress biotiques et abiotiques. Elles dépendent aussi des profondeurs considérées pour quantifier les racines dans les différentes études (Johnson *et al.*, 2006).

$$\text{Qté C dans la biomasse aérienne (t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}) = 0.45 * R * [(1/IR)-1] \quad (R = \text{rendement t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}) \quad [\text{eq (1)}]$$

L'indice de récolte est égal au rapport entre le rendement sec en grains et le rendement en biomasse aérienne totale (paille+grain).

$$\text{Qté C racinaire (t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}) = (0.45 * R) / ((BA/BR)*IR) \quad [\text{eq(2)}]$$

$$\text{Qté C issue de la rhizodéposition} = (0.45 * R * YE) / ((BA/BR)*IR) \quad [\text{eq(3)}]$$

Considérons l'application numérique suivante : si on considère les rendements moyens du blé, obtenus en France, en 2007 et 2017 respectivement de 6,4 et 7,9 t.ha⁻¹ (Agreste, 2007 et 2017), une valeur d'indice de récolte de 0,45 (Warren Raffa *et al.*, 2015), des valeurs de BA/BR et YE respectivement égales à 7,5 (le carbone présent dans les racines représente 13% de la production aérienne) et 0,65 (Bolinder *et al.*, 2007), nous obtenons une différence de quantité de carbone restituée à l'échelle nationale (à surface égale entre les deux années) de +19% en 2017 en comparaison avec 2007 (Tableau 3.8.2-2). Ainsi, selon les années et les rendements obtenus, les quantités de carbone restituées varient significativement.

Tableau 3.8.2-2. Quantités de carbone C dans la biomasse aérienne (BA), racinaire (BR), émis par rhizodéposition (Rhiz) et total C-Total (= (C-BA+C-BR+C-Rhiz) * Surface Blé), calculées à partir des rendements moyens du blé de 2007 et 2017 (source : Agreste) et des équations (1), (2) et (3).

Année ^a	C-BA(T.ha-1) ^a	C-BR(T.ha-1) ^a	C-Rhiz (T.ha-1) ^a	C-Total(T.ha-1) ^a	C-Total-MT ^a
2007 ^a	3.2 ^a	0.8 ^a	0.5 ^a	4.5 ^a	34 ^a
2017 ^a	3.9 ^a	1.0 ^a	0.6 ^a	5.6 ^a	42 ^a

¹⁵ Les menues pailles ont longtemps été des restitutions obligatoires, alors qu'elles sont depuis quelques années récoltées dans certaines exploitations pour gérer la flore adventice et sont utilisées comme co-produit pour l'élevage ou l'énergie.

Lorsque les résidus de culture sont restitués, ils sont principalement incorporés au sol, le semis direct étant une pratique de travail du sol très peu répandue (Tableau 3.8.2-1). L'incorporation des résidus varie en fonction du mode de travail du sol. Les résidus sont enfouis sur une profondeur de 25 cm sans broyage préalable (labour) ou sur une profondeur de 10-15 cm après un broyage des résidus (travail superficiel). Ainsi le contact sol-résidus et la profondeur de sol concernée par la restitution de ces résidus est variable.

La teneur en carbone de tous ces types de résidus de culture varie peu autour d'une valeur de 450 mg C. g⁻¹ MS. Leur teneur en azote et leurs composantes biochimiques (soluble, cellulose, hémicellulose, lignine) sont, en revanche, variables en fonction de l'espèce, de l'âge de la culture au moment de la récolte, du type d'organe (tige, racine, feuille, rafle, gousse) (Tableau 3.8.2-3). Les pratiques de fertilisation influencent la qualité biochimique des organes récoltés (Tableau 3.8.2-3). Des tiges de colza bien alimentées en azote (N) sont plus riches en N avec un taux de lignine moins élevé que celles qui ont subi un stress azoté (Trinsoutrot *et al.*, 2000).

Tableau 3.8.2-3. Composition biochimique (fractions Van Soest soluble (SOL), hémicellulose (HEM), cellulose (CEL), lignine (LI) en % MS) de résidus de culture aériens de différentes cultures.

Espèce	Organe	%C	N	C/N	SOL	HEM	CEL	LI	Références
Blé	Tige	44.7	0.4	112	9	27	52	6	Abiven <i>et al.</i> 2005
	Tige	-	-	109	8	27	51	14	Iqbal <i>et al.</i> , 2013
	Racine	41.7	0.6	69	17	42	33	8	Abiven <i>et al.</i> , 2005
Maïs	Tige	-	-	158	39	19	31	10	Iqbal <i>et al.</i> , 2013
Tournesol	Tige	-	-	161	18	17	48	13	Iqbal <i>et al.</i> , 2013
Colza	Tige	-	-	72	28	16	44	11	Iqbal <i>et al.</i> , 2013
	Tige +N	44.5	1.43	31	37	20	34	8	Trinsoutrot <i>et al.</i> , 2000*
	Tige -N	45.2	0.35	129	25	18	42	15	Trinsoutrot <i>et al.</i> , 2000*
	Racine +N	44.5	1.99	22	31	26	26	17	Trinsoutrot <i>et al.</i> , 2000*
	Racine -N	43.6	1.1	40	27	19	32	23	Trinsoutrot <i>et al.</i> , 2000*

* Dans cette étude, il s'agit d'organes (tiges et racines) issus de colza fertilisé (+N) ou non (-N).

Ces caractéristiques biochimiques déterminent leur potentiel « intrinsèque » de décomposition (Trinsoutrot *et al.*, 2000 ; Nicolardot *et al.*, 2001) et de transformation en carbone stable dans le sol (Robin, 1997 ; Lashermes *et al.*, 2009). Dans ces approches, les résidus les plus riches en molécules récalcitrantes, comme la lignine, sont ceux qui contribuent le plus au stockage du carbone. Des efficacités de conversion du carbone des résidus de culture (biomasse aérienne+racines) en carbone stable du sol allant de 0,005 à 0,18 sont avancées par différents auteurs (Buyanovsky et Wagner, 1998 ; Rasmussen et Parton, 1994 ; Schlesinger, 1999 ; Duicker et Lal, 1999 ; Campbell *et al.*, 2000 ; Gregorich *et al.*, 2001 (cités par Richard et Gabrielle, Expertise Carbone 2002) ; Boiffin *et al.*, 1986 ; Allmaras *et al.*, 2004 ; Wilts *et al.*, 2004 ; Hooker *et al.*, 2005 ; Poeplau *et al.*, 2015). Elles varient selon les espèces végétales et les organes ainsi que selon la durée des essais, les valeurs les plus faibles étant déduites de suivis sur de longues durées. Ces coefficients ne différencient pas le rôle des racines de celui de la biomasse aérienne. Sur le site long terme d'Ultuna (Suède), une étude menée sur 43 années de restitutions/exportations de paille sous mono-culture de blé (C3), suivies de 16 années de culture de maïs ensilage (C4) a permis de déterminer expérimentalement des coefficients de conversion du carbone de la paille de blé allant de 0,04 à 0,1 et des coefficients de conversion du carbone des racines du maïs ensilage, allant de 0,18 à 0,38, selon les conditions de fertilisation (Ghafour *et al.* 2017). L'ajustement d'un modèle mathématique sur des données de deux essais longue durée suivis en France par Plenet *et al.* (1993) aboutit à des valeurs de conversion du carbone de racines de maïs variables de 0,16 à 0,30 selon les types de sol. Ainsi, les coefficients de conversion de la biomasse racinaire peuvent être 2 à 3 plus importants que les coefficient de conversion de la biomasse aérienne (Rasse *et al.*, 2005 ; Kätterer *et al.*, 2011). Les molécules carbonées issues des racines se décomposent en effet plus lentement (Balesdent et Balabane, 1996) du fait de leur récalcitrance (Abiven *et al.*, 2005) et des processus physico-chimiques de stabilisation auxquels elles sont soumises (Rasse *et al.*, 2005).

Finalement, en accord avec la section 3.2, pour certains auteurs, la stabilisation du carbone issu des résidus de culture est déterminée par l'interaction avec la phase minérale du sol et l'occlusion dans les agrégats plutôt que par la qualité de la litière (Jones *et al.*, 2015). Ces processus de stabilisation sont complexes et, dans le cas des résidus de culture, encore peu documentés.

3.8.2.2. Quantification du stockage de carbone dans les sols, associé à la restitution des résidus

De l'expertise carbone réalisée en 2002 (Richard et Gabrielle, 2002), il est ressorti que le potentiel de stockage de cette pratique varie entre 0,03 à 0,25 tC.ha⁻¹.an⁻¹. L'expertise cite la synthèse de Smith *et al.* (2000), qui, pour l'Angleterre aboutit à un potentiel de stockage de 0,33 tC. ha⁻¹. an⁻¹ pour un apport annuel de paille de 10 tMS.ha⁻¹.an⁻¹. Dans des études plus récentes il est toujours fait état d'un potentiel de stockage pouvant atteindre 0,35 tC.ha⁻¹.an⁻¹ (Minasny *et al.*, 2017) dans les régions tempérées. Ce chiffre varie cependant selon les études. Powlson *et al.*, (2008) avancent un ordre de grandeur de 0,21 tC ha⁻¹ an⁻¹ pour des pailles de blé restituées à hauteur de 4,25 tMS.ha⁻¹.an⁻¹ sur une période de 100 ans, en Angleterre (sol limono-argileux) alors que Poeplau *et al.* (2017) citent un chiffre de 0,08 tC.ha⁻¹.an⁻¹ pour des cannes de maïs restituées à hauteur de 5 tMS.ha⁻¹.an⁻¹ pendant 40 ans en Italie (sol argilo-limoneux).

Plusieurs revues de la littérature ont récemment été réalisées, basées sur les augmentations de teneurs en carbone dans les sols (car toutes les études ne permettent pas de calculer un stock de carbone). Elles aboutissent à des augmentations moyennes inférieures à 10% (Powlson *et al.*, 2011 ; Lehtinen *et al.*, 2014) ou égales à 12% (Liu *et al.* 2014 ; Warren Raffa *et al.*, 2015). Certaines études aboutissent à un stockage additionnel nul (Hansen *et al.*, 2015) ou non significatif. De nombreuses raisons sont avancées pour expliquer cette variabilité de résultats, tant sur les concentrations que sur les stocks de carbone. Elles peuvent être classées en plusieurs catégories :

La durée de l'étude et la méthode utilisée pour le suivi des évolutions des teneurs et stocks de carbone dans les sols :

- Le calcul des stocks est basé sur la mesure de la densité apparente, propriété du sol hautement variable dans le temps et dans l'espace. Un plus faible potentiel de stockage, pouvant correspondre à l'erreur de quantification des stocks de carbone (Hansen *et al.* 2015), caractérise les régions tempérées.
- La profondeur de stockage considérée est variable.
- La durée des essais est variable depuis des durées de 3-5 ans jusqu'à des durées supérieures à 100 ans. La période à partir de laquelle l'effet d'une pratique peut être mise en évidence est généralement de 20 ans (IPCC, 2006), ce qui est confirmé par la méta-analyse portant sur l'effet de la restitution des pailles de blé menée par Lehtinen *et al.* (2014). Cependant pour certains auteurs, 12 (Liu *et al.*, 2014), voire 7 années (Goids et van Wesemael, 2007) suffisent.

Les conditions initiales dans lesquelles l'étude a été menée :

- Dans certaines études, les quantités de carbone restituées sont faibles alors que les teneurs en MO initiales du sol sont élevées (Rasmussen *et al.*, 1998 ; Campbell *et al.*, 2000).
- Les sols ayant reçu des résidus de culture avant le début de l'étude, peuvent avoir atteint un état d'équilibre entre la stabilisation de ce qui entre et la minéralisation de la matière organique du sol ou un état de saturation en carbone du sol. Tout stockage additionnel lié à une poursuite des restitutions de résidus de culture, en quantités équivalentes, ne peut être que réduit (Paustian, *et al.*, 1997) ou nul (Poeplau *et al.* 2017). Il se peut également qu'un « priming effect » lié à l'incorporation de matière organique fraîche contrebalance la stabilisation du carbone issu des résidus (Poeplau *et al.*, 2015 ; Moreno-Cornejo *et al.*, 2015).
- La texture du sol joue un rôle important dans la capacité du sol à séquestrer du carbone. L'augmentation des concentrations en carbone serait plus importante pour les sols riches en argile (>35%) que pour les sols moins riches (18-35%) (Lehtinen *et al.*, 2014). Par ailleurs, la concentration en oxalates de Fe et d'Al extractibles, minéraux contribuant aussi à la constitution des complexes organo-minéraux (Van de Vreken *et al.*, 2016), peut avoir un rôle plus important que la texture du sol.

Les pratiques agricoles associées, travail du sol et fertilisation azotée :

- Les études ont souvent été menées en conditions de travail du sol conventionnel, lequel favorise la décomposition et la minéralisation des résidus de cultures ce qui peut expliquer dans certains cas l'absence d'effet significatif de cette pratique sur le stockage du carbone (Van de Vreken *et al.*, 2016). La décomposition des résidus est dépendante du contact résidus de culture-sol (De Neve et Hofman, 2000 ; Herinksen et Breland, 2002) qui module la colonisation des résidus par les microorganismes, la décomposition de ces derniers mais aussi leur stabilisation par protection physique (Angers et Recous, 1997). Ainsi, des coefficients de conversion du carbone des résidus de maïs et de blé supérieurs sous semis direct (respectivement de 0,28 et 0,10) comparés au labour (respectivement de 0,11 et 0,08) ont été obtenus

(Allmaras *et al.* 2004 ; Duiker et Lal ,1999). En conditions de travail du sol réduit, des stockages additionnels de l'ordre de 0,25 à 0,30 tC.ha⁻¹.an⁻¹ ont été observés [sur 10 cm de profondeur, après 15 années de restitutions de 4 t de résidus.ha⁻¹.an⁻¹] (Lenka et Lal, 2013). Comparé à un stockage additionnel de 0,26 tC.ha⁻¹.an⁻¹ en labour, Allmaras *et al.* (2004), mettent en évidence un stockage additionnel de 0,91 tC.ha⁻¹.an⁻¹ sous semis direct [sur une profondeur de 30 cm, dans le Minnesota, pour une restitution annuelle de cannes de maïs en moyenne de 2,5 t.ha⁻¹.an⁻¹ dans un sol limoneux sur une période de 13 ans].

- La fertilisation impacte le stockage du carbone via différents processus complexes à appréhender aboutissant à des résultats contradictoires (Warren Raffa *et al.*, 2015). En effet, elle impacte différemment la production de biomasse aérienne et la production de biomasse racinaire. Elle favorise l'augmentation de la biomasse aérienne restituée au sol ainsi que l'efficacité d'utilisation du carbone par les microorganismes du sol, et la diminution du priming effect (Dimassi *et al.*, 2014) dans les sols où l'azote est limitant. Cependant, elle modifie les caractéristiques biochimiques des résidus de cultures (Tableau 3.8.2-3) et leur décomposition (diminution de la décomposition des résidus riches en lignine et stimulation de la décomposition des résidus riches en cellulose) (Stewart *et al.*, 2015). Elle diminuerait le stockage du carbone en profondeur (Ghafour *et al.*, 2017 ; Shahbaz *et al.*, 2017). En conditions d'azote limitant, la plante investit dans les racines, ce qui se traduit par une allocation plus importante du carbone dans la biomasse racinaire (Nguyen *et al.*, 2003). La relation entre intensité de fertilisation et rhizodéposition est moins claire. Dans le cas où des conditions limitantes en azote favoriseraient la rhizodéposition, la production de polysaccharides se trouverait stimulée (Hadas *et al.*, 1998) et leur décomposition ralentie, ce qui contribuerait à une stabilisation des agrégats du sol (Le Guillou *et al.*, 2011). Ainsi, Ghafour *et al.* (2017) et Lenka et Lal (2013), ne mettent pas en évidence d'effet global de la fertilisation sur le stockage du carbone lié au retour au sol de résidus de culture (aériens et souterrains).

La méta-analyse réalisée par Warren Raffa *et al.* (2015), à partir de 84 publications récentes issues de différentes régions du monde, couvrant différents systèmes de production, climats et types de sols, fait état d'une variabilité d'effet des pratiques de restitution de résidus de cultures aussi importante que l'augmentation observée des teneurs et renseigne sur la hiérarchisation des variables explicatives de cette variabilité, en climat tempéré : 1/ la quantité de résidus restituée, 2/ la gestion de ces résidus (travail du sol), 3/ la texture du sol, 4/ la fertilisation azotée (surtout dans les situations dans lesquelles l'azote limite la production). La Figure 3.8.2-1 récapitule les principaux mécanismes impliqués et les facteurs qui les contrôlent.

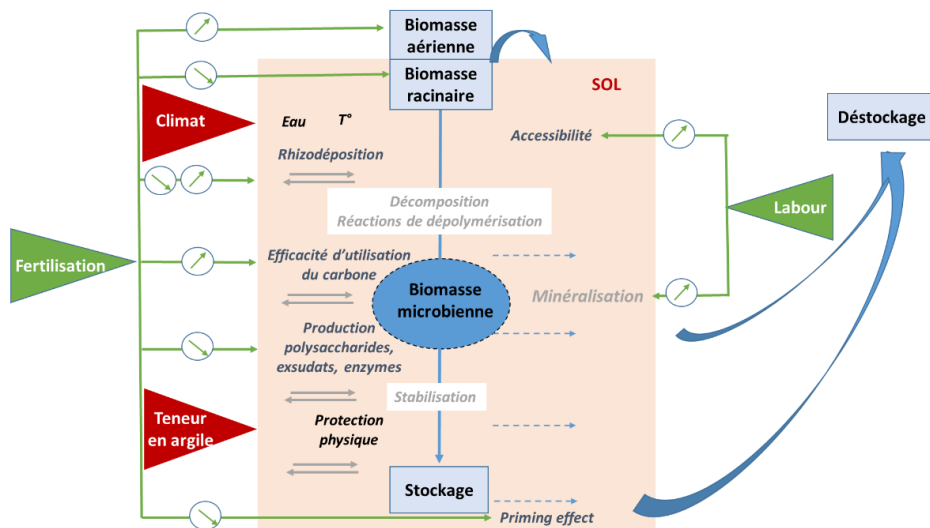


Figure 3.8.2-1. Représentation schématique des variables et mécanismes principaux impliqués dans la contribution des résidus de culture (aériens et souterrains) au stockage du carbone dans les sols.

3.8.2.3. Les autres effets des pratiques de gestion des résidus

Effets positifs

Les augmentations moyennes des teneurs en carbone citées ci-dessus s'accompagnent d'effets marqués sur les autres propriétés du sol. Par exemple pour une augmentation moyenne déduite de 176 publications scientifiques

de 12,8% en teneur en carbone du sol (n=345), liée à la restitution de paille de céréales, les augmentations moyennes de la biomasse microbienne, de la stabilité structurale et de l'azote disponible pour les cultures sont respectivement de 30,7% (n=119), 26,6% (n=50) et 11,3% (n=97) (Liu *et al.*, 2014). A ce titre, de nombreux auteurs s'accordent sur le fait que, quels que soient les effets sur le stockage du carbone, la restitution des résidus de cultures au sol doit être maintenue.

Les résidus de culture incorporés au sol augmentent la température et l'aération du sol, créant ainsi un environnement favorable aux microorganismes du sol. Les effets sur les communautés de lombriciens sont variables selon les espèces présentes (Turmel *et al.*, 2015). Que les résidus soient incorporés au sol ou laissés en surface, ils contribuent à une amélioration certaine de la structure du sol via l'augmentation de l'agrégation et de la stabilisation de la structure, la protection des agrégats vis-à-vis de l'impact des pluies et des risques de compaction et d'érosion associés (Turmel *et al.*, 2015) et par voie de conséquence à une protection du carbone stocké. L'effet indirect sur l'augmentation de la stabilité structurale est le résultat de l'augmentation de carbone stable dans le sol (Bronick *et al.*, 2005 ; Chenu *et al.*, 2000) alors que sur le court terme, la restitution des résidus de culture stimule l'activité biologique du sol laquelle contribue à l'augmentation de la cohésion au sein des agrégats et la production de molécules hydrophobes (Chenu *et al.*, 2000 ; Abiven *et al.*, 2007 ; Cosentino *et al.*, 2006 ; Le Guillou *et al.*, 2011). Les racines améliorent la structure du sol, en fonction de leurs traits morphologiques (densité racinaire, diamètre des racines), leur potentiel de production d'exsudats et la composition de ces exsudats, et leurs traits biotiques (potentiel d'infection par les mycorhizes) (Bardgett *et al.*, 2014).

Dans le cas particulier du semis direct, la restitution des résidus se fait alors en surface (mulch). Cette pratique permet dans certaines régions arides de protéger le sol de l'érosion alors que dans les régions tropicales où les températures et les humidités sont élevées, le mulch permet de réduire la vitesse de décomposition (en réduisant la température du sol) et de favoriser ainsi la stabilisation. Il peut également augmenter les risques d'accumulation d'eau en surface dans les régions à fortes pluviométries, ou au contraire une augmentation de l'évaporation de l'eau interceptée, préjudiciable à la production de biomasse, dans des régions à faibles pluviométries. Les résidus de culture laissés en surface diminuent la température du sol et impactent ainsi les conditions de croissance de la culture.

Effets négatifs à prendre en considération

Si cette section est dédiée au stockage du carbone, une attention devrait être apportée aux émissions de N₂O. Une étude compilant les données acquises dans différents sites en Europe, montre qu'en climat tempéré, elles sont plus importantes quand les pailles sont restituées au sol (Lehtinen *et al.*, 2014). Cette augmentation est mise en évidence dans les études menées sur quelques années (< 5 ans), et moins dans les études menées sur le long-terme (11-20 ans). Elle est accentuée dans les sols riches en argile et serait indépendante des conditions environnementales (Lehtinen *et al.*, 2014).

Les résidus de culture laissés en surface peuvent de plus favoriser, selon les rotations, l'évolution d'un champignon (espèce *Fusarium*) à l'origine des mycotoxines dans les grains récoltés et altérer ainsi la qualité de la récolte (Dill-Macky et Jones, 2000 ; Blandino *et al.*, 2010).

3.8.2.4. Conclusion : quelles possibilités d'accroissement des stocks de C par la gestion des résidus de culture ?

En France les possibilités d'accroissement des stocks de C par la gestion des résidus de culture sont faibles car la majorité des résidus sont déjà restitués au sol ou bien y reviennent sous forme de fumier. Localement une marge de progrès existe cependant, comme l'introduction de céréales d'hiver dans les rotations légumières très spécialisées. A hauteur de 20% de la surface cultivée en légumes en France, cela représenterait 201 168 tC.an⁻¹. Cette pratique permettrait également de diminuer les pertes de sols par érosion. Il est par ailleurs possible d'accroître le stockage en améliorant le facteur de conversion du carbone dans le sol de la biomasse aérienne et des productions racinaires, en réduisant le travail du sol, en diversifiant les rotations (introductions d'espèces végétales à systèmes racinaires développés et profonds), en intervenant sur la fertilisation azotée (augmentation ou diminution en fonction des contextes pédo-climatiques et de systèmes de culture), même si nous avons peu de recul sur l'efficacité de telles combinaisons. Pour avoir ce recul et préciser ce propos, des études expérimentales complexes permettant d'étudier et de quantifier de manière synchrone l'ensemble des mécanismes identifiés doivent être menées dans différents contextes pédoclimatiques.

Tous les auteurs s'accordent sur la nécessité de maintenir les pratiques de restitution des résidus de culture, pour l'entretien de la qualité des sols, l'amélioration de leur productivité et de leur fonctionnement et pour réduire les risques d'érosion (Powlson *et al.*, 2008 ; Powlson *et al.*, 2011). Ce point est important à prendre en considération dans le raisonnement du développement de nouvelles filières de valorisation des résidus de culture, telle que la méthanisation. Il est nécessaire de conserver une restitution au moins partielle des résidus de culture, la proportion devant être évaluée dans chacune des situations pédoclimatiques.

Références bibliographiques

- Abiven, S.; Menasseri, S.; Angers, D.A.; Leterme, P., 2007. Dynamics of aggregate stability and biological binding agents during decomposition of organic materials. *European Journal of Soil Science*, 58 (1): 239-247. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00833.x>
- Abiven, S.; Recous, S.; Reyes, V.; Oliver, R., 2005. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biology and Fertility of Soils*, 42 (2): 119-128. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-005-0006-0>
- Ademe, 2013. *Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation*, 117 p. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/88252_gisements-substrats-methanisation.pdf
- Agreste, 2011. Synthèses Animaux de boucherie : Des équilibres régionaux fragiles pour l'approvisionnement en paille des litières animales *Agreste Conjoncture Synthèses*, n°2011 (138): 4 p. http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_synthese1381101.pdf
- Agreste, 2014. Enquête Pratiques culturales 2011 : principaux résultats. *Agreste Les Dossiers*, n°21: 70 p. https://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22580/1/agr_dossier21_a.pdf
- Allmaras, R.R.; Linden, D.R.; Clapp, C.E., 2004. Corn-residue transformations into root and soil carbon as related to nitrogen, tillage, and stover management. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1366-1375. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1366>
- Angers, D.A.; Recous, S., 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant and Soil*, 189 (2): 197-203. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1004207219678>
- Balesdent, J.; Balabane, M., 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (9): 1261-1263. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00112-5](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(96)00112-5)
- Bardgett, R.D.; Mommer, L.; De Vries, F.T., 2014. Going underground: root traits as drivers of ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 29 (12): 692-9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.006>
- Blanco-Canqui, H.; Lal, R., 2009. Extent of soil water repellency under long-term no-till soils. *Geoderma*, 149 (1-2): 171-180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.036>
- Blandino, M.; Pilati, A.; Reyneri, A.; Scudellari, D., 2010. Effect of maize crop residue density on Fusarium head blight and on deoxynivalenol contamination of common wheat grains. *Cereal Research Communications*, 38 (4): 550-559. <http://dx.doi.org/10.1556/crc.38.2010.4.12>
- Boiffin, J.; Zagbahi, J.K.; Sebillotte, M., 1986. Systèmes de culture et statut organique des sols dans le Noyonnais: application du modèle de Hénin-Dupuis. *Agronomie*, 6 (5): 437-446. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00884894/document>
- Bolinder, M.A.; Janzen, H.H.; Gregorich, E.G.; Angers, D.A.; VandenBygaart, A.J., 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 29-42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.013>
- Bronick, C.J.; Lal, R., 2005. Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124 (1-2): 3-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Buyanovsky, G.A.; Wagner, G.H., 1998. Carbon cycling in cultivated land and its global significance. *Global Change Biology*, 4 (2): 131-141. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00130.x>
- Buysse, P.; Roisin, C.; Aubinet, M., 2013. Fifty years of contrasted residue management of an agricultural crop: Impacts on the soil carbon budget and on soil heterotrophic respiration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 167: 52-59. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.006>
- Campbell, C.A.; Zentner, R.P.; Liang, B.C.; Roloff, G.; Gregorich, E.C.; Blomert, B., 2000. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan - Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science*, 80 (1): 179-192. <http://dx.doi.org/10.4141/s99-028>
- Chenu, C.; Le Bissonnais, Y.; Arrouays, D., 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (4): 1479-1486. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2000.6441479x>
- Cosentino, D.; Chenu, C.; Le Bissonnais, Y., 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (8): 2053-2062. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.022>
- De Neve, S.; Hofman, G., 2000. Influence of soil compaction on carbon and nitrogen mineralization of soil organic matter and crop residues. *Biology and Fertility of Soils*, 30 (5-6): 544-549. <http://dx.doi.org/10.1007/s003740050034>

- Dequeurce, A.; Capdeville, J.; Perrot, C.; Bioteau, T.; Martinez, J.; Peu, P., 2016. Fumiers de bovins, une ressource à fort potentiel pour la filière de méthanisation en France? *Sciences Eaux and Territoires: la Revue du IRSTEA*, (Hors série 24): 9 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01308310/>
- Dill-Macky, R.; Jones, R.K., 2000. The effect of previous crop residues and tillage on Fusarium head blight of wheat. *Plant Disease*, 84 (1): 71-76. <http://dx.doi.org/10.1094/pdis.2000.84.1.71>
- Dimassi, B.; Mary, B.; Fontaine, S.; Perveen, N.; Revallot, S.; Cohan, J.-P., 2014. Effect of nutrients availability and long-term tillage on priming effect and soil C mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 78: 332-339. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.016>
- Duiker, S.W.; Lal, R., 1999. Crop residue and tillage effects on carbon sequestration in a Luvisol in central Ohio. *Soil & Tillage Research*, 52 (1-2): 73-81. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(99\)00059-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00059-8)
- Fontaine, S.; Barot, S.; Barre, P.; Bdioui, N.; Mary, B.; Rumpel, C., 2007. Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450 (7167): 277-80. <http://dx.doi.org/10.1038/nature06275>
- Ghafoor, A.; Poeplau, C.; Kätterer, T., 2017. Fate of straw- and root-derived carbon in a Swedish agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils*, 53 (2): 257-267. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-016-1168-7>
- Goidts, E.; van Wesemael, B., 2007. Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005). *Geoderma*, 141 (3-4): 341-354. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.06.013>
- Gregorich, E.G.; Drury, C.F.; Baldock, J.A., 2001. Changes in soil carbon under long-term maize in monoculture and legume-based rotation. *Canadian Journal of Soil Science*, 81 (1): 21-31. <http://dx.doi.org/10.4141/s00-041>
- Hadas, A.; Parkin, T.B.; Stahl, P.D., 1998. Reduced CO₂ release from decomposing wheat straw under N-limiting conditions: simulation of carbon turnover. *European Journal of Soil Science*, 49 (3): 487-494. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2389.1998.4930487.x>
- Hansen, E.M.; Munkholm, L.J.; Olesen, J.E.; Melander, B., 2015. Nitrate leaching, yields and carbon sequestration after noninversion tillage, catch crops, and straw retention. *Journal of Environmental Quality*, 44 (3): 868-81. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2014.11.0482>
- Henriksen, T.; Breland, T., 2002. Carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities as affected by contact between crop residues and soil. *Biology and Fertility of Soils*, 35 (1): 41-48. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-001-0438-0>
- Hirte, J.; Leifeld, J.; Abiven, S.; Oberholzer, H.-R.; Mayer, J., 2018. Below ground carbon inputs to soil via root biomass and rhizodeposition of field-grown maize and wheat at harvest are independent of net primary productivity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 265: 556-566. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.010>
- Hooker, B.A.; Morris, T.F.; Peters, R.; Cardon, Z.G., 2005. Long-term effects of tillage and corn stalk return on soil carbon dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 69 (1): 188-196. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2005.0188>
- IPCC; Eggleston, S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K., 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change - Institute for Global Environmental Strategies. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Iqbal, A.; Beaugrand, J.; Garnier, P.; Recous, S., 2012. Tissue density determines the water storage characteristics of crop residues. *Plant and Soil*, 367 (1-2): 285-299. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1460-8>
- Johnson, J.M.F.; Allmaras, R.R.; Reicosky, D.C., 2006. Estimating Source Carbon from Crop Residues, Roots and Rhizodeposits Using the National Grain-Yield Database. *Agronomy Journal*, 98 (3): 622. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2005.0179>
- Jones, A.R.; Sanderman, J.; Allen, D.; Dalal, R.; Schmidt, S., 2015. Subtropical giant podzol chronosequence reveals that soil carbon stabilisation is not governed by litter quality. *Biogeochemistry*, 124 (1-3): 205-217. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-015-0093-4>
- Kätterer, T.; Bolinder, M.A.; Andrén, O.; Kirchmann, H.; Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141 (1-2): 184-192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuriès, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Linères, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60 (2): 297-310. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>
- Le Guillou, C.; Angers, D.A.; Leterme, P.; Menasseri-Aubry, S., 2011. Differential and successive effects of residue quality and soil mineral N on water-stable aggregation during crop residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*, 43 (9): 1955-1960. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.06.004>
- Lehtinen, T.; Schlatter, N.; Baumgarten, A.; Bechini, L.; Krüger, J.; Grignani, C.; Zavattaro, L.; Costamagna, C.; Spiegel, H., 2014. Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. *Soil Use and Management*, 30 (4): 524-538. <http://dx.doi.org/10.1111/sum.12151>
- Lenka, N.K.; Lal, R., 2013. Soil aggregation and greenhouse gas flux after 15 years of wheat straw and fertilizer management in a no-till system. *Soil and Tillage Research*, 126: 78-89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.08.011>
- Liu, C.; Lu, M.; Cui, J.; Li, B.; Fang, C., 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20 (5): 1366-81. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12517>
- Minasny, B.; Malone, B.P.; McBratney, A.B.; Angers, D.A.; Arrouays, D.; Chambers, A.; Chaplot, V.; Chen, Z.-S.; Cheng, K.; Das, B.S.; Field, D.J.; Gimona, A.; Hedley, C.B.; Hong, S.Y.; Mandal, B.; Marchant, B.P.; Martin, M.; McConkey, B.G.; Mulder, V.L.; O'Rourke, S.; Richerde-Forges, A.C.; Odeh, I.; Padarian, J.; Paustian, K.; Pan, G.; Poggio, L.; Savin, I.; Stolbovoy, V.; Stockmann, U.; Sulaeman, Y.; Tsui, C.-C.; Vågen, T.-G.; van Wesemael, B.; Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292: 59-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

- Moreno-Cornejo, J.; Zornoza, R.; Doane, T.A.; Faz, Á.; Horwath, W.R., 2015. Influence of cropping system management and crop residue addition on soil carbon turnover through the microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, 51 (7): 839-845. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-015-1030-3>
- Nguyen, C., 2003. Rhizodeposition of organic C by plants: mechanisms and controls. *Agronomie*, 23 (5-6): 375-396. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:2003011>
- Nicolardot, B.; Recous, S.; Mary, B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C : N ratio of the residues. *Plant and Soil*, 228 (1): 83-103. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1004813801728>
- Paustian, K.; Andren, O.; Janzen, H.H.; Lal, R.; Smith, P.; Tian, G.; Tiessen, H.; Van Noordwijk, M.; Woomeer, P.L., 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO2 emissions. *Soil Use and Management*, 13 (4): 230-244. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x>
- Plénet, D.; Lubet, E.; Juste, C., 1993. Évolution à long terme du statut carboné du sol en monoculture non irriguée du maïs (*Zea mays* L.). *Agronomie*, 13 (8): 685-698. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00885586/document>
- Poeplau, C.; Kätterer, T.; Bolinder, M.A.; Börjesson, G.; Berti, A.; Lugato, E., 2015. Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils of Swedish long-term experiments. *Geoderma*, 237-238: 246-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.010>
- Poeplau, C.; Reiter, L.; Berti, A.; Kätterer, T., 2017. Qualitative and quantitative response of soil organic carbon to 40 years of crop residue incorporation under contrasting nitrogen fertilisation regimes. *Soil Research*, 55 (1): 1. <http://dx.doi.org/10.1071/sr15377>
- Powlson, D.S.; Glendining, M.J.; Coleman, K.; Whitmore, A.P., 2011. Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies. *Agronomy Journal*, 103 (1): 279. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2010.0146s>
- Powlson, D.S.; Riche, A.B.; Coleman, K.; Glendining, M.J.; Whitmore, A.P., 2008. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: limitations and alternatives. *Waste Manag*, 28 (4): 741-6. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2007.09.024>
- Rasmussen, P.E.; Goulding, K.W.T.; Brown, J.R.; Grace, P.R.; Janzen, H.H.; Korschens, M., 1998. Agroecosystem - Long-term agroecosystem experiments: Assessing agricultural sustainability and global change. *Science*, 282 (5390): 893-896. <http://dx.doi.org/10.1126/science.282.5390.893>
- Rasmussen, P.E.; Parton, W.J., 1994. Long-term effects of residue management in wheat-fallow .1. Inputs, yield, and soil organic-matter. *Soil Science Society of America Journal*, 58 (2): 523-530. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800020039x>
- Rasse, D.P.; Rumpel, C.; Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269 (1-2): 341-356. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>
- Richard, G.; Gabrielle, B., 2002. Gestion des résidus de culture. In: Arrouays, D.; Balesdent, J.; Germon, J.C.; Jayet, P.A.; Soussana, J.F.; Stengel, P., eds. *Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Expertise scientifique collective. Rapport*. 131-133.
- Robin, D., 1997. Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. *Agronomie*, 17 (3): 157-171. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00885834/document>
- Schlesinger, W.H., 1999. Carbon and agriculture - Carbon sequestration in soils. *Science*, 284 (5423): 2095-2095. <http://dx.doi.org/10.1126/science.284.5423.2095>
- Shahbaz, M.; Kuzyakov, Y.; Maqsood, S.; Wendland, M.; Heitkamp, F., 2017. Decadal Nitrogen Fertilization Decreases Mineral-Associated and Subsoil Carbon: A 32-Year Study. *Land Degradation & Development*, 28 (4): 1463-1472. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2667>
- Smith, P.; Milne, R.; Powlson, D.S.; Smith, J.U.; Falloon, P.; Coleman, K., 2000. Revised estimates of the carbon mitigation potential of UK agricultural land. *Soil Use and Management*, 16 (4): 293-295. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00214.x>
- Stewart, C.E.; Moturi, P.; Follett, R.F.; Halvorson, A.D., 2015. Lignin biochemistry and soil N determine crop residue decomposition and soil priming. *Biogeochemistry*, 124 (1-3): 335-351. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-015-0101-8>
- Trinsoutrot, I.; Recous, S.; Mary, B.; Nicolardota, B., 2000. C and N fluxes of decomposing C-13 and N-15 Brassica napus L.: effects of residue composition and N content. *Soil Biology & Biochemistry*, 32 (11-12): 1717-1730. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00090-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00090-0)
- Turmel, M.-S.; Speratti, A.; Baudron, F.; Verhulst, N.; Govaerts, B., 2015. Crop residue management and soil health: A systems analysis. *Agricultural Systems*, 134: 6-16. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2014.05.009>
- Van De Vreken, P.; Gobin, A.; Baken, S.; Van Holm, L.; Verhasselt, A.; Smolders, E.; Merckx, R., 2016. Crop residue management and oxalate-extractable iron and aluminium explain long-term soil organic carbon sequestration and dynamics. *European Journal of Soil Science*, 67 (3): 332-340. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12343>
- van Groenigen, K.J.; Hastings, A.; Forristal, D.; Roth, B.; Jones, M.; Smith, P., 2011. Soil C storage as affected by tillage and straw management: An assessment using field measurements and model predictions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140 (1-2): 218-225. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.008>
- Warren Raffa, D.; Bogdanski, A.; Tittonell, P., 2015. How does crop residue removal affect soil organic carbon and yield? A hierarchical analysis of management and environmental factors. *Biomass and Bioenergy*, 81: 345-355. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.07.022>
- Wilts, A.R.; Reicosky, D.C.; Allmaras, R.R.; Clapp, C.E., 2004. Long-term corn residue effects: Harvest alternatives, soil carbon turnover, and root-derived carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 68 (4): 1342-1351. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2004.1342>

3.8.3. Cultures intermédiaires et intercalaires

Auteur : Eric Ceschia

Principaux enseignements de cette section :

- *Le stockage additionnel de C lié aux cultures intermédiaires (CI) dépend principalement de la biomasse produite, peu de leur nature.*
- *Il est en moyenne de 313 ± 313 kgC/ha/an pour les essais de plus de 5 ans. Un nouvel équilibre devrait cependant être atteint au bout de 50 ans.*
- *L'effet des CI sur les émissions de N₂O et autres émissions de GES est négligeable.*
- *Les effets biophysiques (effet albédo, température de surface, répartition des flux de chaleur) amplifient l'effet d'atténuation : l'effet albédo, à lui seul, représenterait à très court terme et à horizon 100 ans près de 20% et 170% de l'effet stockage de C des cultures intermédiaires, respectivement.*

3.8.3.1. Introduction

Nous définissons les cultures intermédiaires (CI) comme des cultures présentes entre deux cultures principales et dont l'intégralité de la biomasse est restituée au sol (Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrate ou CIPAN, CI courts ou longs). Sont donc exclus de cette analyse les Cultures Intermédiaires à Valorisation Énergétique (CIVE), les cultures relais (débordant sur la culture précédente ou suivante) ou les couverts permanents (présents en même temps que les cultures principales).

Diverses circulaires réglementent l'implantation des CI. Dans les « zones vulnérables », la directive "Nitrate" (n°91/676 du 12 décembre 1991 relative à la lutte contre le nitrate d'origine agricole) a imposé une généralisation de la couverture automnale des sols depuis 2012. Toutefois, il existe des dérogations pour les sols à fort taux d'argile, dans les situations de récolte tardive de la culture principale (ne permettant pas l'installation d'une culture intermédiaire), quand il peut y avoir substitution des CI par des repousses de précédents et dans des situations où la réalisation de faux semis est nécessaire (notamment en Agriculture biologique). En France, les dernières statistiques Agreste (2014) concernant ces pratiques datent de 2010. En hiver, 11% des surfaces en grandes cultures étaient couvertes avec des CIPAN, 2% en culture dérobée (valorisées en engrais verts ou comme alimentation d'un troupeau) et 4% avec une repousse du précédent (20% des surfaces restaient à nu et 63% étaient cultivées). Ces données permettent d'estimer qu'il serait techniquement possible d'implanter 2.6 millions d'hectares de CI supplémentaires en ne considérant que les intercultures d'hiver et qu'il serait possible d'allonger leur durée d'implantation dans la mesure où les CIPAN sont détruits précocement.

La capacité des CI à atténuer les changements climatiques sera évaluée ici, en considérant leur effet sur le stockage du carbone (C) dans les sols, mais aussi en prenant en compte les autres effets biogéochimiques et biogéophysiques liés à leur utilisation. Cette analyse des contributions biogéochimiques et biogéophysiques des CI au forçage radiatif net RF_{net} servira donc de base à une réflexion sur leur possible contribution à l'atténuation du changement climatique au-delà du seul effet stockage de C.

Concernant les cultures intercalaires (CIT) qui sont semées entre les rangs, voire sur les rangs des vignes ou de vergers, nous considérerons que les processus impliqués dans l'atténuation du changement climatique sont identiques à ceux des CI et qu'ils sont quantitativement similaires à ceux des CI à surface équivalente. Par manque de données, les repousses de précédents ne seront pas traitées dans cette section même si les processus d'atténuation sont identiques à ceux des CI et peuvent être d'intensité équivalente.

3.8.3.2. Effet des cultures intermédiaires sur le stockage de carbone dans les sols agricoles

La séquestration de C dans les sols, associée à l'apport répété de matière organique via l'enfouissement des CI, représente le supplément de C stocké dans le sol résultant de cette pratique par rapport à la pratique de référence (sans CI). Elle a été étudiée soit lors d'incubations au laboratoire au cours desquelles on mesure les émissions de CO₂ issues des résidus de CI en décomposition, soit en conditions de champ dans des essais permettant de mesurer les variations de stocks de C organique du sol.

Les travaux en laboratoire indiquent que la contribution des résidus de CI à la séquestration de C dans le sol peut être conséquente car 1) la proportion de C issu des résidus de parties aériennes de CI qui se stabilise dans le sol est comparable à celle de résidus de végétaux mûrs (Jensen *et al.*, 2005 ; Justes *et al.*, 2009) et 2) l'apport relatif de biomasse racinaire par rapport à la biomasse aérienne est plus important pour les couverts jeunes (ex. les CI) que pour des cultures plus âgées (McDaniel *et al.*, 2014), et son facteur de conversion est plus élevé (Balesdent et Balabane, 1996 ; Kätterer *et al.*, 2011).

Concernant les expérimentations in situ, cette synthèse s'appuie pour l'essentiel sur les articles identifiés via les méta-analyses de Justes *et al.* (2013), de McDaniel *et al.* (2014), de Poeplau et Don (2015) ainsi que l'article de Lal (2015) et d'autres études récentes listées dans le Tableau 3.8.3-1. L'objectif étant d'évaluer un potentiel de stockage de C par les CI pour la France métropolitaine, nous n'avons retenu que les études relatives aux zones tempérées contrairement à Justes *et al.* (2013) et Poeplau et Don (2015)¹⁶. Les différences observées entre essais menés en zones tempérée et tropicale seront toutefois discutées. De plus, certaines informations ayant permis d'estimer l'effet des CI sur le stockage de C dans ces méta-analyses n'ont pu être retrouvées dans les articles sources et quand les densités apparentes manquaient pour pouvoir calculer le stockage de C, elles ont été estimées à partir de la relation établie par Poeplau et Don (2015) entre teneur en C organique dans le sol (en %) et densité apparente. Nous avons considéré au total 87 essais ou modalités (ayant entre 1 à 54 ans) dont 57 ayant plus de 5 ans comparant des systèmes de culture avec ou sans CI.

Comme dans les précédentes études de Justes *et al.* (2012) et Popleau et Don (2015), les résultats montrent que les CI conduisent généralement à un stockage additionnel de C (seuls 8% déstockent et 2% ne varient pas en climat tempéré) par rapport à une situation classique de « sol nu » durant l'interculture (Tableau 3.8.3-1). Ce stockage additionnel par rapport à la pratique de référence sans CI résulte d'un apport répété de matière organique via l'enfouissement des CI qui peut être très variable, avec des biomasses de CI comprise entre 0,2 et 14 tMS.ha⁻¹.an⁻¹ (estimation réalisée à partir des données recueillies par Allison *et al.* (2012) et Justes *et al.* (2012)). Sur une durée moyenne de 10 ans d'expérimentation, la présence répétée des CI (pas forcément chaque année), conduit à un stockage additionnel de 366 ± 459 kgC.ha⁻¹.an⁻¹ en climat tempéré. En ne retenant que les essais de plus de 5 ans, nous avons estimé que les CI menaient à un stockage de C de 313 ± 313 kgC.ha⁻¹.an⁻¹.

Ce stockage s'avère être très efficace puisque le facteur de conversion, 33 ± 10%, est similaire voire supérieur à celui des résidus de type paille de céréales (Justes *et al.*, 2012). En climat tropical, les CI engendrent des stockages de C plus importants qu'en zone tempérée (506 vs 292 kgC.ha⁻¹.an⁻¹ ; Justes *et al.*, 2012) principalement à cause des plus fortes productions de biomasse des CI permises par ces conditions climatiques. Le facteur de conversion est en revanche plus faible (17% contre 33% ; Justes *et al.*, 2012).

Comme dans les précédentes méta-analyses nous n'avons pas pu analyser de manière précise (faute d'information suffisamment précise) l'effet de la durée d'implantation des CI (entre la levée et la destruction) sur leur capacité à favoriser le stockage de C. Toutefois, sur la base des informations que nous avons pu recueillir concernant les itinéraires techniques (date de semis et de destruction, parfois approximatives) nous avons estimé que le stockage de C augmentait avec la durée d'implantation des CI selon la relation :

$$\text{Stockage de C (en kgC.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}\text{)} = 76,3 * \text{durée d'implantation des CI (en mois)} \text{ avec un } R^2 = 0,38.$$

Cet effet durée est probablement lié à la quantité de biomasse de CI produite au cours du temps. Béziat *et al.* (2009) et Ceschia *et al.* (2010) avaient aussi estimé que la réduction des périodes de sol nu pouvait favoriser la fixation nette annuelle de CO₂ par les parcelles en grandes cultures. Ainsi, une plus grande durée et/ou une plus grande fréquence de réalisation des CI permettrait de fixer davantage de CO₂ mais aussi de stocker davantage de C dans le sol.

Cette capacité des CI à favoriser le stockage de C dans le sol est toutefois limitée dans le temps. En utilisant le modèle RothC, Poeplau et Don (2015) ont estimé qu'un potentiel de stockage (asymptotique) à 16 700 kgC.ha⁻¹ pouvait être atteint au bout de 150 ans (tous climats confondus). 80% de ce stockage potentiel serait atteint au bout d'une 50^{aine} d'années. Sur la base de simulations réalisées avec le modèles STICS sur 5 sites localisés dans le Sud Ouest de la France, Tribouillois *et al.* (2018) ont estimé un potentiel de stockage compris entre 2 500 et 8 000 kgC.ha⁻¹ avec un état d'équilibre atteint au bout de 34 à 45 ans. Si l'essentiel de l'effet stockage de C semble donc devoir être atteint une 50^{aine} d'années après l'introduction des CI, la différence de potentiel de stockage entre ces deux études s'explique probablement par les différences de contextes climatiques considérées.

¹⁶ Toutes les études référencées dans Poeplau et Don (2015) n'ont pu être intégrées dans ce chapitre même si elles correspondaient à des climats tempérés car certains articles étaient rédigés en allemand.

Tableau 3.8.3-1. Taux de séquestration du carbone issu des CI.

Pays	Type de sol (WRB/US soil tax.)	Rotation de culture de rente	Couvert intermédiaire	Périodes d'observation (années)	Profondeur (cm)	Durée d'implantation du CI (estimée en mois)	Séquestration (Kg C/ha/an)	Références
Canada	Regosol	Blé	Trèfle	30	15	-	113	Campbell et al. 1991
Canada	Orthic brown chernozem	Blé	Lentille	9	15	2.5	200	Curtin et al. 2000
Canada	Orthic brown chernozem	Blé	Lentille	9	15	2.5	156	Curtin et al. 2000
Canada	Rego humic gleysol	-	Orge	1	5	8	640	Hermawan & Bomke, 1997
Canada	Rego humic gleysol	-	Seigle	1	5	8	400	Hermawan & Bomke, 1997
Canada	Rego humic gleysol	-	Ray-grass	1	5	8	640	Hermawan & Bomke, 1997
Denmark	Alfisol	Blé	Ray-grass	18	20	-	212	Thomsen & Christensen, 2004
Denmark	Alfisol	Blé	Ray-grass	18	20	-	210	Thomsen & Christensen, 2004
Denmark	Alfisol	Blé	Ray-grass	18	20	-	208	Thomsen & Christensen, 2004
France	Haplic luvisol	Blé/orge/pois	Moutarde	16	28	3	63	Constantin et al. 2010
France	Haplic luvisol	Blé/orge/pois	Moutarde	16	30	3	56	Constantin et al. 2010
France	Dystric cambisol	Blé/maïs	Ray-grass	14	30	6	307	Constantin et al. 2010
France	Rendzina	Pois/blé/betterave	Radis	14	30	3	114	Constantin et al. 2010
France	Rendzina	Pois/blé/betterave	Radis	14	23.5	3	143	Constantin et al. 2010
France	Rendzina	Blé/orge/betterave	Radis	17	23.5	3	118	Constantin et al. 2010
Italy	Typic xerofluvent	Maïs	Mélange	15	30	6	80	Mazzoncini et al., 2011
USA	Fragiudalf	Maïs/soja	Mélange	15	30	-	80	Drinkwater et al., 1998
USA	Fragiudalf	Maïs/soja	Mélange	15	30	-	44	Drinkwater et al., 1998
USA	Kandiudult	Chanvre/trèfle/maïs	Chanvre/trèfle	3	2.5	2.5	444	Hubbard et al., 2013
USA	Kandiudult	Chanvre/sol nu/maïs	Chanvre	3	2.5	2.5	606	Hubbard et al., 2013
Japon	Loam	-	-	54	20	-	306	Ishikawa et al., 1988
USA	Aquic xerofluvent	Maïs ensilage	Seigle	6	30	6	418	Kuo et al., 1997
USA	Aquic xerofluvent	Maïs ensilage	Pois	6	30	6	283	Kuo et al., 1997
USA	Aquic xerofluvent	Maïs ensilage	Ray-grass	6	30	6	527	Kuo et al., 1997
USA	Aquic xerofluvent	Maïs ensilage	Vesce	6	30	6	273	Kuo et al., 1997
USA	Aquic xerofluvent	Maïs ensilage	Colza	6	30	6	228	Kuo et al., 1997
USA	Typic hapludult	Sorgho	Blé	3	20	6	323	McVay et al., 1989
USA	Typic hapludult	Sorgho	Trèfle	3	20	6	534	McVay et al., 1989
USA	Typic hapludult	Sorgho	Vesce	3	20	6	107	McVay et al., 1989
USA	Rhodic paleudult	Maïs	Blé + résidus maïs	3	20	7	1867	McVay et al., 1989
USA	Rhodic paleudult	Maïs	Trèfle + résidus maïs	3	20	7	2476	McVay et al., 1989
Suède	Eutric cambisol	-	Mélange	35	15	-	329	Poeplau & Don, 2015
USA	Orthic luvisols	Tomate & maïs	Vesce	6	20	8	415	Sainju et al., 2002
USA	Orthic luvisols	Tomate & maïs	Vesce	6	20	8	310	Sainju et al., 2002
USA	Orthic luvisols	Tomate & maïs	Vesce	6	20	8	357	Sainju et al., 2002
USA	Rhodic kandiupults	Tomate & maïs	Seigle	5	20	7	380	Sainju et al., 2002
USA	Rhodic kandiupults	Tomate & maïs	Vesce	5	20	7	100	Sainju et al., 2002
USA	Rhodic kandiupults	Tomate & maïs	Trèfle	5	20	7	120	Sainju et al., 2002
Japon	Textute SCL	Asperges	Orge	3	15	-	87	Araki et al., 2012
Japon	Textute SCL	Asperges	Seigle	3	15	-	93	Araki et al., 2012
Japon	Textute SCL	Asperges	Blé	3	15	-	10	Araki et al., 2012
Espagne	petrocalcic calcisol	Asperges	Vesce/avoine	4	30	6	475	Garcia-Franco et al., 2015
Espagne	petrocalcic calcisol	Asperges	Vesce/avoine	4	30	6	50	Garcia-Franco et al., 2015
Espagne	petrocalcic calcisol	Asperges	Vesce/avoine	4	30	6	-550	Garcia-Franco et al., 2015
USA	Plinthic paleudults	Coton/Sorgho	Seigle/vesce	3	30	6	733	Sainju et al., 2006
Chine	Silty loam	Concombre	Maïs récolté	3	20	4	397	Tian et al., 2010
Chine	Silty loam	Concombre	Maïs enfoui	3	20	4	463	Tian et al., 2010
Chine	Silty loam	Concombre	Haricots récoltés	3	20	4	30	Tian et al., 2010
Chine	Silty loam	Concombre	Haricots enfouis	3	20	4	263	Tian et al., 2010
Chine	Silty loam	Concombre	Chrysanthème/amaranthe	3	20	4	363	Tian et al., 2010
Chine	Anthrosols	Riz	Colza	28	15	-	54	Yang et al., 2013
Chine	Anthrosols	Riz	Vesce	28	15	-	-5	Yang et al., 2013
Chine	Anthrosols	Riz	Ray-grass	28	15	-	-4	Yang et al., 2013
Danemark	Orthic Haplohumod	Blé/orge	Ray-grass	23	20	-	150	Berntsen et al., 2006
USA	Mesic Aquic Xerochrept	Maïs fourrager	Seigle	10	30	-	470	Kuo and Jellum, 2000
USA	Mesic Aquic Xerochrept	Maïs fourrager	Ray-grass	10	30	-	270	Kuo and Jellum, 2000
USA	Mesic Aquic Xerochrept	Maïs fourrager	Vesce	10	30	-	200	Kuo and Jellum, 2000
USA	Sandy loam	Maïs fourrager	Seigle	10	25	-	700	Ding et al., 2006
USA	Sandy loam	Maïs fourrager	Seigle/vesce	10	25	-	460	Ding et al., 2006
Canada	Orthic Brown Chernozem	Blé	Seigle	30	15	-	150	Campbell et al. 2000
Canada	Orthic Brown Chernozem	Blé	Mélange	17	15	-	194	Campbell et al. 2007
Suède	-	Céréales/colza	Mélange	37	-	-	360	Gerzabek et al., 1997
USA	Typic Endoaquolls	Maïs/soja	Seigle	3	25	7	-163	Fronning et al., 2008
USA	Typic Fragiudalf	Maïs/seigle/soja/vesce	Seigle/vesce	12	75	5	478	Olson et al., 2014
USA	-	Coton/coton/maïs	Seigle	-	20	-	825	Sainju et al., 2008
USA	-	maïs/soja	Trèfle	-	7.6	-	1545	Liebig et al., 2002
USA	Typic Fragiudalf	maïs/soja	Mélange	12	75	-	0	Olson et al., 2010
USA	-	Maïs fourrager/ensilage	Seigle	-	10	-	0	Dell et al., 2008
Madrid	-	Maïs	Orge/vesce	4	-	-	240	Soldevilla et al., 2014
USA	-	-	-	11	20	-	450	Franzluebbers et al., 2010
USA	-	-	-	-	20	-	530	Franzluebbers et al., 2005
Japan	Typical Andosol	Riz/soja	Vesce	9	30	-	557	Higashi et al., 2014
Japan	Typical Andosol	Riz/soja	Seigle	9	30	-	1188	Higashi et al., 2014
Japan	Typical Andosol	Riz/soja	Seigle	9	30	-	1149	Higashi et al., 2014
Japan	Typical Andosol	Riz/soja	Seigle	9	30	-	1611	Higashi et al., 2014
France	Haplic Luvisol	Blé/maïs	Avoine/vesce	8	56.1	-	425	Dimassi et al., 2014

Tout comme dans les précédentes méta-analyses, nous n'avons pas pu mettre en évidence d'effet espèce (incluant à la fois des différences de biomasse produite et de composition biochimique) sur le stockage de C, à cause d'un nombre insuffisant de données et parce que ces effets sont climat et sol dépendant. Notons toutefois que McDaniel *et al.* (2014) ont démontré que les CI de légumineuses constituaient un levier efficace pour augmenter les stocks de C et de N dans les sols : augmentation moyenne du stock de C de 8,5% sur une durée moyenne de 18 ans ce qui, pour un stock moyen de 50 tC.ha⁻¹, représente une vitesse de stockage de 236 kgC.ha⁻¹.an⁻¹. Cependant, ni Poeplau et Don (2015), ni Tribouillois *et al.* (2018) n'ont pu mettre en évidence de différence significative entre légumineuses et non-légumineuses sur l'effet stockage de C dans les sols.

De cette synthèse, on peut donc dégager les 2 conclusions suivantes :

- Le stockage additionnel de C permis par les CI est fort. En moyenne, pour les essais de plus de 5 ans présenté dans le Tableau 3.8.3-1, il représente 313 ± 313 kg C.ha⁻¹.an⁻¹,
- Ce stockage additionnel est relié à la biomasse de CI produite, qui dépend du climat et de la durée d'implantation du CI, plus qu'à leur nature.

3.8.3.3. Effet des cultures intermédiaires sur les émissions de N₂O

Les études qui ont quantifié l'impact des CI sur les émissions de N₂O sont peu nombreuses et très récentes. La variabilité spatiale et temporelle des émissions est une limite forte à la précision des mesures. Sur la base des travaux de Mary (2012), nous avons synthétisé les résultats obtenus dans 13 études concernant l'effet des CI sur les émissions directes de N₂O (Tableau 3.8.3-2).

Malgré leur variabilité, les résultats sont convergents pour affirmer que l'effet des CI est faible ou nul. En moyenne sur tous les essais, le supplément d'émission est de $0,05 \pm 0,74$ kg N-N₂O.ha⁻¹.an⁻¹ dans l'année qui suit l'implantation du CI. Ce supplément représente 23 kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹, l'équivalent de 6,3 kg C.ha⁻¹.an⁻¹ donc très inférieur à la séquestration de carbone dans le sol. Notons que si des apports d'engrais sont réalisés sur les essais au cours de la succession culturale, les CI eux même ne sont pas fertilisés durant leur cycle de développement. Dans une autre méta-analyse basée sur 26 études expérimentales, Basche *et al.* (2014) ont observé des effets CI sur les émissions de N₂O très disparates et ont conclu qu'il n'y avait pas de différence significative entre parcelles avec et sans CI même si des différences de dynamiques d'émissions peuvent être observées entre traitements. Ces conclusions sont cohérentes avec celles de Kaye et Quemada (2017) et de Boussac (2015). Concernant les émissions indirectes de N₂O induites par le lessivage des nitrates dans le sol, Kaye et Quemada (2017) estiment que les CI pourraient en les limitant permettre une atténuation de 28 kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹ (ou l'équivalent de 7,6 kg C.ha⁻¹.an⁻¹). En considérant à la fois une hypothèse pessimiste pour les émissions directes de N₂O (basée sur Mary, 2013 plutôt que Basche *et al.*, 2014) et le potentiel d'atténuation associé aux effets réduction du lessivage par les CI, on peut donc considérer que les CI ont un effet négligeable à faiblement bénéfique sur les émissions nettes de N₂O.

Tableau 3.8.3-2. Bilan GES (en kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹) spécifique de la pratique régulière des CI.

Seuls ont été utilisés pour estimer le stockage de C les essais listés dans le Tableau 3.8.3-1 qui ont plus de 5 ans. Les données de Mary (2012) ont été utilisées pour estimer les émissions directes de N₂O (option pessimiste par rapport aux résultats de Basche *et al.*, 2014). Les données de Kaye et Quemada (2017) ont été utilisées pour estimer les émissions indirectes de N₂O. Les émissions liées aux opérations techniques sont estimées à partir de Justes *et al.* (2012) et Ferlicoq (2016) et plus spécifiquement celles liées aux réductions d'engrais grâce à Constantin *et al.* (2010), Cohan *et al.* (2011a), Cohan *et al.* (2011b), Constantin *et al.* (2011) et Cohan *et al.* (2013).

Effet d'atténuation	Emissions directes de N ₂ O		Emissions indirectes de N ₂ O		Stockage C		Opérations techniques incluant la réduction fertilisation kg CO ₂ eq.ha ⁻¹ .an ⁻¹	Total kg CO ₂ eq.ha ⁻¹ .an ⁻¹
	kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹	kg CO ₂ eq.ha ⁻¹ .an ⁻¹	kg N.ha ⁻¹ .an ⁻¹	kg CO ₂ eq.ha ⁻¹ .an ⁻¹	kg C eq.ha ⁻¹ .an ⁻¹	kg CO ₂ eq.ha ⁻¹ .an ⁻¹		
moyenne	0,05	23	-0,06	-28	-313	-1 147	-9	-1 161
écart-type	0,74	344			-313	-1 147		
minimum	0,79	367	-0,06	-28	5	18	48	405
maximum	-0,69	-321	-0,06	-28	-1 188	-4 356	-57	-4 762

3.8.3.4. Effet des cultures intermédiaires sur les bilans de GES

Les émissions nettes de CO₂ liées aux opérations techniques d'implantation/destruction des CI sont généralement faibles comparées aux autres termes qui composent le bilan de C. Elles représentent l'équivalent de 27 à 69 kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹ d'après Justes *et al.* (2012) et Ferlicoq (2016), respectivement (soit une augmentation annuelle de 10% des émissions totales dans cette dernière étude). Les CI permettent d'intercepter l'azote du sol et de le restituer progressivement à la culture suivante après leur destruction. De ce fait, il est possible de réduire les apports d'N à la culture qui les suit mais ces réductions seront variables selon la famille de CI implantée (Constantin *et al.*, 2010 ; Cohan *et al.*, 2011a ; Cohan *et al.*, 2011b ; Constantin *et al.*, 2011 ; Cohan *et al.*, 2013).

Ainsi, pour une production moyenne de CI de 2 t MS.ha⁻¹, la réduction de fertilisation azotée sera comprise entre 5 kg N.ha⁻¹ après un CI de graminée ou de phacélie, jusqu'à 20 kg N.ha⁻¹ après un CI composée de légumineuses. Cette réduction de fertilisation correspond à une réduction d'émissions de GES de 21 à 84 kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹. Nous avons donc considéré une valeur moyenne à 52 kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹.

L'ensemble des données présentées précédemment nous permettent de calculer la différence de bilan GES entre une parcelle avec et sans CI durant la période d'interculture (Tableau 3.8.3-2). Globalement, les CI ont pour effet d'améliorer nettement le bilan GES, en moyenne de 1 161 kg CO₂ eq.ha⁻¹.an⁻¹ soit 316 kg C de CO₂-eq.ha⁻¹.an⁻¹. Cet effet est essentiellement lié au stockage de C. A long terme, l'effet d'atténuation des CI sera moins important car la vitesse de stockage de C diminuera pour devenir quasi nulle au bout de 50 ans (Poeplau et Don, 2015 ; Tribouillois *et al.*, 2018).

3.8.3.5. Effets biogéophysiques

3.8.3.5.1. Effets radiatifs

Lorsqu'on remplace un sol nu par un CI, le bilan radiatif des parcelles (Rayonnement net) est modifié de deux façons. D'une part *via* le changement d'albédo (noté α , qui est la fraction du rayonnement solaire réfléchi par la surface, ce qui concerne les longueurs d'ondes comprises entre 400 et 2 500 nm), mais aussi *via* la modification du rayonnement infra-rouge thermique émis par la surface (longueurs d'ondes > 2 500 nm).

Effet albédo

Les couverts de grandes cultures ont souvent un α plus élevé que le sol nu (Ferlicoq et Ceschia, 2015). Le fait d'introduire un CI en période d'interculture peut donc accroître l' α de la parcelle par rapport à un sol nu (Ferlicoq, 2016 ; Kaye et Quemada, 2017 ; Ceschia *et al.*, 2017). La quantité d'énergie disponible à la surface aurait donc tendance à diminuer avec un CI, engendrant globalement un refroidissement du système (forçage radiatif négatif). Cet effet radiatif lié à l'albédo (RF $_{\alpha}$ en W m⁻²) peut être calculé grâce aux équations décrites dans Ceschia *et al.* (2017). La conversion de l'effet albédo (en W.m⁻²) en CO₂-eq par unité de surface (ici en CO₂-eq ha⁻¹) est un domaine scientifique à part entière en pleine évolution (Bright *et al.*, 2016) et le choix du référentiel (temporel/spatial, sol nu à albédo constant ou évoluant avec les stocks de C dans le sol) ainsi que les temps d'intégration de ces effets sont importants et sont discutés dans Anderson-Teixeira *et al.* (2012).

Kaye et Quemada (2017) ont mis en évidence que le forçage radiatif engendré par le CI est généralement négatif (refroidissement), exception faite des cas où le sol nu a un α élevé (ex. sols calciques) et le couvert un α faible. Dans leur étude, le RF $_{\alpha}$ engendré par les CI variait entre 4 et -10 W m⁻². Aussi, Carrer *et al.* (2018) ont montré que l' α de sol nu (estimé par télédétection) est très variable au cours de l'année (fonction de l'humidité du sol) et qu'il est très lié aux caractéristiques pédologiques des sols. Pour une même espèce de CI, les types de sol (ou la présence de neige durant une partie du cycle de développement des CI ; Kaye et Quemada, 2017) vont donc engendrer des $\Delta\alpha$ et des RF $_{\alpha}$ variables (ceux-ci dépendent aussi de la saisonnalité du rayonnement solaire, de la transmittance atmosphérique...). Pour plus de détails, voir Ceschia *et al.* (2017).

Kaye et Quemada (2017) ont estimé que l'effet α des CI converti en CO₂-eq serait en moyenne de -250 kg CO₂-eq ha⁻¹ an⁻¹ (puits de CO₂), ce qui représenterait 22% de l'effet stockage de C des CI dans le Tableau 3.8.3-2. Cet effet pourrait varier entre +390 et -1 110 kg CO₂-eq ha⁻¹ an⁻¹ pour des configurations d' α de sol nu élevé/ α de couvert faible et d' α de sol nu faible/ α de couvert élevé, respectivement. Carrer *et al.* (2018) ont estimé qu'en Europe, le pays ayant le plus fort potentiel d'atténuation *via* cet effet était la France. A horizon 40-50 ans, cet effet représenterait annuellement en moyenne 85% de l'effet stockage de C des CI estimé à partir de Tribouillois *et al.* (2018) et même 170% de l'effet stockage de C si on raisonne à horizon 100 ans. Cependant tout retour à une agriculture sans CI engendrerait un important forçage positif car les sols auraient un albédo plus faible qu'à l'heure actuelle. Notons qu'aucune de ces études n'a considéré la possibilité d'implanter des CI durant l'été, bien que les bénéfiques en termes de stockage de C et d'effets albédo puissent être bien plus importants que dans le cas des CI implantés en hiver.

Effet des cultures intermédiaires sur le rayonnement infra-rouge émis par la parcelle

Le second effet biogéophysique radiatif induit par les CI concerne la modification des températures de surface (sol + végétation) et par conséquent le rayonnement infra-rouge (IR) émis par la parcelle. Ceschia *et al.*, (2017) ont

montré que cet effet exprimé en $W.m^{-2}$ a une dynamique et une intensité similaire à l'effet α et que l'écart de rayonnement infra-rouge émis entre des parcelles avec et sans CI est maximal quand le CI atteint son maximum de développement. Ces résultats illustrent que l'effet radiatif net (RF_{net}) des CI est doublé lorsque l'on prend en compte l'effet des CI sur les rayonnements de longues longueurs d'ondes émis par la surface en plus des effets albédo (pour plus de détails, voir Ceschia *et al.*, 2017). Aussi, les CI diminuent la température de surface de la parcelle et celle du sol entre 0 et 5 cm. Sur cet horizon, les écarts de températures moyens mesurés étaient de 2,5 °C et pouvaient atteindre 7,9 °C pendant la phase de développement du CI. Ces résultats indiquent que la présence d'un CI peut affecter les processus de dégradation de la matière organique du sol (et donc les composantes biogéochimiques du RF_{net}) en diminuant la température du sol, ce qui aurait pour conséquence de réduire la perte de C organique du sol et les émissions de N_2O .

3.8.3.5.2. Effets biogéophysiques non radiatifs des cultures intermédiaires : flux de chaleurs sensible et latente

Outre la diminution de la quantité d'énergie disponible à la surface via les effets radiatifs, la présence d'un CI va affecter la façon dont l'énergie qui reste disponible en surface va être utilisée. Un CI va avoir tendance à accroître les retours d'eau (évapotranspiration) vers l'atmosphère (voir Ceschia *et al.*, 2017). En effet, 1) la surface d'échanges gazeux (ici la vapeur d'eau) entre la surface et l'atmosphère est accrue par la présence du feuillage dont la surface peut atteindre plusieurs m^2 par m^2 de sol et 2) le système racinaire permet à la plante d'avoir accès à des ressources en eau plus profondes que celles contenues dans l'horizon de sol superficiel qui va être affecté par les processus d'évaporation. Par conséquent, les flux d'évapotranspiration (ETR) sont plus importants en présence de végétation qu'en présence de sol nu. Pour les cultures, la transpiration représente souvent près de 70% des flux d'ETR quand le couvert est développé (Béziat *et al.*, 2013).

D'après Boucher *et al.* (2004) et Davin *et al.* (2014), un accroissement des flux de chaleur latente à la surface tendrait à refroidir le climat. L'effet net ne peut cependant pas être quantifié à partir des mesures de flux de chaleur latente et sensible réalisées à l'échelle de sites expérimentaux. Pour quantifier l'effet net des CI sur le climat, des exercices de modélisation couplée surface-atmosphère à grande échelle seraient nécessaires, notamment pour prendre en compte les phénomènes de rétroaction.

3.8.3.6. Possibilités de développement des cultures intermédiaires, des cultures intercalaires et freins à leur mise en œuvre

3.8.3.6.1. Cultures intermédiaires

Niveau d'adoption

L'introduction des CI dans les rotations peut nécessiter la mise au point ou l'adaptation de matériels agricoles, voire l'achat de matériels agricoles spécifiques (ex. rouleau), bien que la plupart soient souvent déjà présents dans les exploitations. La mise en œuvre des CI est souvent vécue comme une contrainte par les agriculteurs et certains les gèrent à minima en semant par exemple à la volée plutôt qu'en enfouissant les semences ou en semant des espèces/variétés qui ne sont pas forcément les mieux adaptées à leurs conditions pédoclimatiques. La conséquence est que souvent les couverts se développent mal ou de manière hétérogène. La production de biomasse et donc le stockage de C en est affecté. Ainsi, les potentiels de stockage de C estimés à partir d'essais agronomiques et présentés dans le Tableau 3.8.3-1 représentent probablement une fourchette haute. De plus, malgré les efforts de certains agriculteurs, les aléas climatiques et les maladies peuvent fortement affecter l'implantation, la destruction et le développement des CI.

Critères techniques pour la mise en œuvre des CI

En 2010, 20% des surfaces en grandes cultures restaient à nu durant l'interculture d'hiver, 11% étaient en CIPAN, 2% en culture dérobée et 4% couvertes avec une repousse du précédent (Agreste, 2014). Ces chiffres peuvent servir d'assiette de base pour les simulations de l'effet stockage de C par les CI dans le scénario de référence. En outre, les CI ont essentiellement été implantés en zones vulnérables nitrates sur des intercultures de plus de 2 mois et pour des sols faiblement argileux. Aussi, l'introduction de CI dans les successions étant souvent récente, on peut considérer que les parcelles sont en phase optimale de stockage de C et ce pour encore environ 10 ans (Constantin *et al.*, 2018).

En 2011, les données Agreste indiquaient qu'il était potentiellement possible d'implanter 2,6 millions d'hectares de CI supplémentaires en ne considérant que les intercultures d'hiver. De fait, de plus en plus d'agriculteurs adoptent la pratique des CI au delà des cadres réglementaires (*i.e.* type CIPAN) et il n'est plus rare de voir des CI en zones déroatoires argiles, des CI implantés jusqu'au semis de la culture de printemps, des mélanges de CI implantés en été, des CI semés sur des intercultures courtes (mais d'au moins 2 mois) ou des parcelles en couverture permanente, enchainant un CI d'été avec un CI d'hiver.

3.8.3.6.2. Cultures intercalaires

Comme dans Pellerin *et al.* (2013), nous ne nous intéresserons pas à l'enherbement des vergers puisque 92% d'entre eux sont déjà enherbés. En revanche, concernant les vignes, seules 60% d'entre elles étaient déjà au moins partiellement enherbées en 2006. Concernant les 40% restant, les CIT sont considérés comme implantables quand les vignes ont de plus de 4 ans avec des modalités de taille autre que « gobelet », en dehors des zones méditerranéenne et du Cognac et sur des sols peu caillouteux.

3.8.3.6.3. Les pratiques stockantes incompatibles avec les CI et les CIT

Parmi les pratiques potentiellement stockantes étant considérées dans cette étude, nous n'avons pas identifié d'incompatibilité avec la pratique des cultures intermédiaires ou des cultures intercalaires.

3.8.3.7. Conclusion

Parmi les nombreux services écosystémiques qu'offrent les cultures intermédiaires, leur capacité d'atténuation des changements climatiques suscite un intérêt croissant. Les premières études, réalisées sur des essais, se sont intéressées à leur capacité à stocker du C organique dans les sols. D'après ces travaux, le stockage additionnel de C permis par les CI à court terme est en moyenne de $313 \pm 313 \text{ kg C}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$, soit $1\,147 \text{ kg CO}_2\text{-eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$. Ce stockage additionnel semble plus relié à la biomasse de CI produite qu'à leur nature et cette biomasse produite tend à augmenter avec la durée d'implantation de CI. L'analyse de ces effets sur le long terme tend toutefois à montrer qu'un nouvel équilibre serait atteint au bout de 50 ans, sans possibilité de stockage supplémentaire. Des analyses complémentaires de développement des CI en plein champ dans divers contextes agropédoclimatiques sont nécessaires pour quantifier leur vrai potentiel à stocker du C. Aussi, en prenant en compte les effets directs et indirect des CI sur les émissions de N_2O , on peut considérer que les CI ont un effet négligeable à légèrement favorable (réduction) sur ces émissions. Les émissions de GES correspondant aux opérations techniques (semis, destruction des CI, apports d'azote sur la culture suivante...) seraient au final réduites de $9 \text{ kg de CO}_2 \text{ eq}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{an}^{-1}$ grâce aux réductions d'application d'engrais azotés qui pourraient être opérées sur la culture suivante. Cette réduction des émissions de GES est toutefois négligeable par rapport à l'effet séquestration de C dans le sol engendré à court terme par les CI. En conclusion, le bilan GES des parcelles avec CI est nettement amélioré comparé aux parcelles dont le sol est laissé à nu en interculture.

Les CI peuvent aussi contribuer à atténuer les changements climatiques en modifiant les propriétés biogéophysiques des parcelles. En premier lieu, les CI accroissent généralement l'albédo des parcelles par rapport à celles maintenues à nu. En ne considérant que les CI long d'hiver, cet accroissement d'albédo engendrerait un effet refroidissant sur le climat qui représenterait en France à moyen terme (45-50 ans) près de 85% de leur effet stockage de C (et 170% à horizon 100 ans). L'évolution de ces effets albédo avec l'augmentation de la teneur en matière organique des sols, et donc leur assombrissement n'a toutefois pas encore été étudiée. Les CI entraînent d'autres modifications des propriétés biogéophysiques des parcelles. Ils contribuent à diminuer leur température de surface et ce phénomène est d'un ordre de grandeur équivalent aux effets refroidissant de l'albédo. Enfin, ils réduisent les flux de chaleur sensible en surface au profit des flux d'évapotranspiration, ce qui peut aussi tendre à refroidir le climat.

En conclusion, les effets biogéochimiques et biogéophysiques engendrés par l'introduction des CI tendent à entrer en synergie, ce qui pourrait accroître leur capacité à atténuer les changements climatiques par rapport à ce qui avait été établi jusqu'alors. Bien que les CI soient déjà fortement pratiqués en France, du fait notamment de leur caractère obligatoire en zone vulnérable nitrate, il subsiste une marge importante d'accroissement des surfaces concernées, à la fois par introduction de CI en zones non vulnérables, voire par allongement des CI là où ils existent déjà. Toutefois, les effets nets des CI sur le climat n'ont pas encore été totalement quantifiés car cela nécessiterait des travaux de modélisation couplée surface-atmosphère à grande échelle avec prise en compte des phénomènes

de rétroactions. De nouvelles études devront donc être menées, notamment pour tester l'effet net de différentes modalités d'implantation des CI (périodes, durées, mélanges d'espèces...) et les possibles synergies avec d'autres pratiques (ex. non-labour, agroforesterie). Il reste probablement une marge d'amélioration pour accroître le potentiel d'atténuation des changements climatiques par les CI.

Références bibliographiques

- Agreste, 2014. Enquête Pratiques culturelles 2011 : principaux résultats. *Agreste Les Dossiers*, n°21: 70 p. https://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22580/1/agr_dossier21_a.pdf
- Anderson-Teixeira, K.J.; Snyder, P.K.; Twine, T.E.; Cuadra, S.V.; Costa, M.H.; DeLucia, E.H., 2012. Climate-regulation services of natural and agricultural ecoregions of the Americas. *Nature Climate Change*, 2 (3): 177-181. <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1346>
- Araki, H.; Sarwar, A.; Hirata, T.; Hoshino, Y., 2012. Weed Control, Carbon Storage and Yield in Asparagus Field with Living Mulch. In: Casas, A.; Coronado, K., eds. *Xii International Asparagus Symposium*. Leuven 1: Int Soc Horticultural Science (Acta Horticulturae), 189-194.
- Azzi, E., 2015. *Estimation du forçage radiatif induit par le changement d'albédo, suite à l'introduction de couverts intermédiaires sur les terres agricoles d'Europe*. Mémoire de 3ème année. Ecole Polytechnique, Paris. 57 p.
- Balesdent, J.; Balabane, M., 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (9): 1261-1263. [http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00112-5](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(96)00112-5)
- Basche, A.D.; Miguez, F.E.; Kaspar, T.C.; Castellano, M.J., 2014. Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69 (6): 471-482. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.69.6.471>
- Berntsen, J.; Olesen, J.E.; Petersen, B.M.; Hansen, E.M., 2006. Long-term fate of nitrogen uptake in catch crops. *European Journal of Agronomy*, 25 (4): 383-390. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2006.07.006>
- Beziat, P.; Ceschia, E.; Dedieu, G., 2009. Carbon balance of a three crop succession over two cropland sites in South West France. *Agricultural and Forest Meteorology*, 149 (10): 1628-1645. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.05.004>
- Beziat, P.; Rivalland, V.; Tallec, T.; Jarosz, N.; Boulet, G.; Gentine, P.; Ceschia, E., 2013. Evaluation of a simple approach for crop evapotranspiration partitioning and analysis of the water budget distribution for several crop species. *Agricultural and Forest Meteorology*, 177: 46-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.03.013>
- Boucher, O.; Myhre, G.; Myhre, A., 2004. Direct human influence of irrigation on atmospheric water vapour and climate. *Climate Dynamics*, 22 (6-7): 597-603. <http://dx.doi.org/10.1007/s00382-004-0402-4>
- Boussac, M., 2015. *Impact des pratiques agricoles, en interaction avec le climat, sur la production de N2O/CO2*. Mémoire de Master 2. Université Paul Sabatier - ENSAT, Toulouse. 35 p.
- Bright, R.M.; Bogren, W.; Bernier, P.; Astrup, R., 2016. Carbon-equivalent metrics for albedo changes in land management contexts: relevance of the time dimension. *Ecological Applications*, 26 (6): 1868-1880. <http://dx.doi.org/10.1890/15-1597.1>
- Campbell, C.A.; Biederbeck, V.O.; Zentner, R.P.; Lafond, G.P., 1991. Effect of crop rotations and cultural-practices on soil organic-matter, microbial biomass and respiration in a thin black chernozem. *Canadian Journal of Soil Science*, 71 (3): 363-376. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss91-035>
- Campbell, C.A.; VandenBygaart, A.J.; Zentner, R.P.; McConkey, B.G.; Smith, W.; Lemke, R.; Grant, B.; Jefferson, P.G., 2007. Quantifying carbon sequestration in a minimum tillage crop rotation study in semiarid southwestern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 87 (3): 235-250. <http://dx.doi.org/10.4141/S06-018>
- Campbell, C.A.; Zentner, R.P.; Liang, B.C.; Roloff, G.; Gregorich, E.C.; Blomert, B., 2000. Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan - Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science*, 80 (1): 179-192. <http://dx.doi.org/10.4141/s99-028>
- Carrer, D.; Pique, G.; Ferlicoq, M.; Ceamanos, X.; Ceschia, E., 2018. What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A case study based on the use of cover crops. *Environmental Research Letters*. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aab650>
- Ceschia, E.; Beziat, P.; Dejoux, J.F.; Aubinet, M.; Bernhofer, C.; Bodson, B.; Buchmann, N.; Carrara, A.; Cellier, P.; Di Tommasi, P.; Elbers, J.A.; Eugster, W.; Grunwald, T.; Jacobs, C.M.J.; Jans, W.W.P.; Jones, M.; Kutsch, W.; Lanigan, G.; Magliulo, E.; Marloie, O.; Moors, E.J.; Moureaux, C.; Olioso, A.; Osborne, B.; Sanz, M.J.; Saunders, M.; Smith, P.; Soegaard, H.; Wattenbach, M., 2010. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139 (3): 363-383. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.020>
- Ceschia, E.; Mary, B.; Ferlicoq, M.; Pique, G.; Carrer, D.; Dejoux, J.; Dedieu, G., 2017. Potentiel d'atténuation des changements climatiques par les couverts intermédiaires. *Innovations Agronomiques*, 62: 43-58.
- CITEPA, 2016. *Rapport National d'Inventaire pour la France au titre de la Convention cadre des Nations Unies sur les Changements Climatiques et du Protocole de Kyoto (CCNUCC)*, 527 p.
- Cohan, J.-P.; Labreuche, J., 2013. Couverts intermédiaires: l'azote des légumineuses valorisable par le maïs suivant. *Perspectives agricoles*, 398: 44-47.

- Cohan, J.-P.; Labreuche, J.; Bouthier, A., 2011. Orge de printemps: tenir compte de la culture intermédiaire dans le calcul de la fertilisation azotée. *Perspectives agricoles*, 383: 53-57.
- Cohan, J.P.; Laurent, F.; Champolivier, L.; Lieven, J.; Duval, R.; Morin, P., 2011. Effet des couverts intermédiaires sur la fourniture d'azote à la culture suivante. *Cultures intermédiaires : impacts et conduite*. Paris: Arvalis - Institut du Végétal - Cetiom - ITB, 44-61.
- Constantin, J.; Beaudoin, N.; Launay, M.; Duval, J.; Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 147: 36-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>
- Constantin, J.; Beaudoin, N.; Laurent, F.; Cohan, J.P.; Duyme, F.; Mary, B., 2011. Cumulative effects of catch crops on nitrogen uptake, leaching and net mineralization. *Plant and Soil*, 341 (1-2): 137-154. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9>
- Constantin, J.; Mary, B.; Laurent, F.; Aubrion, G.; Fontaine, A.; Kerveillant, P.; Beaudoin, N., 2010. Effects of catch crops, no till and reduced nitrogen fertilization on nitrogen leaching and balance in three long-term experiments. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 135 (4): 268-278. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>
- Curtin, D.; Wang, H.; Selles, F.; Zentner, R.P.; Biederbeck, V.O.; Campbell, C.A., 2000. Legume green manure as partial fallow replacement in semiarid Saskatchewan: Effect on carbon fluxes. *Canadian Journal of Soil Science*, 80 (3): 499-505. <http://dx.doi.org/10.4141/s99-036>
- Davin, E.L.; Seneviratne, S.I.; Ciais, P.; Olliso, A.; Wang, T., 2014. Preferential cooling of hot extremes from cropland albedo management. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (27): 9757-9761. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1317323111>
- Dell, C.J.; Salon, P.R.; Franks, C.D.; Benham, E.C.; Plowden, Y., 2008. No-till and cover crop impacts on soil carbon and associated properties on Pennsylvania dairy farms. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63 (3): 136-142. <http://dx.doi.org/10.2489/63.3.136>
- Dimassi, B.; Mary, B.; Wylleman, R.; Labreuche, J.; Couture, D.; Piraux, F.; Cohan, J.P., 2014. Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 188: 134-146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014>
- Ding, G.W.; Liu, X.B.; Herbert, S.; Novak, J.; Amarasiwardena, D.; Xing, B.S., 2006. Effect of cover crop management on soil organic matter. *Geoderma*, 130 (3-4): 229-239. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.019>
- Drinkwater, L.E.; Wagoner, P.; Sarrantonio, M., 1998. Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396 (6708): 262-265. <http://dx.doi.org/10.1038/24376>
- Eagle, A.J.; Henry, L.R.; Olander, L.P.; Haugen-Kozyra, K.; Millar, N.; Robertson, G.P., 2010. *Greenhouse gas mitigation potential of agricultural land management in the United States: A Synthesis of the Literature*. Durham, North Carolina: Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Technical Working Group on Agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) Report, (NI R 10-04), 68 p. <http://ter.kbs.msu.edu/docs/robertson/eagle+et+al.+2011+nicholas+inst.pdf>
- Eagle, A.J.; Olander, L.P.; Henry, L.R.; Haugen-Kozyra, K.; Robertson, G.P., 2012. *Greenhouse Gas Mitigation Potential of Agricultural Land Management in the United States: A Synthesis of the Literature. Companion Report to Assessing Greenhouse Gas Mitigation Opportunities and Implementation Strategies for Agricultural Land Management in the United States*. Durham, NC: Nicholas Institute for Environmental Policy Solution, Duke University (Technical Working Group on agricultural Greenhouse Gases (T-AGG) Report, NI R 10-0, 76 p. https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/publications/ni_r_10-04_3rd_edition.pdf
- Faroux, S.; Tchuente, A.T.K.; Roujean, J.L.; Masson, V.; Martin, E.; Le Moigne, P., 2013. ECOCLIMAP-II/Europe: a twofold database of ecosystems and surface parameters at 1 km resolution based on satellite information for use in land surface, meteorological and climate models. *Geoscientific Model Development*, 6 (2): 563-582. <http://dx.doi.org/10.5194/gmd-6-563-2013>
- Ferlicoq, M., 2016. *Comparaison pour les agroécosystèmes des contributions biogéochimiques et biophysiques au forçage radiatif net pour l'identification de leviers d'atténuation au changement climatique*. Thèse de doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse. 357 p.
- Ferlicoq, M.; Ceschia, E., 2015. La gestion de l'albédo des surfaces cultivées. In: Bourges, B.; Gourdon, T.; Broc, J.-S., eds. *Empreinte carbone : Evaluer et agir*. Paris: Presses des MINES (Collection Développement durable), 129-155.
- Franzluebbers, A.J., 2005. Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil & Tillage Research*, 83 (1): 120-147. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2005.02.012>
- Franzluebbers, A.J., 2010. Achieving Soil Organic Carbon Sequestration with Conservation Agricultural Systems in the Southeastern United States. *Soil Science Society of America Journal*, 74 (2): 347-357. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2009.0079>
- Fronning, B.E.; Thelen, K.D.; Min, D.H., 2008. Use of Manure, Compost, and Cover Crops to Supplant Crop Residue Carbon in Corn Stover Removed Cropping Systems. *Agronomy Journal*, 100 (6): 1703-1710. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2008.0052>
- Garcia-Franco, N.; Albaladejo, J.; Almagro, M.; Martinez-Mena, M., 2015. Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil & Tillage Research*, 153: 66-75. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.05.010>
- Genesio, L.; Miglietta, F.; Lugato, E.; Baronti, S.; Pieri, M.; Vaccari, F.P., 2012. Surface albedo following biochar application in durum wheat. *Environmental Research Letters*, 7 (1). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/7/1/014025>
- Gerzabek, M.H.; Pichlmayer, F.; Kirchmann, H.; Haberhauer, G., 1997. The response of soil organic matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. *European Journal of Soil Science*, 48 (2): 273-282. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00547.x>

- Guardia, G.; Abalos, D.; Garcia-Marco, S.; Quemada, M.; Alonso-Ayuso, M.; Cardenas, L.M.; Dixon, E.R.; Vallejo, A., 2016. Effect of cover crops on greenhouse gas emissions in an irrigated field under integrated soil fertility management. *Biogeosciences*, 13 (18): 5245-5257. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-13-5245-2016>
- Hermawan, B.; Bomke, A.A., 1997. Effects of winter cover crops and successive spring tillage on soil aggregation. *Soil & Tillage Research*, 44 (1-2): 109-120. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(97\)00043-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(97)00043-3)
- Higashi, T.; Yunghui, M.; Komatsuzaki, M.; Miura, S.; Hirata, T.; Araki, H.; Kaneko, N.; Ohta, H., 2014. Tillage and cover crop species affect soil organic carbon in Andosol, Kanto, Japan. *Soil & Tillage Research*, 138: 64-72. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.12.010>
- Hubbard, R.K.; Strickland, T.C.; Phatak, S., 2013. Effects of cover crop systems on soil physical properties and carbon/nitrogen relationships in the coastal plain of southeastern USA. *Soil & Tillage Research*, 126: 276-283. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.07.009>
- Ishikawa, M., 1988. Green manure in rice: the Japan experience. In: International Rice Research Institute, ed. *Sustainable agriculture: Green Manure in Rice Farming*. Manila, Philippines, 45-61.
- Jensen, L.S.; Salo, T.; Palmason, F.; Breland, T.A.; Henriksen, T.M.; Stenberg, B.; Pedersen, A.; Lundstrom, C.; Esala, M., 2005. Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil*, 273 (1-2): 307-326. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-004-8128-y>
- Justes, E.; Beaudoin, N.; Bertuzzi, P.; Charles, R.; Constantin, J.; Dürr, C.; Hermon, C.; Joannon, A.; Le Bas, C.; Mary, B., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse de l'étude. Paris INRA - DEPE, 64 p. <https://www6.paris.inra.fr/depe/Media/Fichier/Etudes/Interculture/Synthese-ITC>
- Justes, E.; Mary, B.; Nicolardot, B., 2009. Quantifying and modelling C and N mineralization kinetics of catch crop residues in soil: parameterization of the residue decomposition module of STICS model for mature and non mature residues. *Plant and Soil*, 325 (1-2): 171-185. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-009-9966-4>
- Katterer, T.; Bolinder, M.A.; Andren, O.; Kirchmann, H.; Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (1-2): 184-192. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>
- Kaye, J.P.; Quemada, M., 2017. Using cover crops to mitigate and adapt to climate change. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (1). <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>
- Lal, R., 2015. Soil carbon sequestration and aggregation by cover cropping. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70 (6): 329-339. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.70.6.329>
- Liebig, M.A.; Varvel, G.E.; Doran, J.W.; Wienhold, B.J., 2002. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the Western Corn Belt. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (2): 596-601. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2002.5960>
- Mary, B., 2012. Effet des cultures intermédiaires sur la séquestration du carbone et le bilan gaz à effet de serre. In: Justes, E.; Beaudoin, N.; Bertuzzi, P.; Charles, R.; Constantin, J.; Dürr, C.; Hermon, C.; Joannon, A.; Le Bas, C.; Mary, B.; Mignolet, C.; Montfort, F.; Ruiz, L.; Sarthou, J.P.; Souchère, V.; Tournebize, J., eds. *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Rapport d'étude*. Paris: INRA - DEPE, 177-192. <http://www6.paris.inra.fr/depe/Projets/Cultures-Intermediaires>
- Mazzoncini, M.; Sapkota, T.B.; Barberi, P.; Antichi, D.; Risaliti, R., 2011. Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil & Tillage Research*, 114 (2): 165-174. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.05.001>
- McDaniel, M.D.; Tiemann, L.K.; Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications*, 24 (3): 560-570. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0616.1>
- McVay, K.A.; Radcliffe, D.E.; Hargrove, W.L., 1989. Winter legume effects on soil properties and nitrogen-fertilizer requirements. *Soil Science Society of America Journal*, 53 (6): 1856-1862. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1989.03615995005300060040x>
- Munoz, I.; Campa, P.; Fernandez-Alba, A.R., 2010. Including CO₂-emission equivalence of changes in land surface albedo in life cycle assessment. Methodology and case study on greenhouse agriculture. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15 (7): 672-681. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-010-0202-5>
- Myhre, G.; Myhre, A., 2003. Uncertainties in radiative forcing due to surface albedo changes caused by land-use changes. *Journal of Climate*, 16 (10): 1511-1524. <http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442-16.10.1511>
- Nicolardot, B.; Recous, S.; Mary, B., 2001. Simulation of C and N mineralisation during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on the C : N ratio of the residues. *Plant and Soil*, 228 (1): 83-103. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1004813801728>
- Olson, K.; Ebelhar, S.A.; Lang, J.M., 2014. Long-term effects of cover crops on crop yields, soil organic carbon stocks and sequestration. *Open Journal of Soil Science*, 4 (08): 284. <http://dx.doi.org/10.4236/ojss.2014.48030>
- Olson, K.R.; Ebelhar, S.A.; Lang, J.M., 2010. Cover Crop Effects on Crop Yields and Soil Organic Carbon Content. *Soil Science*, 175 (2): 89-98. <http://dx.doi.org/10.1097/SS.0b013e3181cf7959>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoît, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Favardin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Synthèse du rapport d'étude. Paris: INRA, 90 p. <http://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afile/237958-637ec-resource-etude-reduction-des-ges-en-agriculture-synthese-90-p.html>

- Pique, G., 2016. *Estimation du forçage radiatif induit par le changement d'albédo, suite à l'introduction de couverts intermédiaires sur les terres agricoles d'Europe*. Mémoire de Master 2 OASC. Université Paul Sabatier,
- Poeplau, C.; Don, A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 200: 33-41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Rotenberg, E.; Yakir, D., 2010. Contribution of Semi-Arid Forests to the Climate System. *Science*, 327 (5964): 451-454. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1179998>
- Sainju, U.M.; Senwo, Z.N.; Nyakatawa, E.Z.; Tazisong, I.A.; Reddy, K.C., 2008. Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage, cropping systems, and nitrogen fertilizer sources. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 127 (3-4): 234-240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.04.006>
- Sainju, U.M.; Singh, B.P.; Whitehead, W.F., 2002. Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA. *Soil & Tillage Research*, 63 (3-4): 167-179. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(01\)00244-6](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(01)00244-6)
- Sainju, U.M.; Singh, B.P.; Whitehead, W.F.; Wang, S., 2006. Carbon supply and storage in tilled and nontilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 35 (4): 1507-1517. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2005.0189>
- Schimel, D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon-cycle. *Global Change Biology*, 1 (1): 77-91. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.1995.tb00008.x>
- Soldevilla Martínez, M.; Pérez, G.; Luis, J.; Lizaso Oñate, J.I.; Quemada Saenz-Badillos, M., 2014. Initializing the DSSAT-Century model: inverse calibration of carbon pools from apparent soil N mineralization. In: Cordovil, C., ed. *The nitrogen challenge: building a blueprint for nitrogen use efficiency and food security. Proceedings of the 18th Nitrogen Workshop*. Lisboa, Portugal, 30/06/2014-03/07/2014: ISA Press, 204-205. http://oa.upm.es/36921/1/INVE_MEM_2014_196826.pdf
- Thomsen, I.K.; Christensen, B.T., 2004. Yields of wheat and soil carbon and nitrogen contents following long-term incorporation of barley straw and ryegrass catch crops. *Soil Use and Management*, 20 (4): 432-438. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2004281>
- Tian, Y.Q.; Liu, J.A.; Wang, X.H.; Gao, L.H., 2011. Carbon mineralization in the soils under different cover crops and residue management in an intensive protected vegetable cultivation. *Scientia Horticulturae*, 127 (3): 198-206. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2010.10.011>
- Tribouillois, H.; Constantin, J.; Justes, E., 2018. Cover crops mitigate direct greenhouse gases balance but reduce drainage under climate change scenarios in temperate climate with dry summers. *Global Change Biology*, 24 (6): 2513-2529. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14091>
- Yang, Z.P.; Zheng, S.X.; Nie, J.; Liao, Y.L.; Xie, J., 2014. Effects of Long-Term Winter Planted Green Manure on Distribution and Storage of Organic Carbon and Nitrogen in Water-Stable Aggregates of Reddish Paddy Soil Under a Double-Rice Cropping System. *Journal of Integrative Agriculture*, 13 (8): 1772-1781. [http://dx.doi.org/10.1016/s2095-3119\(13\)60565-1](http://dx.doi.org/10.1016/s2095-3119(13)60565-1)

3.8.4. Accroissement de la part des prairies temporaires dans les successions

Auteur : François Gastal

Principaux enseignements de cette section :

- *Du fait du stockage de carbone plus important dans les sols de prairie que de culture, les rotations prairie-culture apparaissent comme un levier pour stocker (ou réduire le déstockage) de carbone dans les sols.*
- *Dans les rotations prairie-culture, le stockage (ou la réduction du déstockage) de carbone dépend de la durée relative des phases prairie et culture.*
- *Le stockage (ou la réduction du déstockage) de carbone dépend également de la teneur initiale en carbone du sol à la mise en place de la rotation. Les rotations sur sols à faible teneur initiale en carbone peuvent être stockantes à partir d'une durée relative de la phase prairie par rapport à la durée totale de la rotation de l'ordre de 0,3 à 0,5. Les rotations sur sols à teneur initiale en carbone élevée nécessitent une durée de la phase prairie plus importante.*

3.8.4.1. Introduction

Les prairies temporaires ont, comme les prairies permanentes (cf. sections 3.5.3 et 3.7), un potentiel de stockage de carbone dans le sol plus élevé que les cultures annuelles, aussi bien en termes de quantité que de vitesse de stockage de carbone (Chan *et al.*, 2011). De ce fait, l'accroissement de la part des prairies dans les rotations prairies-cultures en systèmes de polyculture-élevage, voire leur réintroduction dans les systèmes céréaliers dans lesquels elles ont fortement régressé ou même disparu, sont des leviers potentiels pour stocker du carbone dans les sols (Lemaire *et al.*, 2015).

Les statistiques agricoles françaises distinguent les prairies temporaires (prairies semées en graminées pures ou mélangées à des légumineuses, maintenues sur une durée inférieure à 6 ans), les prairies artificielles (semées en légumineuses pures, principalement luzerne et trèfle violet, également maintenues moins de 6 ans), et les prairies permanentes (ou surfaces toujours en herbe), maintenues au moins 6 ans et souvent beaucoup plus, à végétation naturelle ou semée. Alors que la surface nationale en prairies permanentes poursuit aujourd'hui encore une dynamique de décroissance importante engagée depuis de très nombreuses années, la surface en prairies temporaires s'est stabilisée dans les années 1990, et connaît depuis le début des années 2000 une phase d'accroissement. En 2017 et à l'échelle nationale, les prairies temporaires, les prairies artificielles et les prairies permanentes occupaient respectivement 3,00, 0,37 et 9,29 millions d'hectares. Toutefois, les situations régionales sont très diverses. Dans certaines régions comme la Normandie, les Pays de Loire, et dans une moindre mesure la Lorraine et le nord de Midi-Pyrénées, les prairies temporaires et les systèmes de polyculture-élevage ont relativement progressé au cours des 10 dernières années (Schott *et al.*, 2018 ; Fougy et Perrot, 2017). Inversement, dans les grands bassins céréaliers, la dynamique de spécialisation des productions agricoles engagée depuis plus d'un demi-siècle a entraîné une forte régression voire même une quasi disparition des prairies temporaires et artificielles. Une exception notable est le cas de l'est du bassin parisien, où la luzerne est restée cultivée de manière significative en rotation avec des céréales pour l'industrie de la déshydratation. Hormis ce cas particulier, les prairies temporaires et artificielles s'inscrivent essentiellement dans des rotations fourragères pour l'élevage (exemple dominant en Bretagne: rotations prairie-maïs), ou dans des rotations prairie-céréale à paille pour les systèmes de polyculture-élevage (notamment en Pays de Loire) ou les systèmes en agriculture biologique. Elles y sont cultivées sur des durées de 3 à 6 ans, de plus en plus souvent en mélange multi espèces incluant graminées et légumineuses.

3.8.4.2. Stockage et déstockage de carbone au cours des alternances de phase prairie et culture

Après l'implantation d'une prairie faisant suite à une phase de culture, la vitesse de stockage de carbone peut être relativement élevée et se maintenir à un niveau de près de 0,5 t C/ha.an sur au moins une dizaine d'années (cf. section 3.5.4.3). Au-delà, la vitesse de stockage du carbone diminue progressivement avec l'âge de la prairie, rejoignant le cas des prairies permanentes de longue durée (cf. section 3.7).

Après le semis de la phase prairie, l'accumulation de carbone dans le sol se fait d'abord dans les horizons superficiels du sol (0-10 à 0-30 cm) puis se propage progressivement, à partir de 2-3 ans, vers les horizons plus profonds (Franzluebbbers *et al.*, 2014). Elle concerne des matières organiques plus labiles et à turnover plus rapide que dans le cas des prairies de longue durée plus âgées (Studdert *et al.*, 1997). Un effet positif de la diversité des espèces prairiales semées a parfois été observé (Skinner et Dell, 2016), mais de manière générale il n'y a que très peu de données bien établies concernant l'effet de la nature botanique des espèces prairiales sur le stockage de C. En particulier, la luzerne ne semble pas apporter d'effet plus positif pour le stockage de carbone que d'autres espèces prairiales (Johnston *et al.*, 2017), contrairement à son effet favorable bien établi pour la fourniture d'azote.

La destruction de la prairie et le retour à la phase culture se traduit une perte rapide de carbone du sol, qui peut facilement atteindre -20 à -30% du stock de l'horizon 0-30 cm avant destruction de la prairie, sur une dizaine d'années (Boiffin et Fleury, 1974 ; Vertès et Mary, 2007). La vitesse de perte du carbone du sol décroît progressivement avec le temps, contrairement au cas des successions de cultures annuelles dans lesquelles les pertes de carbone sont relativement stables et plus liées à la température et aux autres facteurs climatiques qu'à la durée depuis le labour et l'implantation.

La dégradation des matières organiques du sol consécutive à la destruction d'une prairie lors du passage vers une phase de culture est plus rapide que leur ré-accumulation consécutivement au passage inverse de ré-installation d'une nouvelle phase prairie après la phase de culture (Johnston, 1986 ; Rasmussen *et al.*, 1998 ; Soussana *et al.*, 2004).

3.8.4.3. Stockage du carbone à l'échelle de la rotation

De manière générale, les expérimentations de longue durée disponibles dans la littérature montrent que la teneur (et le stock) de carbone du sol de rotations prairie – culture se situe en moyenne entre la teneur (stock) sous culture et la teneur (stock) sous prairie. L'observation précise dans le temps permet parfois de voir l'oscillation de teneur en carbone du sol au cours de la succession des phases prairie-culture (Figure 3.8.4-1).

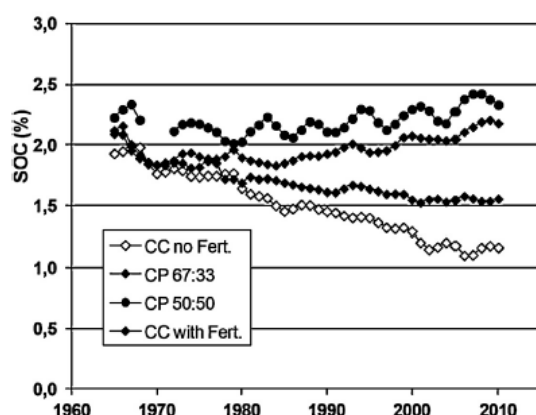


Figure 3.8.4-1. Evolution de la teneur en matière organique du sol dans diverses rotations culture-prairie (durée relative de la phase prairie dans la rotation (i.e. ratio des durées prairie/(prairie+culture)) de 0,33 (« CP67 :33 ») et 0,50 (« CP50:50 »), comparativement à la rotation de culture fertilisée (CC with Fert) ou non (CC no Fert). A noter également l'effet positif de la fertilisation azotée des cultures. D'après Franzluebbbers *et al.*, 2014.

Ces expérimentations de longue durée montrent que la teneur en carbone du sol augmente, ou du moins diminue moins vite, dans les rotations prairie-culture que dans le « témoin » succession de cultures sans prairie (Vertès *et al.*, 2007a ; Vertès et Mary, 2007 ; van Eckeren, 2008 ; Smith *et al.*, 1997 ; Singh et Lal, 2005 ; Johnston *et al.*, 2017).

Dans une synthèse à partir de données issues de systèmes agricoles nord- et sud-américains tempérés, Franzluebbbers *et al.* (2014) indiquent qu'il faut une durée relative de la prairie dans la rotation d'au moins 0,33 pour maintenir une teneur en carbone du sol stable sur le long terme. Une baisse de teneur est observée pour des durées relatives de la prairie inférieures et inversement une durée relative d'au moins 0,50 permet d'augmenter la teneur en carbone du sol. Les données de la littérature ne permettent pas de préciser si, au-delà de la durée relative des phases prairie et culture, leur durée absolue est aussi un élément qui devrait être pris en compte.

Les données rassemblées à partir de diverses expérimentations de longue durée conduites en zones tempérées montrent que l'évolution de la teneur en carbone du sol des rotations prairie-culture dépend non seulement de la durée de la phase prairie mais également du type de couvert végétal (prairie ou culture) antérieur à la mise en place de la rotation, ainsi que de l'état initial du sol et notamment sa teneur en matière organique. La compilation de ces données permet de mettre en évidence (Figure 3.8.4-2) que pour maintenir ou augmenter la teneur en carbone du sol, il faut une durée relative de la phase prairie d'autant plus longue que la teneur initiale du sol en carbone avant la mise en place de la rotation était élevée. La rotation maïs-prairie suivie sur 30 années par Vertès *et al.* (2007a) sur sol à teneur initialement élevée en C, ou les rotations présentées par Studdert *et al.* (1997) en Argentine, mises en place derrière une prairie permanente laissant une teneur initiale en carbone également élevée (près de 3%), se traduisent par une perte de carbone même pour des durées relatives de la phase de prairie dans la rotation dépassant 0,50. Inversement, les rotations prairie-culture mises en place derrière des successions de cultures établies de longue date et s'accompagnant d'une teneur initiale en carbone du sol plus faible (Johnston *et al.*, 2017 ; Franzluebbbers *et al.*, 2014), se traduisent par une augmentation de teneur en carbone du sol pour des durées relatives de la phase prairie plus courtes, entre 0,33 et 0,50.

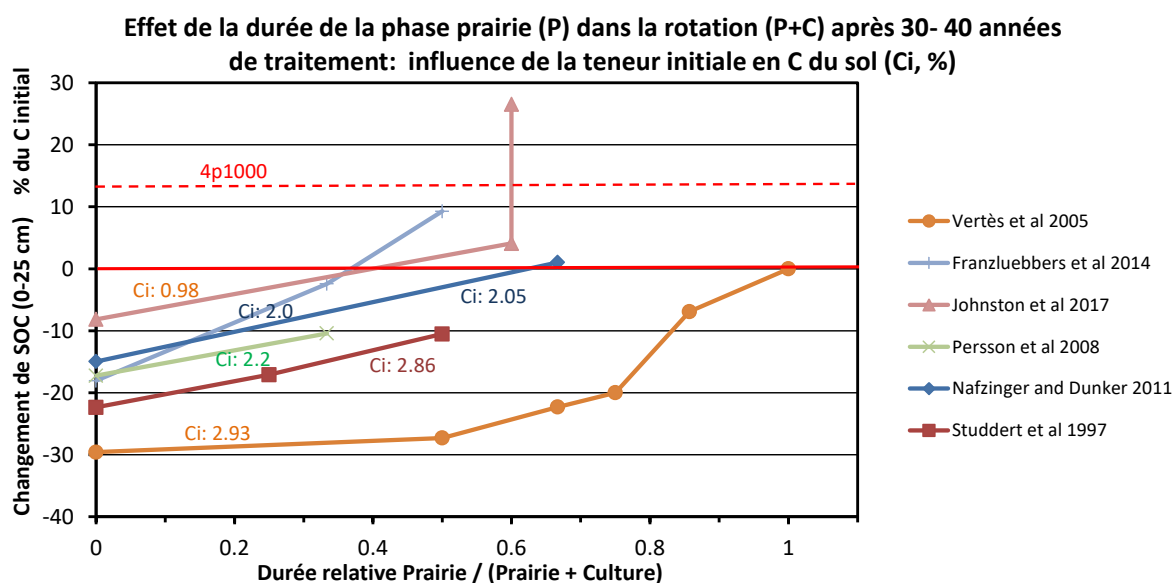


Figure 3.8.4-2. Effet de la durée relative de la phase prairie dans la rotation sur le stockage de carbone dans le sol après 30-40 années de traitement, dans différentes conditions de teneur initiale en carbone du sol (Ci, g C / 100 g sol).

Les rotations sur sol à teneur initiale faible (Johnston *et al* 2017, Ci=0.98% ; Franzluebbbers *et al.*, 2014, Ci=2.0%) permettent de stocker du carbone de manière positive et durable à partir d'une durée relative de prairie de 0,4 à 0,5, tandis que les rotations sur sols à teneur initiale plus élevée (Studdert *et al.*, 1997, Ci=2.86% ; Vertès *et al.*, 2007a, Ci=2.93%) nécessitent des durées de prairie plus élevées pour devenir éventuellement stockantes. La ligne pointillée rouge indique le taux de stockage sur 30 ans (+12%) correspondant à un taux annuel de 4%.

3.8.4.4. Autres effets de l'introduction de prairies temporaires dans les rotations

Les rotations prairie-culture présentent bien d'autres avantages agronomiques et environnementaux que le seul stockage additionnel de carbone dans le sol (Franzluebbbers et Gastal, 2018). Elles permettent notamment pour la phase de cultures succédant à la phase prairie : des reports de fertilité (notamment liés à la minéralisation de l'azote du sol et des résidus végétaux dans les semaines et les mois qui suivent le retournement de la prairie, d'autant plus que ces prairies sont riches en légumineuses) ; une amélioration de la structure et de la perméabilité du sol (liées notamment aux structures racinaires pérennes, à la teneur en matière organique plus élevée et à la plus grande abondance de vers de terre sous prairie) ; une réduction de l'usage des produits phytosanitaires (herbicides, pesticides), une réduction des émissions de N₂O (liée à une plus grande présence de légumineuses et en conséquence un moindre besoin de fertilisation azotée) ; elles favorisent de nombreuses composantes de la biodiversité. Ces bénéfices autres que ceux liés au stockage de carbone dans le sol sont également des atouts à prendre en compte pour évaluer la faisabilité du développement des rotations prairie-culture. Il faut toutefois veiller à une bonne gestion des phases de transition, notamment lors du passage prairie vers culture, pour éviter des risques éventuels de lessivage, et prendre également en compte les émissions de N₂O supplémentaires qui peuvent être induites et suivre le retournement de la prairie si la biomasse réincorporée au sol est importante.

3.8.4.5. Conclusion : possibilités d'accroissement de la part des prairies temporaires dans les rotations, freins à la mise en œuvre

Un levier majeur pour accroître le stockage de carbone des sols agricoles, ou du moins limiter son déstockage dans les sols riches en matière organique, est donc d'augmenter la pratique de ces rotations prairie-culture, et/ou d'augmenter la durée de la phase prairie dans ces rotations. En zone d'élevage ou de polyculture élevage, il peut s'agir par exemple d'augmenter la fréquence ou d'allonger la durée de la phase prairie dans les rotations avec maïs ou avec céréales à paille, au détriment des achats d'aliment importés pour le bétail ou au détriment des fourrages annuels dans les zones pédoclimatiques qui ne leur sont pas les plus favorables. En zone de culture céréalière spécialisée, un frein majeur est le débouché de la production prairiale. Des modes d'organisation et d'échange à l'échelle de territoires voire de régions deviennent alors nécessaires pour permettre aux éleveurs de bénéficier du fourrage produit dans les rotations des exploitations céréalières, et inversement permettre aux céréaliers de bénéficier des effluents produits par les exploitations d'élevage (Kronberg et Ryschawy, 2019).

Références bibliographiques

- Boiffin, J.; Fleury, A., 1974. Quelques conséquences agronomiques du retournement des prairies permanentes. *Annales Agronomiques*, 25 (4): 555-573.
- Chan, K.Y.; Conyers, M.K.; Li, G.D.; Helyar, K.R.; Poile, G.; Oates, A.; Barchia, I.M., 2011. Soil carbon dynamics under different cropping and pasture management in temperate Australia: Results of three long-term experiments. *Soil Research*, 49 (4): 320-328. <http://dx.doi.org/10.1071/sr10185>
- Fougy, F.; Perrot, C., 2017. Dynamiques d'évolution de la polyculture-élevage dans quatre régions françaises. Colloque « Les polycultures-élevages: valoriser leurs atouts pour la transition agro-écologique ». Agrosup Dijon, les 10 et 11 octobre 2017, 16 p.
- Franzluebbers, A.J.; Gastal, F., 2019. Proposition for building agricultural resilience with conservation pasture-crop rotations). In: Lemaire G., C.P., Kronberg S., Recous S. eds. *Agroecosystem Diversity*. Chapter 7, Elsevier, 109-121. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00007-8>
- Franzluebbers, A.J.; Sawchik, J.; Taboada, M.A., 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 18-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>
- Johnston, A.E., 1986. Soil organic-matter, effects on soils and crops. *Soil Use and Management*, 2 (3): 97-105. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-2743.1986.tb00690.x>
- Johnston, A.E.; Poulton, P.R.; Coleman, K.; Macdonald, A.J.; White, R.P., 2017. Changes in soil organic matter over 70 years in continuous arable and ley-arable rotations on a sandy loam soil in England. *European Journal of Soil Science*, 68 (3): 305-316. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12415>
- Kronberg, S.L.; Ryschawy, J., 2019. Integration of Crop and Livestock Production in Temperate Regions to Improve Agroecosystem Functioning, Ecosystem Services, and Human Nutrition and Health. In: Lemaire G., C.P., Kronberg S., Recous S. eds. *Agroecosystem Diversity*. Chapter 15. Elsevier, 247-256. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00015-7>
- Lemaire, G.; Gastal, F.; Franzluebbers, A.; Chabbi, A., 2015. Grassland-Cropping Rotations: An Avenue for Agricultural Diversification to Reconcile High Production with Environmental Quality. *Environmental Management*, 56 (5): 1065-1077. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0561-6>
- Nafziger, E.D.; Dunker, R.E., 2011. Soil Organic Carbon Trends Over 100 Years in the Morrow Plots. *Agronomy Journal*, 103 (1): 261-267. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj2010.0213s>
- Persson, T.; Bergkvist, G.; Katterer, T., 2008. Long-term effects of crop rotations with and without perennial leys on soil carbon stocks and grain yields of winter wheat. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81 (2): 193-202. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-007-9144-0>
- Rasmussen, P.E.; Albrecht, S.L.; Smiley, R.W., 1998. Soil C and N changes under tillage and cropping systems in semi-arid Pacific Northwest agriculture. *Soil & Tillage Research*, 47 (3-4): 197-205. [http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987\(98\)00106-8](http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(98)00106-8)
- Schott, C.; Puech, T.; Mignolet, C., 2018. Dynamics of agricultural systems in France: farms and regions have become more specialised since the 1970s. *Fourrages*, (235): 153-161.
- Singh, B.R.; Lal, R., 2005. The potential of soil carbon sequestration through improved management practices in Norway. *Environment, Development and Sustainability*, 7 (1): 161-184.
- Skinner, R.H.; Dell, C.J., 2016. Yield and Soil Carbon Sequestration in Grazed Pastures Sown with Two or Five Forage Species. *Crop Science*, 56 (4): 2035-2044. <http://dx.doi.org/10.2135/cropsci2015.11.0711>
- Smith, P.; Powlson, D.S.; Glendining, M.J.; Smith, J.U., 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: Preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 3 (1): 67-79. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2486.1997.00055.x>

- Soussana, J.F.; Loiseau, P.; Vuichard, N.; Ceschia, E.; Balesdent, J.; Chevallier, T.; Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20: 219-230. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2003234>
- Studdert, G.A.; Echeverria, H.E.; Casanovas, E.M., 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. *Soil Science Society of America Journal*, 61 (5): 1466-1472.
- van Eekeren, N.; Bommele, L.; Bloem, J.; Schouten, T.; Rutgers, M.; de Goede, R.; Reheul, D.; Brussaard, L., 2008. Soil biological quality after 36 years of ley-arable cropping, permanent grassland and permanent arable cropping. *Applied Soil Ecology*, 40 (3): 432-446. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.010>
- Vertès, F.; Hatch, D.; Velthof, G.; Taube, F.; Laurent, F.; Loiseau, P.; Recous, S., 2007a. Short-term and cumulative effects of grassland cultivation on nitrogen and carbon cycling in ley-arable rotations. Permanent and temporary grassland: plant, environment and economy. Proceedings of the 14th Symposium of the European Grassland Federation, de Vliegheer, A.; Carlier, L. Ghent, Belgium, 3-5 September 2007. Belgian Society for Grassland and Forage Crops, 227-246.
- Vertès, F.; Mary, B., 2007. Modelling the long term SOM dynamics in fodder rotations with a variable part of grassland. International Symposium on Organic Matter Dynamics in Agro-Ecosystems, Poitiers (France). 549-550.
- Vertès, F.; Menasseri, S.; Morvan, T., 2007b. 25. Long term effect of the length of the grass period in ley-arable rotations on the quality of soil organic matter. In: Conijn, J.G.e., ed. Grassland resowing and grass arable crop rotations. Third and fourth workshop of the EGF-Workin Group "Grassland Resowing and Grass-arable Rorations", Luzern (CHE), 21-24 June 2004;Maastricht (NLD), 24-26 October 2005. 137-141. <http://edepot.wur.nl/301449#page=145>

3.8.5. Les apports de carbone exogène par les produits résiduaux organiques (PRO)

Auteurs : Sabine Houot et Thierry Morvan

Principaux enseignements de cette section :

- *Seul le stockage de C associé à de nouvelles sources de C exogènes qui ne sont pas déjà épandues sur les sols doit être considéré lors de l'évaluation des potentialités de stockage additionnel résultant de l'apport de PRO.*
- *Le stockage additionnel de C lié à des apports de produits résiduaux organiques (PRO) relativement à une situation sans apport varie en fonction des doses et fréquences d'apport, des conditions pédoclimatiques et du degré de stabilité du C des PRO apportés.*
- *Les PRO ont des efficacités vis-à-vis du stockage de C dans le sol qui peuvent être classées dans l'ordre suivant : effluents liquides agro-industriels et engrais organiques < lisiers et fientes < boues d'épuration ou industrielles non compostées ou fumiers < digestats solides ≤ composts < biochars.*
- *Sur la base de scénarios d'apports classiques pendant 20 ans, les stockages additionnels pourraient représenter moins de 0,1 tC ha⁻¹ an⁻¹ pour les boues d'épuration, 0,1 tC ha⁻¹ an⁻¹ pour les lisiers, 0,3 tC ha⁻¹ an⁻¹ pour les fumiers, 0,5 tC ha⁻¹ an⁻¹ pour les composts.*
- *Un gisement supplémentaire de ressources (biodéchets, déchets verts...) serait mobilisable pour accroître le volume de composts et digestats produits recyclables en agriculture.*
- *L'analyse de l'intérêt des scénarios envisagés doit prendre en compte non seulement le stockage additionnel de C dans les sols mais aussi l'ensemble des autres postes d'émissions de gaz à effet de serre modifiés (transport, apports d'engrais minéraux...).*

3.8.5.1. Introduction

On entend par matière organique exogène, toute matière organique qui n'est pas directement issue de la parcelle cultivée sur laquelle elle est apportée. Cela exclut donc les résidus de récolte et les cultures intermédiaires traités dans les sections précédentes. Ces sources de matières organiques exogènes sont essentiellement issues d'autres activités et seront appelées produits résiduaux organiques (PRO) pour la suite de cette section. Aujourd'hui les effluents d'élevage représentent 94% des PRO épandus sur les sols agricoles, soit 274 millions de tonnes de matière brute (MB) en 2012 (Houot *et al.*, 2014) dont la moitié sont émis directement par les animaux pendant le pâturage. D'autres PRO d'origine urbaine et industrielle sont également valorisés en agriculture comme les boues d'épuration urbaine épandues à hauteur de 70% en France aujourd'hui (0,7 million de tonnes de matière sèche (MS) épandues), les digestats issus de méthanisation, les composts issus de déchets verts et d'autres déchets urbains (2,2 millions de tonnes de MB épandues annuellement), des effluents industriels (1,8 million de tonnes de MS épandues annuellement)

Ces PRO sont considérés comme des matières fertilisantes au sein desquelles on distingue deux grandes classes : celles qui sont plutôt sources d'éléments nutritifs pour les plantes à court terme (valeur fertilisante des matières) et celles qui vont contribuer à augmenter progressivement les teneurs et stocks de matière organique dans les sols (valeur amendante des matières). Ces deux classes d'effets agronomiques sont liées entre elles (Figure 3.8.5-1). En général, l'intérêt fertilisant azoté des matières diminue quand l'intérêt amendant augmente. Cette variabilité est liée aux caractéristiques de la matière organique des produits, celles-ci étant liées à l'origine de ces matières organiques et aux procédés de traitement ou de transformation qu'elles ont subis avant leur apport au sol. Dans le cadre de cette étude, on s'intéressera à la **valeur amendante des PRO**, définie comme étant leur capacité à entretenir voire à augmenter les teneurs et stocks de matière organique dans les sols.

Parmi les stratégies proposées pour augmenter les stocks de C des sols, Smith et Powlson (2000) avaient déjà estimé précédemment que le retour au sol des 820 millions de tonnes de fumier produits annuellement en Europe représentait une séquestration de 6,8 millions de t de C/an, soit l'équivalent de 0,8% des émissions de C-CO₂ en Europe en 1990. Cependant, seul le stockage de C associé à de nouvelles sources de C exogènes qui ne sont

pas déjà épandues sur les sols doit être considéré lors de l'évaluation des potentialités de stockage additionnel résultant de l'apport de PRO (Powlson *et al.*, 2011).

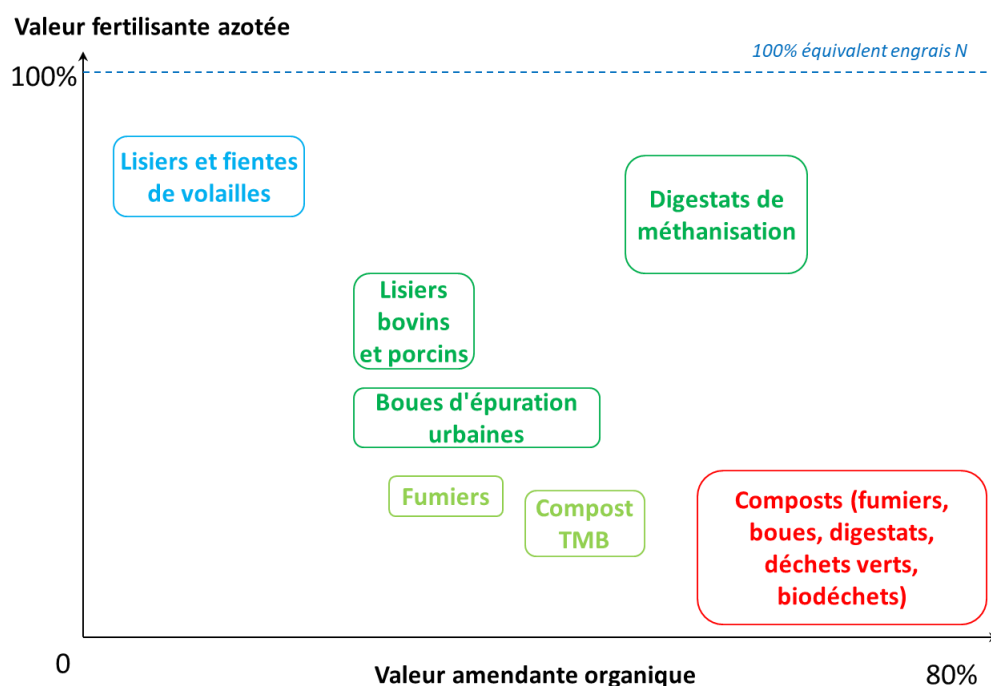


Figure 3.8.5-1. Relation entre valeur amendante et valeur fertilisante des PRO (issue de Houot *et al.*, 2014).

L'objectif de cette section est d'analyser la bibliographie pour évaluer les valeurs amendantes organiques des PRO, soit les **potentialités d'augmentation des stocks de C dans les sols via les apports de PRO**. Cette augmentation va dépendre de nombreux facteurs : la fréquence et les doses d'application des PRO, les caractéristiques de la matière organique des PRO apportés et les conditions pédoclimatiques (les caractéristiques physico-chimiques des sols, la température et la pluviométrie vont influencer les vitesses des biotransformations dans les sols après apport). La présentation des résultats disponibles, quantifiés dans des **essais au champ** de moyenne et longue durée (3 à 155 ans), sera complétée par celle des **indicateurs** et méthodes permettant d'estimer cette valeur amendante des PRO. Les autres effets à considérer dans l'évaluation de la pratique de valorisation des PRO (substitution des engrais, émissions gazeuses, flux de contaminants potentiels...) sont présentés en fin de section.

3.8.5.2. Méthodes et indicateurs pour évaluer la valeur amendante des PRO

3.8.5.2.1. Essais au champ

Les essais au champ de moyenne/longue durée constituent des outils de choix pour évaluer les effets de pratiques culturales (Jenkinson, 1991 ; Janzen, 1995). Ils sont donc l'approche la plus adéquate pour évaluer la valeur amendante des PRO. Ces essais permettent de quantifier les effets d'apports réguliers d'un même type de PRO.

La plupart des essais recensés sont de moyenne durée (<30 ans) et montrent des réponses quasiment linéaires des teneurs en C des sols au nombre d'apports de PRO, et donc aux quantités de C apporté *via* ces apports. Ces cinétiques « linéaires » seront utilisées pour calculer les valeurs amendantes des PRO correspondant aux facteurs de conversion d'apports organiques de PRO en matières organiques du sol.

Ce facteur de conversion (Fact_conv_PRO) est égal au rapport entre d'une part le stockage additionnel permis par l'apport de PRO relativement à une situation sans apport, et d'autre part l'apport de carbone des PRO cumulé sur la période prise en compte par le calcul :

$$\text{Fact_conv_PRO (gC sol/g C PRO)} = [\text{Stock C avec PRO} - \text{Stock C dans un traitement témoin}] / \text{C PRO}$$

- où : - Fact_conv_PRO est exprimé en g de C de sol résultant de l'apport de PRO par g de C apporté au sol via les PRO (gC sol/g C PRO)
- Stock C avec PRO : stock de C mesuré dans l'horizon d'enfouissement des PRO (tC/ha)
 - Stock C témoin : stock de C mesuré dans le même horizon dans un traitement témoin sans apport de PRO (tC/ha)
 - C PRO : quantité totale de C apportée par le PRO depuis la mise en place de l'essai (tC/ha)

Le facteur de conversion est également souvent exprimé en pourcentage du C apporté par les PRO. On parle alors de taux de stockage. Ce calcul suppose qu'on affecte uniquement au PRO les augmentations de C dans les sols et donc qu'il n'y a pas de différences de production végétale ni de restitution des résidus de récolte entre les traitements témoin et PRO. C'est pourquoi, quand cela est possible, les traitements témoins correspondent à des traitements recevant une fertilisation minérale. Si les rendements sont différents, il est nécessaire de prendre en compte les différences de flux de résidus de récolte (Peltre *et al.*, 2012).

3.8.5.2.2. Indicateurs au laboratoire de l'évaluation de la valeur amendante des PRO

Incubations en conditions contrôlées

La méthode la plus largement utilisée consiste à mesurer en microcosmes de laboratoire la dynamique de minéralisation du C des PRO après apport à un sol. Cette approche expérimentale fait l'objet d'un mode opératoire normalisé (FD U 44-163) en France qui permet de pouvoir comparer les résultats obtenus par différents opérateurs.

Les résultats des incubations sont souvent utilisés pour modéliser les cinétiques de minéralisation du C ou d'évolution du C résiduel en ajustant des modèles mathématiques qui permettent ensuite d'extrapoler les résultats à des durées plus longues. Ces extrapolations peuvent se rapprocher des conditions de plein champ en prenant en compte les conditions climatiques réelles. C'est le cas par exemple du calcul de la proportion h de C résiduel après 1 an dans les conditions climatiques représentatives d'un endroit donné, définie comme étant le coefficient d'humification du PRO (Janssen, 1984), qui peut être assimilé à leur valeur amendante ou au facteur de conversion du C du PRO en C du sol mentionné précédemment. Cependant dans la majorité des cas, cette extrapolation aux conditions climatiques réelles n'est pas faite et les résultats d'estimation de C résiduel sont donnés dans les conditions du laboratoire (Parnaudeau *et al.*, 2004 ; Tambone *et al.*, 2009).

Indice de stabilité de la matière organique des PRO

Les approches expérimentales de la valeur amendante sur la base des résultats d'incubations sont lourdes à mettre en œuvre et coûteuses en temps d'expérimentation. C'est pourquoi des relations sont recherchées entre les caractéristiques biochimiques de la MO des PRO, son degré de stabilité et cette valeur amendante des PRO. Lashermes *et al.* (2009) ont établi une relation entre les valeurs amendantes extrapolées à partir de données d'incubation et les caractéristiques biochimiques des PRO, permettant de calculer l'indice de stabilité de la MO (ISMO) des PRO. Ce résultat a fait l'objet d'une normalisation du mode opératoire de mesure (FD U 44-162)¹⁷. L'indice ISMO peut être considéré comme un *proxi* du facteur de conversion du C des PRO en C organique du sol et donc de leur valeur amendante.

$$\text{ISMO (\% C organique)} = 44.5 + 0.5 \text{ SOL} - 0.2 \text{ CEL} + 0.7 \text{ LIC} - 2.3 \text{ MinC3}$$

avec SOL, CEL et LIC les fractions biochimiques (respectivement fraction soluble, équivalente à la cellulose et à la lignine exprimées en % MO) mesurées à l'aide de la méthode de fractionnement Van Soest telle que décrite dans le mode opératoire de la norme ; et MinC3, la proportion de C organique minéralisée pendant 3 jours d'incubation en mélange dans un sol.

Egalement basé sur les fractions biochimiques des PRO, le modèle TAO (Pansu et Thuriès, 2003) permet de prédire la cinétique de minéralisation du C et de l'N des PRO et donc le C résiduel dans les sols et le N potentiellement disponible pour les plantes. Plus récemment, Jimenez *et al.* (2017) ont développé un nouveau protocole de fractionnement biochimique incluant l'extraction d'un compartiment de MO humifiée et qui permet de prédire la biodégradabilité résiduelle d'une large gamme de PRO dont des boues et digestats.

¹⁷ Deux indicateurs précurseurs avaient été au préalable élaborés : l'Indice de Stabilité Biologique (ISB) élaboré par Linères et Djakovitch (1993) et le taux résiduel de MO (Tr) développé par Robin (1997)

3.8.5.3. Effets des apports de PRO sur le stockage de C dans le sol

3.8.5.3.1. Nature de la base de données bibliographique

La méta-analyse de Maillard et Angers (2014) fait ressortir une tendance à observer des valeurs de stockage additionnel résultant d'apports d'effluents d'élevage plus élevées sous climat tempéré que sous climat tropical. Nous avons donc focalisé notre synthèse bibliographique sur une sélection d'essais réalisés dans des conditions de climat tempéré, a priori plus intéressants dans le cadre de cette étude. Cette synthèse intègre cependant des résultats d'essais réalisés en Asie (Chine et Inde), majoritaires en termes de nombre de publications sur la période des 5 dernières années, lorsque le climat pouvait être considéré comme relativement proche du climat tempéré. La liste des références utilisées pour cette synthèse est donnée dans l'Annexe section 3.8.5-1

Les essais mobilisés sont majoritairement conduits en **grandes cultures** (céréales, maïs fourrage, soja). Ce sont pour la plupart des **essais classiques en blocs complets**.

La très grande majorité des résultats sur le facteur de conversion des PRO en C du sol concerne les fumiers (n=60), et les produits compostés (n=47). Les résultats concernant les boues d'épuration (n=10) et les lisiers (n=8) sont beaucoup moins nombreux. On recense également quelques données sur des essais avec tourbe, sciure, digestats, grignons d'olive (résidus de pressage des olives), litières de volaille.

3.8.5.3.2. Limites de l'analyse

La synthèse bibliographique conduit à identifier des lacunes et une hétérogénéité sur les grandeurs mesurées, qui limitent les possibilités d'analyse et d'interprétation des résultats :

- Toutes les références retenues indiquent ou permettent d'estimer le stockage résultant d'apport de PRO, mais l'information sur les quantités de C apportées par les PRO est fréquemment absente et ne permet donc pas de calculer systématiquement le facteur de conversion du C des PRO en C des sols.
- Le stockage résultant de l'apport des PRO est calculé après des durées variables d'expérimentation.
- Il est estimé à partir d'un échantillonnage du sol généralement réalisé sur l'horizon de surface, à une profondeur variant de 15 à 30 cm, cohérente avec la profondeur d'enfouissement des PRO, mais qui peut conduire à sous-estimer le stockage. Le stockage de C sous l'horizon de surface peut être significatif et sa prise en compte conduit à une augmentation relative du taux de stockage de +4 à +24%, selon les produits (Katterer *et al.*, 2014). Le C stocké dans les horizons sous-jacents à l'horizon d'apport peut représenter plus de 50 % du stockage additionnel (essais en Inde, Chaudhary *et al.*, 2017 ; Ghosh *et al.*, 2018).
- Les informations sur la composition des PRO se résument le plus souvent aux teneurs en C et N moyennes sur la durée de l'essai. Dans certains cas, on ne connaît même pas l'espèce animale à l'origine du PRO. L'absence quasi générale d'information sur la composition biochimique des produits utilisés constitue une limitation importante dans l'interprétation des valeurs de stockage, la relation entre composition biochimique et biodégradabilité étant bien établie (Morvan *et al.*, 2006, 2009 ; Peters et Jensen, 2011 ; Lashermes *et al.*, 2009).
- Dans certains articles de synthèse, les auteurs présentent des valeurs moyennes de stockage de C obtenues en regroupant des résultats observés avec des produits de caractéristiques très différentes (fumiers, lisiers et fientes de volailles regroupées dans la synthèse de Powlson *et al.*, 2012)

3.8.5.3.3. Synthèse des résultats

Cette synthèse présente i) les estimations de stockage résultant de l'apport de PRO au sol, calculées lorsque cela est possible par rapport à un traitement de référence soumis à une fertilisation minérale N, de préférence à un témoin non fertilisé en N, et ii) le facteur de conversion du C des PRO (Tableau 3.8.5-1).

Les données présentées dans le Tableau 3.8.5-1 mettent en évidence une très grande variabilité des valeurs de stockage résultant de l'apport de PRO au sol et du facteur de conversion du C des PRO qui reste difficile à interpréter, notamment du fait de l'absence quasi généralisée d'informations précises sur la composition biochimique des produits. L'analyse par régression linéaire multiple réalisée par Zavattaro *et al.* (2017), dans le cadre de sa méta-analyse sur les fumiers de bovins, conclut à l'absence d'effet significatif de la complémentation en N minéral de la culture, et de la profondeur de travail du sol sur le stockage de C résultant de l'apport de PRO au sol. Cette analyse montre par contre un effet significatif de 3 facteurs sur le stockage de C : i) la durée des essais ($P < 0,001$), avec un stockage résultant de l'apport de PRO au sol significativement plus élevé sur les essais

de 6-10 ans, comparativement aux essais de 11-20 et de plus de 20 ans, ii) le climat ($P < 0,01$), avec un stockage résultant de l'apport de PRO au sol plus faible pour les essais situés à l'ouest de l'Europe, le climat à tendance océanique étant effectivement plus favorable à la minéralisation, iii) dans une moindre mesure la texture de l'horizon de surface ($P < 0,05$), avec un stockage plus important dans les sols sableux.

A partir de scénarios d'apports représentatifs des pratiques agriculteurs pendant 20 ans et en utilisant les facteurs de conversion du C des PRO en C du sol, des valeurs moyennes de stockage additionnel sont calculés dans le Tableau 3.8.5-2. En combinant doses, fréquences d'apports et teneurs moyennes en C des PRO, les composts ont les valeurs moyennes de stockage additionnel les plus élevées (0,48 tC/ha an), suivis des fumiers (0,31 tC/ha an) et lisiers (0,09 tC/ha an), le stockage additionnel étant de 0,02 tC/ha an pour les boues d'épuration.

Tableau 3.8.5-1. Synthèse des valeurs moyennes (écart-type entre parenthèses) d'augmentation des stocks de C résultant de l'apport de PRO au sol, exprimées en pourcentage d'augmentation par rapport à des traitements sans apports et synthèse des facteurs de conversion du C des PRO en C du sol, issues d'articles de synthèse, de méta-analyse ou de la synthèse de références bibliographiques ; n est le nombre d'essais considérés (le détail des données mobilisées figure dans l'Annexe section 3.8.5-2) – Durée des essais allant de 3 à 155 ans, médiane : 12 ans.

Type PRO	Source	n	Augmentation stock de C (en % du C du sol témoin)	n	Facteur de conversion (tC/tC apporté)
Fumier bovin	Méta analyse Zavattaro et al (2017)	60	32		n.c.
Fumier bovin	Synthèse essais français, Morvan et al (2013)	14	26.7 (± 15)	9	0.36 (± 0.12)
Fumiers divers	Synthèse de références	41	53 (±33)	51	0.24 (± 0.12)
Fumiers compostés	Synthèse de références	12	38 (±16)	9	0.38 (±0.21)
Composts biodéchets	Synthèse de références	16	30 (± 17)	15	0.39 (± 0.16)
Composts de boues	Synthèse de références	6	47 (± 22)	11	0.42 (± 0.19)
Autres composts	Synthèse de références	11	43 (± 25)	11	0.41 (± 0.24)
Boues	Synthèse de références	11	65 (± 33)	11	0.30 (± 0.14)
Boues et boues digérées	Synthèse de Powlson et al (2012)		n.c.	20	0.51 (± 0.07)
Lisier bovin	Méta analyse Zavattaro et al (2017)	23	17.5		n.c.
Lisiers divers	Synthèse de références	5	7 (± 4)	8	0.18 (± 0.08)

Tableau 3.8.5-2. Stockage additionnel lié aux apports de PRO dans des scénarios sur une période de 20 ans d'apports représentatifs des pratiques agriculteurs, et calculé à l'aide des facteurs de conversion présentés dans le Tableau 3.8.5-1.

	Dose (t MB/ha)	Fréquence de retour (an)	Teneur en C (%MB)	Flux d'apport de C au sol en 20 ans (t/ha)	Facteur de conversion (tC sol/t C apporté)	stockage de C additionnel total (tC/ha)	stockage de C annuel (tC/ha an)
Fumier	40	3	10.1	26.9	0.36	9.7	0.32
Fumier composté	40	3	8.8	23.5	0.38	8.9	0.30
Lisier de porcs	40	2	2.7	10.8	0.18	1.9	0.06
lisier de bovins	40	2	4.5	18	0.18	3.2	0.11
Compost	30	3	17.6	35.2	0.41	14.4	0.48
Boue	10	3	3.3	2.2	0.30	0.7	0.02

Effluents d'élevage

Les références sur le stockage de C résultant d'apports de fumier de bovins sont nettement majoritaires, suivies par les références sur les lisiers de bovins ; les références sur les autres effluents d'élevage (lisiers et fumiers de porc, fientes et fumiers de volailles) sont par contre très peu nombreuses.

Le facteur de conversion du C des PRO est de manière générale plus élevé avec les fumiers qu'avec les lisiers, avec des valeurs moyennes de 0,24 gC/gC apporté (soit 24% du C apporté) pour des fumiers divers, 36% du C apporté pour les fumiers de bovins, vs 18% du C apporté en moyenne pour les lisiers (Tableau 3.8.5-1). Les

facteurs de conversion du C donnés par Diacono et Montemurro (2010) dans leur synthèse bibliographique varient de 8 à 25% du carbone apporté pour des fumiers, contre des valeurs inférieures à 4% pour des lisiers.

Composts

Le compostage des effluents d'élevage augmente le facteur de conversion du C, avec une moyenne de 38% du C apporté (Tableau 3.8.5-1). Cet effet du compostage sur les valeurs moyennes de stockage est confirmé par des résultats d'essais sur lesquels le produit composté et non composté sont comparés : i) des proportions de 25% et 31% du C de fumiers respectivement non compostés et compostés sont retrouvées dans le sol après 25 années d'apports (Johnston, 1975 in Haynes et Naidu, 1998), ii) Morvan *et al.* (2003) calculent également un taux de stockage du C nettement supérieur avec du fumier de bovins composté, comparativement au même produit non composté (42% vs 29%). Cependant, comme les teneurs en C des fumiers compostés sont plus faibles que celles des fumiers non compostés, le stockage additionnel calculé au Tableau 3.8.5-2 est identique pour les fumiers compostés ou non pour les scénarios agronomiques considérés.

Pour les composts issus de déchets verts, de biodéchets, de boues d'épuration, les valeurs moyennes du facteur de conversion du C des composts varient de 40 à 42% du C apporté, selon la nature des produits compostés (Tableau 3.8.5-1), et sont dans la même gamme que pour les composts issus d'effluents d'élevage. Ces proportions correspondent aux valeurs les plus élevées des produits organiques, du fait du processus de stabilisation de la MO au cours du compostage. On observe cependant que la gamme de variation du taux de stockage est peu différente de celle des autres PRO, et que les valeurs moyennes sont peu impactées par la nature initiale des produits. Ces taux de stockage sont en accord avec la valeur moyenne de 41% du C apporté proposée par Powlson *et al.* (2012).

Boues d'épuration urbaine

La moyenne du facteur de conversion du C des boues d'épuration calculée dans le cadre de cette synthèse est de 30% (Tableau 3.8.5-1), valeur inférieure à celle de 40% rapportée par Katterer *et al.* (2014). Pan *et al.* (2018) rapportent des valeurs moyennes de 37% mesurées à partir d'essais de 16 ans au nord des Etats-Unis.

On observe comme pour les autres PRO une forte variabilité de l'effet des apports de boues sur le stockage de C résultant de l'apport de PRO, avec des valeurs de facteur de conversion du C des PRO comprises entre 11 et 55%, gamme comparable à celle donnée par Brown *et al.* (2011) (1 à 43%). Ces résultats contrastés s'expliqueraient en partie par la composition chimique des boues. Dans une étude visant à caractériser au cours d'incubations de quelques mois de mélanges sol-boues en conditions contrôlées de laboratoire, le comportement de minéralisation de différents types de boues d'épuration urbaines ou industrielles, ayant subi des post-traitements de déshydratation, de digestion anaérobie ou de compostage, la biodégradabilité des boues varie de 18 à 66% du C organique et est inversement corrélée à la teneur en lignine (Parnaudeau *et al.*, 2004).

Digestats de méthanisation

Dans une synthèse bibliographique, Nkoa (2014) rapporte que la valeur amendante des digestats est mal connue, et il existe très peu de résultats d'essais au champ de moyenne/longue durée, à l'exception de quelques références sur les boues digérées (Powlson *et al.*, 2012). La transformation en biogaz de la fraction biodégradable des effluents d'élevage ou l'utilisation de biomasses végétales (résidus de cultures, cultures intermédiaires) conduit à s'interroger sur la diminution potentielle des apports de matière organique au sol. Moller (2015) dans une revue bibliographique, ne rapporte pas d'effet négatif de l'introduction de la méthanisation sur les teneurs en carbone des sols. Wentzel *et al.* (2015) n'observent pas de différences de teneurs en carbone organique dans des parcelles recevant des effluents d'élevage digérés ou non.

L'effet des apports de digestats sur les stocks de C du sol est donc généralement estimé à partir de mesures respirométriques, qui renseignent sur le degré de stabilité des MO après digestion anaérobie. Les quelques valeurs d'ISMO disponibles pour des digestats confirment l'intérêt de cet indicateur qui a été utilisé pour confirmer l'absence d'effet négatif de l'introduction de la méthanisation sur les teneurs en carbone organique des sols (Bodilis *et al.*, 2015).

La MO du digestat est plus stable que celle des matières entrantes en raison de la transformation des fractions labiles en biogaz. Cette stabilisation de la MO s'accompagne d'un enrichissement relatif en lignine et en longues chaînes aliphatiques, et d'une diminution des fractions lipidiques et des polysaccharides (Marcato *et al.*, 2009 ; Tambone *et al.*, 2009). Cette évolution des caractéristiques biochimiques au cours de la digestion anaérobie est

similaire à ce qui est observé au cours du début de compostage (Marcato *et al.*, 2009). Dans une étude comparant différents composts de déchets verts et biodéchets et des digestats d'effluents d'élevage et résidus de culture ou biodéchets, Tambone *et al.* (2010) conclut à des valeurs amendantes similaires pour les composts et digestats. Le post-traitement par compostage après digestion anaérobie augmente encore la stabilité des digestats et ralentit leur minéralisation dans les sols.

Biochars

Les biochars sont des produits organiques issus de la pyrolyse de biomasse. Il existe différents types de biochars en fonction du procédé dont ils sont issus (torréfaction, pyrolyse lente ou rapide, gazéification, carbonisation hydrothermale...). La stabilité du C des biochars varie selon le procédé d'obtention et la biomasse d'origine. Une partie du C des biochars peut rester labile et stimuler l'activité de la biomasse microbienne (méta-analyse de Biederman et Harpole, 2013). La synthèse de Spokas (2010) met en évidence une variabilité des durées de demi-vie des biochars (moins de 100 ans à plus de 1 000 ans), le rapport moléculaire O/C étant un bon indicateur de cette stabilité. L'importance du procédé d'obtention du biochar est confirmée par l'étude de Bruun *et al.* (2012) : la pyrolyse rapide laisse des fractions de la biomasse traitée non pyrolysée, ce qui explique la biodégradabilité plus importante mesurée pour le biochar issu de pyrolyse rapide (5,5% du C du biochar minéralisé dans le sol après apport) par rapport à un biochar issu de pyrolyse lente (seulement 2,9% du C minéralisé). Mesuré comme précédemment au cours d'incubations en conditions contrôlées de laboratoire, le C résiduel des biochars issus de carbonisation hydrothermale est beaucoup moins stable avec 13 à 16% du carbone minéralisé (Bamminger *et al.*, 2014). Dans tous les cas, les valeurs amendantes seraient donc élevées : 80 à 85% pour les biochars issus de carbonisation hydrothermale, 95% pour les biochars issus de pyrolyse rapide et 97% pour ceux issus de pyrolyse lente. La méta-analyse de Wang *et al.* (2016) confirme ces valeurs amendantes élevées et montre que l'apport de biochar peut avoir des effets contrastés sur la minéralisation de la matière organique du sol : stimulation à court terme mais ralentissement de la dégradation à plus long terme par des processus de protection physique (Maestrini *et al.*, 2015 ; Hernandez-Soriano *et al.*, 2016). Un essai au champ de 5 ans avec des doses importantes d'apport de biochars (30 à 90 t/ha) montre au contraire une stimulation de la décomposition des résidus de récolte (Dong *et al.*, 2018). Le suivi des charbons dans des sols maintenus en jachères nues de plusieurs dizaines d'années montre que les biochars pourraient avoir une dynamique de décomposition plus rapide que ce que montre la plupart des études faites à plus court terme (Lutfalla *et al.*, 2017).

Autres PRO

Les travaux sur les PRO d'origine agro-industrielle sont relativement peu nombreux. Parnaudeau *et al.* (2006) mesurent une forte biodégradabilité des effluents agro-industriels liquides qui conduirait à des facteurs de conversion en C du sol inférieurs à 20% du C apporté. Cependant certains PRO industriels peuvent présenter des taux de stockage plus élevés comme les boues de désencrage avec 40% du C de boues stocké dans le sol 2 ans après l'apport (Chantigny *et al.*, 1999).

Les potentiels de stockage de C des résidus issus de la production de biocarburants ont été approchés via des mesures respirométriques de 30 à 60 jours. Ils varient entre 20 et 70% (Galvez *et al.*, 2012 ; Cayuela *et al.*, 2010a ; Schouten *et al.* 2012).

Enfin, beaucoup de sous-produits animaux sont utilisés comme engrais organiques, dont on peut considérer que leur contribution au stockage de C est faible. Cayuela *et al.* (2010b) montrent en effet que la biodégradabilité de ces produits est généralement importante : 56% du C pour la farine de plume hydrolysée, 41% pour le sang séché, 21% pour la poudre de corne, 58% pour la poudre d'os. Les taux de stockage varieraient entre 40 à 70% du C apporté. Cependant, les doses d'apport étant faibles car calculées sur la base des teneurs en azote élevées de ces produits, les flux de C total apporté sont faibles et donc le stockage additionnel est faible.

3.8.5.4. Impact des filières de traitement amont sur le potentiel amendant des PRO

On a vu que les traitements en amont modifiaient le potentiel amendant des PRO épandus. Dans un objectif de déterminer les meilleures options pour restituer et stocker du C dans les sols, il est intéressant de comparer les effets des modes de traitement amont sur le C restant ensuite dans le sol.

Ainsi Bruun *et al.* (2006) comparent des composts et digestats issus des mêmes biodéchets à l'aide de scénarios simulés avec le modèle Daisy. Après 50 ans, les proportions de C restant dans le sol après apport de compost ou

digestat sont dans les mêmes ordres de grandeurs, entre 20 et 40%, les conditions de scénarios (sols, systèmes de production...) ayant plus d'impacts que les PRO épandus.

Même si le potentiel amendant des digestats ou des composts est supérieur à celui des matières premières initiales, étant donnée la perte de fraction labile au cours des traitements, plusieurs travaux ont cherché à comparer ces potentiels amendants par rapport à la matière première. Thomsen et Christensen (2010) montrent une restitution de C au sol par un maïs fourrage à hauteur de 19%, contre 30% quand il est préalablement digéré par les animaux mais sans prendre en compte la part de C digérée par les animaux. Des travaux plus complets (Thomsen *et al.*, 2013) comparent la part de C retenue lorsque le fourrage est appliqué directement sur le sol, passé dans un méthaniseur, digéré par des animaux ou digéré par des animaux puis passé au méthaniseur. Au final la part de C retenue par le sol est similaire dans tous les scénarios, soit 12 à 14% du C initial des végétaux. En comparant fumier et biochar issu de ces fumiers, Schouten *et al.* (2012) montrent que le facteur de conversion du C des fumiers apportés directement au sol serait de 53 à 55% contre seulement 15% quand ce sont les biochars qui sont apportés. En effet 83% du C des fumiers ont été perdus en amont de la production de biochar (digestion anaérobie puis pyrolyse). Bien que le C des biochars soit beaucoup plus stable que celui des fumiers initiaux, le bilan de C pour les sols serait donc plus intéressant en cas d'apport direct des fumiers initiaux.

3.8.5.5. Autres effets à prendre en compte dans l'évaluation du bilan C complet et du bilan environnemental du retour au sol des PRO

D'autres flux de C sont à prendre en compte pour faire un bilan GES plus complet du retour au sol des PRO : les émissions de gaz à effet de serre après épandage (N₂O), la substitution des engrais minéraux azotés par ces épandages de PRO qui peuvent avoir des coefficients équivalent engrais variant de 0 (cas des biochars par exemple) à 80% (cas des digestats par exemple). Cette substitution des engrais permet d'éviter les émissions liées à la production des engrais azotés, fortement consommatrice d'énergie fossile et donc émettrice de GES (Smith *et al.*, 2007). Ce bilan GES peut être fait à l'échelle de la parcelle ou prendre en compte la filière de traitement amont.

Plus généralement, il est important de prendre en compte les autres effets potentiels liés aux apports de PRO et de faire un bilan environnemental complet de la pratique. Nous citons par exemple : la substitution des engrais P et K, l'amélioration de la structure du sol et une meilleure infiltration, l'augmentation de l'activité biologique... mais également les apports de contaminants minéraux, organiques, des germes pathogènes éventuels... Tous ces effets sont largement détaillés dans le rapport de l'ESCo Mafor (Houot *et al.*, 2014).

3.8.5.6. Conclusion : quelles possibilités d'accroissement des stocks de carbone organique du sol par l'apport au sol de nouvelles sources de carbone exogène ?

La quasi-totalité des effluents d'élevage produits en France retournent au sol et il n'y a donc pas de possibilité d'accroître les stocks de C organique des sols par une mobilisation supplémentaire de ce gisement. On observe cependant qu'une part croissante de ces effluents subit des transformations avant épandage, allant d'une simple séparation de phase à une digestion anaérobie, dont les conséquences sur la composition des produits et le stockage de C après retour au sol doivent être étudiés. D'autres produits organiques comme les boues d'épuration ne reviennent que partiellement au sol, le reste étant incinéré. Sous réserve que l'épandage puisse être fait sans risque de contamination des sols, il y a là un gisement supplémentaire de carbone qui pourrait être mobilisé pour accroître le stockage de C dans les sols. L'analyse bibliographique a par ailleurs confirmé l'intérêt, en termes de stockage additionnel de C, d'autres produits organiques comme les composts et les digestats. Ces produits sont actuellement presque toujours recyclés en agriculture mais les volumes produits sont faibles. La mobilisation de nouvelles ressources comme les biodéchets et les déchets verts et leur transformation par compostage ou méthanisation permettraient d'augmenter les volumes produits et donc le retour au sol. Un chiffrage des volumes mobilisables est nécessaire mais difficile à faire compte tenu de la multiplicité des étapes et facteurs à considérer (réseau de collecte, type de tri, mode de transformation...). L'acceptabilité sociale des scénarios envisagés doit cependant être soigneusement considérée. Enfin l'analyse tout juste esquissée dans le paragraphe précédent montre que la mobilisation de nouvelles ressources organiques pour accroître le retour au sol et le stockage de C a plusieurs conséquences susceptibles d'impacter le bilan gaz à effet de serre global des scénarios envisagés (émissions liées à la collecte et au transport des matières, effets de substitution par éventuelle production d'énergie, modification des apports d'engrais minéraux et des émissions associées, etc.). En termes d'atténuation du changement climatique le chiffrage du stockage additionnel de carbone lié à la mobilisation de ces nouvelles

ressources organiques doit donc être complété par des informations sur les autres postes du bilan gaz à effet de serre global.

Références bibliographiques

- Bamminger, C.; Marschner, B.; Juschke, E., 2014. An incubation study on the stability and biological effects of pyrogenic and hydrothermal biochar in two soils. *European Journal of Soil Science*, 65 (1): 72-82. <http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12074>
- Biederman, L.A.; Harpole, W.S., 2013. Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *Global Change Biology Bioenergy*, 5 (2): 202-214. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12037>
- Bodilis, A.-M.; Trochard, R.; Lechat, G.; Airiaud, A.; Lambert, L.; Hruschka, S., 2015. Impact de l'introduction d'unités de méthanisation à la ferme sur le bilan humique des sols. Analyse sur 10 exploitations agricoles de la région Pays de la Loire. *Fourrages*, 223: 233-239.
- Brown, S.; Kurtz, K.; Bary, A.; Cogger, C., 2011. Quantifying Benefits Associated with Land Application of Organic Residuals in Washington State. *Environmental Science & Technology*, 45 (17): 7451-7458. <http://dx.doi.org/10.1021/es2010418>
- Bruun, E.W.; Ambus, P.; Egsgaard, H.; Hauggaard-Nielsen, H., 2012. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, 46: 73-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.019>
- Bruun, S.; Hansen, T.L.; Christensen, T.H.; Magid, J.; Jensen, L.S., 2006. Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. *Environmental Modeling & Assessment*, 11 (3): 251-265. <http://dx.doi.org/10.1007/s10666-005-9028-0>
- Cayuela, M.L.; Oenema, O.; Kuikman, P.J.; Bakker, R.R.; van Groenigen, J.W., 2010a. Bioenergy by-products as soil amendments? Implications for carbon sequestration and greenhouse gas emissions. *Global Change Biology Bioenergy*, 2 (4): 201-213. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2010.01055.x>
- Cayuela, M.L.; Velthof, G.L.; Mondini, C.; Sinicco, T.; van Groenigen, J.W., 2010b. Nitrous oxide and carbon dioxide emissions during initial decomposition of animal by-products applied as fertilisers to soils. *Geoderma*, 157 (3-4): 235-242. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.04.026>
- Chantigny, M.H.; Angers, D.A.; Beauchamp, C.J., 1999. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. *Soil Science Society of America Journal*, 63 (5): 1214-1221. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1999.6351214x>
- Chaudhary, S.; Dheri, G.S.; Brar, B.S., 2017. Long-term effects of NPK fertilizers and organic manures on carbon stabilization and management index under rice-wheat cropping system. *Soil & Tillage Research*, 166: 59-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.10.005>
- Diacono, M.; Montemurro, F., 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 401-422. <http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009040>
- Dong, X.L.; Singh, B.P.; Li, G.T.; Lin, Q.M.; Zhao, X.R., 2018. Biochar application constrained native soil organic carbon accumulation from wheat residue inputs in a long-term wheat-maize cropping system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 252: 200-207. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.026>
- Galvez, A.; Sinicco, T.; Cayuela, M.L.; Mingorance, M.D.; Fornasier, F.; Mondini, C., 2012. Short term effects of bioenergy by-products on soil C and N dynamics, nutrient availability and biochemical properties. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 160: 3-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.015>
- Ghosh, A.; Bhattacharyya, R.; Meena, M.C.; Dwivedi, B.S.; Singh, G.; Agnihotri, R.; Sharma, C., 2018. Long-term fertilization effects on soil organic carbon sequestration in an Inceptisol. *Soil & Tillage Research*, 177: 134-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2017.12.006>
- Haynes, R.J.; Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (2): 123-137. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1009738307837>
- Hernandez-Soriano, M.C.; Kerre, B.; Goos, P.; Hardy, B.; Dufey, J.; Smolders, E., 2016. Long-term effect of biochar on the stabilization of recent carbon: soils with historical inputs of charcoal. *Global Change Biology Bioenergy*, 8 (2): 371-381. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12250>
- Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Genemont, S.; Giamberini, L.; Helias, A.; Jardé, E.; Lupton, S.; Marron, N.; Menasseri-Aubry, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougou, C.; Parnaudeau, V.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguie, C.; Tibi, A.; Caillaud, M.A.; Girard, F.; Savini, I.; De Marechal, S.; Le Perchec, S., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier : impacts agronomiques, environnementaux, socio économiques Rapport final de l'expertise scientifique collective*. Paris: INRA-CNRS-Irstea, 930 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Expertise-Mafor-effluents-boues-et-dechets-organiques#>
- Janssen, B.H., 1984. A simple method for calculating decomposition and accumulation of young soil organic-matter. *Plant and Soil*, 76 (1-3): 297-304. <http://dx.doi.org/10.1007/bf02205588>
- Janzen, H.H., 1995. The role of long-term sites in agroecological research - A case study. *Canadian Journal of Soil Science*, 75 (1): 123-133. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss95-016>
- Jenkinson, D.S., 1991. The Rothamsted long-term experiments - Are they still of use. *Agronomy Journal*, 83 (1): 2-10. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1991.00021962008300010008x>

- Jimenez, J.; Lei, H.; Steyer, J.P.; Houot, S.; Patureau, D., 2017. Methane production and fertilizing value of organic waste: Organic matter characterization for a better prediction of valorization pathways. *Bioresource Technology*, 241: 1012-1021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.176>
- Katterer, T.; Borjesson, G.; Kirchmann, H., 2014. Changes in organic carbon in topsoil and subsoil and microbial community composition caused by repeated additions of organic amendments and N fertilisation in a long-term field experiment in Sweden. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 189: 110-118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.025>
- Lashermes, G.; Nicolardot, B.; Parnaudeau, V.; Thuriès, L.; Chaussod, R.; Guillotin, M.L.; Linères, M.; Mary, B.; Metzger, L.; Morvan, T.; Tricaud, A.; Villette, C.; Houot, S., 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60 (2): 297-310. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01110.x>
- Linères, M.; Djakovitch, J., 1993. Caractérisation de la stabilité biologique des apports organiques par l'analyse biochimique. *Matières organiques et agricultures. GEMAS-COMIFER, Paris*: 59-68.
- Luffalla, S.; Abiven, S.; Barre, P.; Wiedemeier, D.B.; Christensen, B.T.; Houot, S.; Katterer, T.; Macdonald, A.J.; van Oort, F.; Chenu, C., 2017. Pyrogenic Carbon Lacks Long-Term Persistence in Temperate Arable Soils. *Frontiers in Earth Science*, 5. <http://dx.doi.org/10.3389/feart.2017.00096>
- Maestrini, B.; Nannipieri, P.; Abiven, S., 2015. A meta-analysis on pyrogenic organic matter induced priming effect. *Global Change Biology Bioenergy*, 7 (4): 577-590. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12194>
- Maillard, E.; Angers, D.A., 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 20 (2): 666-679. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12438>
- Marcato, C.E.; Mohtar, R.; Revel, J.C.; Pouech, P.; Hafidi, M.; Guisresse, M., 2009. Impact of anaerobic digestion on organic matter quality in pig slurry. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63 (3): 260-266. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2008.10.001>
- Moller, K., 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (3): 1021-1041. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0284-3>
- Morvan, T.; Nicolardot, B., 2003. Decomposition of soluble compounds obtained after fractionation of different animal wastes. In: Hatch, D.J.; Chadwick, D.R.; Jarvis, S.C.; Roker, J.A., eds. *Controlling N flows and losses: 12th nitrogen workshop, 21-24 September 2003, University of Exeter (UK)*. Wageningen: Wageningen Academic Publishers, 200-202.
- Morvan, T.; Nicolardot, B., 2009. Role of organic fractions on C decomposition and N mineralization of animal wastes in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 45 (5): 477-486. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-009-0355-1>
- Morvan, T.; Nicolardot, B.; Pean, L., 2006. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. *Biology and Fertility of Soils*, 42 (6): 513-522. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-005-0045-6>
- Nkoa, R., 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 473-492. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>
- Pan, W.L.; Port, L.E.; Xiao, Y.; Bary, A.I.; Cogger, C.G., 2017. Soil Carbon and Nitrogen Fraction Accumulation with Long-Term Biosolids Applications. *Soil Science Society of America Journal*, 81 (6): 1381-1388. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2017.03.0075>
- Pansu, M.; Thuries, L., 2003. Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (1): 37-48. [http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717\(02\)00234-1](http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(02)00234-1)
- Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Pages, J., 2004. Relevance of organic matter fractions as predictors of wastewater sludge mineralization in soil. *Journal of Environmental Quality*, 33 (5): 1885-1894. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.1885>
- Parnaudeau, V.; Nicolardot, B.; Robert, P.; Alavoine, G.; Pages, J.; Duchiron, F., 2006. Organic matter characteristics of food processing industry wastewaters affecting their C and N mineralization in soil incubation. *Bioresource Technology*, 97 (11): 1284-1295. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2005.05.023>
- Peltre, C.; Christensen, B.T.; Dragon, S.; Icard, C.; Katterer, T.; Houot, S., 2012. RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology & Biochemistry*, 52: 49-60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.023>
- Peters, K.; Jensen, L.S., 2011. Biochemical characteristics of solid fractions from animal slurry separation and their effects on C and N mineralisation in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 47 (4): 447-455. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-011-0550-8>
- Powelson, D.S.; Bhogal, A.; Chambers, B.J.; Coleman, K.; Macdonald, A.J.; Goulding, K.W.T.; Whitmore, A.P., 2012. The potential to increase soil carbon stocks through reduced tillage or organic material additions in England and Wales: A case study. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 146 (1): 23-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.004>
- Powelson, D.S.; Whitmore, A.P.; Goulding, K.W.T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 42-55. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>
- Robin, D., 1997. Usefulness of organic profiles for evaluating the stable organic matter fraction produced during decomposition in soil and the classification of organic manures. *Agronomie*, 17 (3): 157-171. <http://dx.doi.org/10.1051/agro:19970303>
- Schouten, S.; van Groenigen, J.W.; Oenema, O.; Cayuela, M.L., 2012. 'Bioenergy from cattle manure? Implications of anaerobic digestion and subsequent pyrolysis for carbon and nitrogen dynamics in soil'. *Global Change Biology Bioenergy*, 4 (6): 751-760. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1757-1707.2012.01163.x>
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.C.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.X.; Romanenkov, V.; Schneider, U.; Towprayoon, S., 2007. Policy and technological constraints to

- implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 6-28. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.06.006>
- Smith, P.; Powlson, D.S., 2000. Considering manure and carbon sequestration. *Science*, 287 (5452): 428-429. <http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5452.427e>
- Spokas, K.A., 2010. Review of the stability of biochar in soils: predictability of O:C molar ratios. *Carbon Management*, 1 (2): 289-303. <http://dx.doi.org/10.4155/cmt.10.32>
- Tambone, F.; Genevini, P.; D'Imporzano, G.; Adani, F., 2009. Assessing amendment properties of digestate by studying the organic matter composition and the degree of biological stability during the anaerobic digestion of the organic fraction of MSW. *Bioresource Technology*, 100 (12): 3140-3142. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.02.012>
- Tambone, F.; Scaglia, B.; D'Imporzano, G.; Schievano, A.; Orzi, V.; Salati, S.; Adani, F., 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, 81 (5): 577-583. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.08.034>
- Thomsen, I.K.; Christensen, B.T., 2010. Carbon sequestration in soils with annual inputs of maize biomass and maize-derived animal manure: Evidence from C-13 abundance. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (9): 1643-1646. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.017>
- Thomsen, I.K.; Olesen, J.E.; Moller, H.B.; Sorensen, P.; Christensen, B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology & Biochemistry*, 58: 82-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Wang, J.Y.; Xiong, Z.Q.; Kuzyakov, Y., 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects. *Global Change Biology Bioenergy*, 8 (3): 512-523. <http://dx.doi.org/10.1111/gcbb.12266>
- Wentzel, S.; Schmidt, R.; Piepho, H.P.; Semmler-Busch, U.; Joergensen, R.G., 2015. Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Applied Soil Ecology*, 96: 99-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.015>
- Zavattaro, L.; Bechini, L.; Grignani, C.; van Evert, F.K.; Mallast, J.; Spiegel, H.; Sanden, T.; Pecio, A.; Cervera, J.V.G.; Guzman, G.; Vanderlinden, K.; D'Hose, T.; Ruysschaert, G.; ten Berge, H.F.M., 2017. Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term European field experiments. *European Journal of Agronomy*, 90: 127-138. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2017.07.010>

3.8.6. Autres pratiques : fertilisation minérale, irrigation, chaulage

Auteur : Jérôme Balesdent

Principaux enseignements de cette section :

- *La fertilisation azotée des systèmes limités en azote conduit à un faible stockage additionnel de carbone, et ce uniquement si les résidus aériens sont restitués. Cependant une surfertilisation conduit à un déstockage.*
- *En France, la fertilisation azotée des grandes cultures est généralement excédentaire. Il n'y a pas de marge de manœuvre pour une augmentation des stocks de C par augmentation de la fertilisation.*
- *Le chaulage des sols acides tend à augmenter légèrement les stocks de carbone, notamment via l'augmentation de la production primaire. Il y a cependant un risque d'important déstockage de carbone par chaulage de certains types pédologiques naturellement riches en matières organiques en raison de leurs phases minérales (Acrisols, Umbrisols), y compris en profondeur.*
- *L'irrigation influence la dynamique du carbone du sol via deux processus ayant un effet opposé sur le stockage : l'augmentation de la production primaire, et donc des restitutions de C au sol, et l'augmentation de la vitesse de minéralisation.*
- *L'irrigation des systèmes très déficitaires en eau conduit à un stockage additionnel de carbone.*

Fertilisation, irrigation et chaulage ont été décrits comme affectant significativement le stockage de carbone. Il ne s'agit pas de pratiques binaires (présence/absence), mais d'intensité variable, correspondant à des quantités variables d'intrants dans les itinéraires techniques.

Ces trois pratiques affectent le stockage par plusieurs processus agissant dans des directions opposées, typiquement en augmentant la production primaire et donc les restitutions au sol, mais aussi en affectant la minéralisation des matières organiques. Il en résulte que l'effet dépend des doses et des conditions. Il n'est donc pas possible de fournir des valeurs de stockage moyen associé. Le fait que la littérature mentionne des effets dans les deux directions ne doit pas amener à conclure que le stockage moyen est nul ou négligeable. Il peut y avoir stockage dans certaines conditions et déstockage dans d'autres.

3.8.6.1. Fertilisation minérale azotée

On considère ici uniquement le cas de la fertilisation minérale. La fertilisation organique est traitée dans le cadre de la section précédente (section 3.8.5). En plus d'un apport d'azote, et d'autres éléments minéraux, la fertilisation organique a un effet direct de stockage par apport conjoint de carbone (section 3.8.5).

Processus

Plusieurs processus ayant un effet « stockant » ou « déstockant » peuvent être influencés par l'apport d'azote minéral :

- Une augmentation de la production primaire restituée au sol (effet stockant), modérée par une diminution relative de l'enracinement et de la rhizodéposition, (Kuzyakov et Domanski, 2000 ; Kuzyakov et Schneckenberger, 2004 ; Lu *et al.*, 2011).
- Une légère accélération de la vitesse de biodégradation des résidus (effet déstockant, négligeable sur le long terme)
- Une diminution de la biomasse microbienne (Lu *et al.*, 2011), une accélération de la minéralisation des matières organiques par les microorganismes (Li *et al.*, 2017; Zang *et al.*, 2016), éventuellement l'acidification du sol associée à la nitrification d'apport sous forme de sels l'ammonium ou d'urée ont été décrits comme ayant un effet déstockant
- Une stabilisation à long terme des composés azotés des matières organiques, notamment en présence d'argiles (Bol *et al.*, 2009 ; Kleber *et al.*, 2007) (effet stockant).

La fertilisation globale des écosystèmes naturels par les dépôts azotés atmosphériques (la pollution azotée globale) contribue au stockage actuel de carbone dans les écosystèmes de la planète, y compris les sols (Tipping *et al.*, 2017).

Quantification

Le Tableau 3.8.6-1 résume les résultats de cinq méta-analyses. La fertilisation, comparée à l'absence de fertilisation, tend à stocker du carbone, mais faiblement (plus quelques % relatifs en 10 à 30 ans) et moins qu'en proportion des augmentations de rendement. Alvarez (2005) rapporte que le gain de la fertilisation est nul dans les traitements sans restitution des résidus.

Par ailleurs, l'essai de très longue durée des Morrow Plots aux USA (Khan *et al.*, 2007) montre clairement une perte de carbone due à une surfertilisation de +37 kgN.ha⁻¹an⁻¹, y compris en dessous de 30 cm.

Ainsi plusieurs titres d'articles rapportent que les stocks de carbone augmentent peu avec la fertilisation et diminuent avec la surfertilisation :

- "The myth of Nitrogen fertilization for soil carbon Sequestration" (Khan *et al.*, 2007).
- "Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis" (Lu *et al.*, 2011)
- "Synthetic nitrogen fertilizers deplete soil nitrogen: A global dilemma for sustainable cereal production," (Mulvaney *et al.*, 2009)
- "Decadal Nitrogen Fertilization Decreases Mineral-Associated and Subsoil Carbon" (Shahbaz *et al.*, 2017)
- "The net effect of N fertilizer on SOC is positive when N fertilizer is not applied in large excess" (Russell *et al.*, 2009; David *et al.*, 2010; Powlson *et al.*, 2010)

Tableau 3.8.6-1. Effet net de la fertilisation azotée sur le stockage de carbone en cultures annuelles : moyenne et dispersion de méta-analyses d'essais de longue durée en conditions contrôlées. Valeurs moyennes suivies de la dispersion.

SD = écart-type. CI95 = Intervalle de confiance à 95% de la moyenne. "nd" = non disponible.

Source	Nb de couples	Région/Climat	Profondeur (cm)	Durée (an)	Contrôle (kg N/ha)	Fertilisation (kg N /ha)	$\Delta C = C_{\text{fertilisé}} - C_{\text{contrôle}}$ (tC/ha)	$\Delta C/C_{\text{contrôle}}$ (%)	$\Delta C/t$ (tC/ha/an)
D'après les données de Alvarez, 2005	112	Canada USA MAT 8,5 ± 4,4 °C Pann 658 ±216 mm	27,5 ± 4,8 (SD)	14 ± 10 (SD)	0	105 ± 71	+2,6 ± 4,4 (SD)	nd	+0,19 ± 0,56 (SD)
D'après les données de Lu <i>et al.</i> , 2011	189	Monde Latitudes 40 à 60°	nd; (Co-variable)	nd	0	nd	nd	+4,3% ±8,4% (SD)	
D'après les données de Lu <i>et al.</i> , 2011	151	Monde Latitudes 0 à 40°	nd; (Co-variable)	nd	0	nd	nd	+2,8% ±10,8% (SD)	
D'après les données de Khan <i>et al.</i> , 2007	11	Tempéré US, UK, Canada	0-30	27 ± 17 (SD)	76 ±15 (SD)	157 ± 38 (SD)		+2,3% ±4,9% (SD)	
Zhao <i>et al.</i> , 2015	78	Chine	0-30	25 ± 12 (SD)	0	nd (NPK)	+2,1 ± 0,5 (CI95)		+0,08

En résumé, la fertilisation azotée des systèmes limités en azote conduit à un faible stockage additionnel de carbone, et ce uniquement si les résidus aériens sont restitués. Le stockage additionnel de carbone est moindre que ce qui pourrait être attendu compte tenu de l'augmentation des restitutions de carbone. La surfertilisation déstocke du carbone organique. La synthèse des méta-analyses tend à indiquer un optimum de stockage de carbone à un niveau de fertilisation sous-optimal pour le rendement, comme cela a été décrit pour les prairies.

Modélisation

Les modèles courants prennent en compte l'effet de la fertilisation sur les restitutions de résidus de récolte, mais tendent à surévaluer le stockage, car ils ne prennent pas toujours en compte l'impact du niveau de fertilité azotée sur la répartition du carbone entre parties aériennes et racinaires, ni les effets sur les microorganismes.

Assiette et freins à l'adoption de pratiques stockantes par modification de la fertilisation azotée

En France, la fertilisation azotée des grandes cultures est généralement excédentaire. Il n'y a pas de marge de manœuvre pour une augmentation des stocks de C par augmentation de la fertilisation. Le frein principal à la diminution de la surfertilisation est le risque de perte de rendement. Ce frein a été largement étudié pour d'autres problématiques. L'absence de données chiffrées scientifiquement bien établies sur la relation triple entre dose, rendement et stockage de carbone dans le sol est un frein supplémentaire à l'utilisation de ce levier dans le but de stocker du carbone.

3.8.6.2. Chaulage des sols acides

Le chaulage est une pratique d'amendement, souvent à base de chaux, de calcaire ou de dolomite, destinée à augmenter le pH du sol et à apporter les éléments Ca ou Mg. On distingue généralement deux types de pratiques :

- Le "**chaulage d'entretien**", qui consiste à prévenir la tendance naturelle à l'acidification des sols alcalins, neutres ou faiblement acides (typiquement dont le taux de saturation de la capacité d'échange cationique est >80%). Ces catégories représentent 98% des terres cultivées en France métropolitaines (GisSol 2011, "L'état des sols en France"). Il n'est pas attendu que le chaulage d'entretien modifie les stocks de carbone des sols.
- Le "**chaulage de correction des sols acides**", qui consiste à remonter le pH des sols dont le taux de saturation est <80%. Deux pour cent des terres actuellement cultivées en France sont potentiellement concernées. Cependant, dans le cas de changement d'usage des terres, la majorité des sols forestiers ou de prairies permanentes convertis en cultures est potentiellement concernée.

Processus

La pratique du chaulage a un effet « stockant » ou « déstockant » par deux processus principaux :

- l'augmentation de la production primaire et donc des restitutions de carbone au sol. Les mécanismes sont multiples: augmentation de la disponibilité en Ca, Mg, P ; amélioration des états physiques du sol ; levée de la toxicité aluminique ou métallique de certains sols acides ;
- la modification des temps de résidence du carbone. Ici aussi les mécanismes sont multiples et peuvent jouer dans les deux sens. Plus que le rôle direct du pH sur les microorganismes, qui n'est pas univoque, on note la modification de l'état physique et de la protection, l'augmentation du calcium et de la sorption des matières organiques, ou inversement la déstabilisation des minéraux alumineux ou mal cristallisés fixant le carbone (Paradelo *et al.*, 2015; Rasmussen *et al.*, 2018). Le chaulage des sols acides (pH < 5) peut par ailleurs modifier très significativement la répartition verticale des matières organiques au sein des 30 ou 40 premiers cm, en permettant la colonisation éventuelle par les vers de terre.

Quantification

Le chaulage est une pratique modifiant le sol durablement, de façon lentement réversible (amendement): il n'est donc pas à considérer comme ayant un effet annuel, mais sur plusieurs années. L'étude de Paradelo *et al.* (2015) a fait la synthèse et la méta-analyse des effets nets résultant sur le carbone de nombreuses expérimentations en sols cultivés, prairiaux et forestiers. Le Tableau 3.8.6-2 résume le sous-ensemble des sols sous culture.

Tableau 3.8.6-2. Effet du chaulage sur le stockage de carbone en cultures annuelles : moyenne et dispersion de méta-analyses de 13 essais. Valeurs moyennes suivies de la dispersion. SD = écart-type.

source	Nb de couples	Région/ Climat	Prof moyenne (cm)	Durée moyenne (an)	pH contrôle	Δ pH (chaulé - contrôle)	$\Delta C/C_{\text{contrôle}}$ (%)	$\Delta C/t$ (%/an)
D'après les données de Paradelo <i>et al.</i> , 2015	12	variés	17 ± 3 (SD)	26 (7 à 125)	4,8 $\pm 0,6$ (SD)	+ 1,0 $\pm 0,6$ (SD)	+ 4,1% $\pm 10,2\%$ (SD)	-0,008%(*) $\pm 0,77\%$ (SD)

(*) Les tendances différentes entre moyenne du changement de stock (ΔC) et moyenne du stockage annuel ($\Delta C/t$) correspondent à un déstockage à court terme (essais courts < 10 ans) et un stockage à long terme (essais longs > 15 ans).

L'effet global du chaulage peut être résumé ainsi.

Le chaulage des sols acides tend à augmenter légèrement les stocks de carbone, notamment via l'augmentation de la production primaire. Il y a cependant un risque d'important déstockage de carbone par chaulage de certains types pédologiques naturellement riches en matières organiques en raison de leurs phases minérales: Acrisols, Umbrisols, y compris en profondeur (Bonnard, 2013 ; Rasmussen *et al.*, 2018).

Modélisation

Les modèles courants ne prennent pas en compte l'effet du chaulage sur le carbone organique.

Assiette et freins à l'adoption de pratiques stockantes par chaulage

En France les surfaces redevables d'un chaulage de correction ne représentent qu'environ 2% des sols cultivés. Il n'y a pas de frein majeur à la mise en œuvre de cette pratique qui, en plus d'autres intérêts agronomiques, favorise

un stockage additionnel de C. A noter qu'un chaulage de correction peut concerner 50% des transitions d'usages depuis la forêt ou les prairies permanentes vers la culture. Lors des changements d'usage des terres (conversion de prairies permanentes en cultures ou fourrages annuels, déforestation), le poids du chaulage sur la perte de carbone, qui peut être très importante, mériterait des études complémentaires.

3.8.6.3. Irrigation

En France la surface irrigable (équipée pour l'irrigation) représente de l'ordre de 2,7 millions d'hectares. Cette pratique recouvre une grande diversité de modalités de mise en œuvre, à la fois en terme d'équipement utilisé (asperseur, rampe, goutte à goutte...), de dose et de calendrier d'apports.

Processus

En situation de déficit hydrique, l'apport d'eau par irrigation influence la dynamique du carbone via deux processus majeurs ayant un effet opposé sur le stockage :

- l'augmentation de la production primaire, et donc des restitutions de C au sol par les racines et les résidus de culture, du fait du meilleur statut hydrique de la culture (maïs, ici encore, il est attendu que l'augmentation relative des apports au sol par les racines soit inférieure à celle des rendements)
- l'augmentation de la vitesse de minéralisation du carbone organique. Les effets de l'humidité étant multiplicatifs avec ceux de la température, l'humidité estivale est un déterminant majeur des temps de résidence du carbone. Les dessiccations et réhumectations ont des effets additionnels complexes.

Quantification

L'effet résultant de l'irrigation sur le stockage de carbone (Tableau 3.8.6-3) dépend de l'importance relative de ces deux effets. Zhou *et al.* (2016) rapportent globalement un bilan légèrement positif de l'irrigation sur le stockage de carbone dans le sol et l'interprète comme une compensation presque parfaite entre augmentation de la production primaire et l'augmentation de la vitesse de minéralisation. Le nombre d'essais en sols agricoles reste cependant faible. Il est certain qu'une irrigation sans augmentation notable de la production végétale déstocke du carbone. Dans le cadre du changement climatique, l'impact de la pluviométrie et des sécheresses sur le cycle du carbone est à l'origine d'un nombre croissant d'études aux échelles globales, mais reste mal compris et représenté (Carvalhais, 2014, Mathieu *et al.*, 2015, Sierra *et al.*, 2015).

Tableau 3.8.6-3. Effet net résultant de l'irrigation sur le stockage de carbone: méta-analyse.
Valeurs moyennes suivies de la dispersion. SD = écart-type.

source	Nb de couples	Région/Climat	Prof (cm)	Durée (an)	$\Delta C = C_{\text{irrigué}} - C_{\text{contrôle}}$ (tC/ha)	$\Delta C/C_{\text{contrôle}}$ (%)	$\Delta C/t$ (%/an)
Zhou <i>et al.</i> , 2016	30	Tous écosystèmes	na	5 (1 à 35)	na	+ 1,27% ±15% (CI95)	na
Zhou <i>et al.</i> , 2016	3	croplands	na	Na	na	+10% ±5% (CI95)	na

L'effet global d'irrigation peut être résumé ainsi :

L'irrigation des systèmes très déficitaires en eau conduit à un stockage additionnel de carbone. Le stockage de carbone est cependant moindre que ce qui peut être attendu compte tenu de l'augmentation des rendements et restitutions de carbone. Il est attendu des différents processus en jeu qu'il y ait un optimum de stockage de carbone à un niveau d'irrigation sous-optimal pour le rendement.

Modélisation

Les modèles courants prennent en compte l'effet de l'irrigation sur la production primaire et sur la minéralisation des matières organiques, mais risquent de surestimer l'apport de carbone souterrain par les racines. Les modèles simulant la dynamique du carbone du sol ont tous une paramétrisation de l'effet de l'humidité du sol sur la décomposition. En utilisant le modèle RothC, il a été montré que la compensation du déficit hydrique moyen naturel d'Ile-de-France, pendant 1 mois (juin), deux mois (juin-juillet) ou trois mois (juin juillet août) augmentait la vitesse annuelle de minéralisation de +5%, +18%, +32%, respectivement, ce qui, à flux de carbone entrant identique, tendrait à terme à réduire les stocks organiques d'autant.

Assiette et freins à l'adoption de pratiques favorisant le stockage de C par irrigation

Les freins à l'extension de l'irrigation sont le coût et la compétition croissante pour les usages de l'eau, en particulier en contexte de raréfaction de la ressource du fait du changement climatique.

3.8.6.4. Synthèse, et pistes pour des leviers à plus long terme

Au total l'analyse qui précède ne permet pas d'identifier d'autres pratiques agricoles ayant un effet avéré et majeur sur le stockage de C dans les sols et susceptibles d'être mises en œuvre sur des surfaces importantes en grande culture en France. La fertilisation azotée est en général excédentaire, ce qui ne permet pas d'envisager un stockage additionnel de C par augmentation de la production primaire et des retours au sol de C. L'augmentation du pH dans les sols acides aurait un effet bénéfique sur la production et donc sur le stockage de C mais les surfaces concernées en France sont faibles (2% des surfaces en grande culture). Enfin l'irrigation semble avoir un effet légèrement positif sur le stockage, mais les possibilités d'extension de cette pratique sont fortement contraintes par les disponibilités en eau. Quelques études récentes sur l'effet de pratiques agricoles non conventionnelles sur le carbone du sol suggèrent que d'autres leviers pourraient être mobilisés à l'avenir, en particulier dans un contexte de réduction voire d'abandon des pesticides. Dans le cadre d'une méta-analyse sur l'effet de l'agriculture biologique sur le stockage de C dans les sols, Gattinger *et al.* (2012) ont montré un stockage additionnel de C en agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle non explicable par des apports additionnels de matières organiques. En France Autret *et al.* (2016) observent aussi dans le cadre d'un "essai système", un stockage de 3 tC/ha en 16 ans en agriculture biologique sans apports de matières organiques par rapport à l'agriculture conventionnelle. Ces observations suggèrent un temps de résidence plus long du carbone du sol dans les systèmes biologiques. Plusieurs mécanismes sont suspectés, comme l'effet de la disponibilité en azote sur les décomposeurs, la présence de légumineuses, les apports racinaires (Chirinda, 2012), la faune du sol. Les biocides (fongicides, insecticides) pourraient aussi augmenter la minéralisation des matières organiques en dérégulant les interactions entre champignons et bactéries, en réduisant la prédation des bactéries par les organismes supérieurs (protozoaires, nématodes) ou en réduisant l'association organo-minérale générée par les invertébrés du sol. Il est actuellement prématuré d'en déduire qu'une agriculture sans pesticides permettrait d'accroître le stockage de C dans les sols mais dans un contexte de réduction de l'emploi des produits phytosanitaires l'étude des interactions entre les pratiques de maîtrise des bioagresseurs, la biodiversité tellurique et le stockage de C mérite un effort de recherche plus important.

Références bibliographiques

- Alvarez, R., 2005. A review of nitrogen fertilizer and conservation tillage effects on soil organic carbon storage. *Soil Use and Management*, 21 (1): 38-52. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2005291>
- Autret, B.; Mary, B.; Chenu, C.; Balabane, M.; Girardin, C.; Bertrand, M.; Grandeau, G.; Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 150-164. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
- Bol, R.; Poirier, N.; Balesdent, J.; Gleixner, G., 2009. Molecular turnover time of soil organic matter in particle-size fractions of an arable soil. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23 (16): 2551-2558. <http://dx.doi.org/10.1002/rcm.4124>
- Bonnard, P., 2013. *Interactions organo-minérales des sols : stabilisation de la matière organique, impact de l'usage des terres et processus à nano-échelle*. Thèse AMU, ED Sciences de l'Environnement. Université d'Aix-Marseille.
- Carvalhais, N.; Forkel, M.; Khomik, M.; Bellarby, J.; Jung, M.; Migliavacca, M.; Mu, M.Q.; Saatchi, S.; Santoro, M.; Thurner, M.; Weber, U.; Ahrens, B.; Beer, C.; Cescatti, A.; Randerson, J.T.; Reichstein, M., 2014. Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems. *Nature*, 514 (7521): 213-+. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13731>
- Chirinda, N.; Olesen, J.E.; Porter, J.R., 2012. Root carbon input in organic and inorganic fertilizer-based systems. *Plant and Soil*, 359 (1-2): 321-333. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-012-1208-5>
- David, M.B.; McIsaac, G.F.; Darmody, R.G., 2010. Additional Comments on "Synthetic Nitrogen Fertilizers Deplete Soil Nitrogen: A Global Dilemma for Sustainable Cereal Production," by RL Mulvaney, SA Khan, and TR Ellsworth in the *Journal of Environmental Quality* 2009 38:2295-2314. *Journal of Environmental Quality*, 39 (4): 1526-1527. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2010.0003le>
- Gattinger, A.; Muller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fliessbach, A.; Buchmann, N.; Mader, P.; Stolze, M.; Smith, P.; Scialabba, N.E.H.; Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109 (44): 18226-18231. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1209429109>

- GIS Sols; Antoni, V.; Arrouays, D.; Bispo, A.; Brossard, M.; Le Bas, C.; Stengel, P.; Villanneau, E.; Baize, D.; Blanca, Y.; Boulonne, L., 2011. *L'état des sols de France*. Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Sols, 188 p.
- Khan, S.A.; Mulvaney, R.L.; Ellsworth, T.R.; Boast, C.W.z., 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 36 (6): 1821-1832. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0099>
- Kleber, M.; Sollins, P.; Sutton, R., 2007. A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, 85 (1): 9-24. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-007-9103-5>
- Kuzyakov, Y.; Domanski, G., 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163 (4): 421-431. [http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::aid-jpln421>3.0.co;2-r](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::aid-jpln421>3.0.co;2-r)
- Kuzyakov, Y.; Schneckenberger, K., 2004. Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to soil organic matter formation. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 50 (1): 115-132. <http://dx.doi.org/10.1080/03650340310001627658>
- Li, X.G.; Jia, B.; Lv, J.T.; Ma, Q.J.; Kuzyakov, Y.; Li, F.M., 2017. Nitrogen fertilization decreases the decomposition of soil organic matter and plant residues in planted soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 112: 47-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.018>
- Lu, M.; Zhou, X.H.; Luo, Y.Q.; Yang, Y.H.; Fang, C.M.; Chen, J.K.; Li, B., 2011. Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (1-2): 234-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.010>
- Mathieu, J.A.; Hatte, C.; Balesdent, J.; Parent, E., 2015. Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles. *Global Change Biology*, 21 (11): 4278-4292. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13012>
- Mulvaney, R.L.; Khan, S.A.; Ellsworth, T.R., 2009. Synthetic Nitrogen Fertilizers Deplete Soil Nitrogen: A Global Dilemma for Sustainable Cereal Production. *Journal of Environmental Quality*, 38 (6): 2295-2314. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0527>
- Paradelo, R.; Virto, I.; Chenu, C., 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 202: 98-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.005>
- Powlson, D.S.; Jenkinson, D.S.; Johnston, A.E.; Poulton, P.R.; Glendining, M.J.; Goulding, K.W.T., 2010. Comments on "Synthetic Nitrogen Fertilizers Deplete Soil Nitrogen: A Global Dilemma for Sustainable Cereal Production," by RL Mulvaney, SA Khan, and TR Ellsworth in the *Journal of Environmental Quality* 2009 38:2295-2314. *Journal of Environmental Quality*, 39 (2): 749-752. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2010.0001le>
- Rasmussen, C.; Heckman, K.; Wieder, W.R.; Keiluweit, M.; Lawrence, C.R.; Berhe, A.A.; Blankinship, J.C.; Crow, S.E.; Druhan, J.L.; Pries, C.E.H.; Marin-Spiotta, E.; Plante, A.F.; Schadel, C.; Schimel, J.P.; Sierra, C.A.; Thompson, A.; Wagai, R., 2018. Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content. *Biogeochemistry*, 137 (3): 297-306. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-018-0424-3>
- Russell, A.E.; Cambardella, C.A.; Laird, D.A.; Jaynes, D.B.; Meek, D.W., 2009. Nitrogen fertilizer effects on soil carbon balances in Midwestern US agricultural systems. *Ecological Applications*, 19 (5): 1102-1113. <http://dx.doi.org/10.1890/07-1919.1>
- Shahbaz, M.; Kuzyakov, Y.; Maqsood, S.; Wendland, M.; Heitkamp, F., 2017. Decadal Nitrogen Fertilization Decreases Mineral-Associated and Subsoil Carbon: A 32-Year Study. *Land Degradation & Development*, 28 (4): 1463-1472. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2667>
- Sierra, C.A.; Trumbore, S.E.; Davidson, E.A.; Vicca, S.; Janssens, I., 2015. Sensitivity of decomposition rates of soil organic matter with respect to simultaneous changes in temperature and moisture. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, 7 (1): 335-356. <http://dx.doi.org/10.1002/2014MS000358>
- Tipping, E.; Davies, J.A.C.; Henrys, P.A.; Kirk, G.J.D.; Lilly, A.; Dragosits, U.; Carnell, E.J.; Dore, A.J.; Sutton, M.A.; Tomlinson, S.J., 2017. Long-term increases in soil carbon due to ecosystem fertilization by atmospheric nitrogen deposition demonstrated by regional-scale modelling and observations. *Scientific Reports*, 7. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-02002-w>
- Zang, H.D.; Wang, J.Y.; Kuzyakov, Y., 2016. N fertilization decreases soil organic matter decomposition in the rhizosphere. *Applied Soil Ecology*, 108: 47-53. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.021>
- Zhao, H.; Sun, B.F.; Jiang, L.; Lu, F.; Wang, X.K.; Ouyang, Z.Y., 2015. How can straw incorporation management impact on soil carbon storage? A meta-analysis (vol 20, pg 1545, 2015). *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 20 (8): 1569-1569. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-014-9586-z>
- Zhou, X.H.; Zhou, L.Y.; Nie, Y.Y.; Fu, Y.L.; Du, Z.G.; Shao, J.J.; Zheng, Z.M.; Wang, X.H., 2016. Similar responses of soil carbon storage to drought and irrigation in terrestrial ecosystems but with contrasting mechanisms: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 228: 70-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.030>

3.9. L'agroforesterie, les haies, les bords de champs

Auteurs : Rémi Cardinael, Delphine Mézière

Principaux enseignements de cette section :

- La plantation de 75 arbres/ha sur des terres arables entraîne un stockage additionnel de carbone organique du sol à un taux de 0,25 tC ha⁻¹ an⁻¹
- Les arbres plantés sur des prairies permanentes productives ne modifient pas significativement le stock de carbone organique du sol
- Les haies plantées en bordures de parcelles agricoles permettent de stocker du carbone organique à un taux de 0,75 tC an⁻¹ par ha de surface de haie
- Les bandes enherbées semées en bords de champs s'apparentent à des prairies et stockent pendant les premières années de l'ordre de 0,70 tC an⁻¹ par ha de surface enherbée

3.9.1. Définitions

L'**agroforesterie** est un terme générique qui inclut un ensemble de pratiques agricoles où des arbres sont délibérément associés à des cultures ou à des pâturages, de façon spatiale ou temporelle (Nair, 1985). L'agroforesterie est pratiquée sous diverses formes à travers le monde. En zone tropicale humide, les systèmes les plus courants sont les agroforêts cultivées, les systèmes multi-étages et les *homegardens*. Dans les zones les plus arides, on retrouve les jachères et les parcs, notamment à *Faidherbia albida*. Dans les zones tempérées et méditerranéennes, les pratiques agroforestières ont été progressivement abandonnées au cours du 20^e siècle, notamment pour des raisons liées à la mécanisation. En Europe, seuls quelques systèmes traditionnels où les arbres sont intégrés au sein même de la parcelle subsistent, comme la *dehesa* en Espagne, ou encore les pré-vergers en France. Des systèmes agroforestiers adaptés à la mécanisation ont cependant vu le jour et se développent en France. Il s'agit d'alignements d'arbres à faibles densités (30 à 200 arbres/ha), au sein de parcelles agricoles (**système sylvo-arable**) ou de prairies, souvent pâturées (**système sylvo-pastoral**). Seules ces deux pratiques agroforestières seront étudiées dans le cadre de cette étude.

Les **haies** consistent en des alignements d'arbres et d'arbustes à la périphérie des parcelles agricoles, et sont reconnues pour fournir des nombreux services écosystémiques (Van Vooren *et al.*, 2017).

Les **bandes enherbées** sont des couverts herbacés semés en bords des champs, notamment à proximité des cours d'eau afin de prévenir la fuite de nutriments et de pesticides dans les cours d'eau.

3.9.2. Taux de stockage de carbone organique dans le sol

En **agroforesterie**, mais également pour les **haies**, la quasi-totalité des données existantes sur le stockage de carbone organique du sol (COS) provient d'études « synchroniques », c'est-à-dire qui comparent les stocks de carbone entre une parcelle agroforestière et une parcelle agricole adjacente, qualifiée de parcelle témoin ou de référence. Très peu d'études ont quantifié l'évolution des stocks de carbone du sol sur une même parcelle depuis la plantation des arbres (approche diachronique).

Plusieurs synthèses et méta-analyses récentes démontrent de façon générale, que les systèmes agroforestiers mis en place sur des parcelles agricoles, permettent d'augmenter les stocks de COS (Lorenz et Lal, 2014 ; Kim *et al.*, 2016 ; De Stefano et Jacobson, 2017 ; Feliciano *et al.*, 2018 ; Cardinael *et al.*, 2018 ; Chatterjee *et al.*, 2018 ; Shi *et al.*, 2018).

Nous avons ici recensé les études publiées sur l'effet des systèmes sylvo-arables, sylvo-pastoraux, des haies et des bandes enherbées sur le stockage de carbone dans les sols (Tableaux 3.9-1 à 3.9-4, en Annexe), pour des systèmes et climats relativement comparables à ceux observés en France, c'est-à-dire en Europe et en Amérique du Nord (Figure 3.9-1). Les études retenues doivent permettre d'estimer des taux de stockage de carbone, et ne doivent pas simplement présenter des stocks de carbone en agroforesterie et dans le témoin, il faut donc que l'âge

du système soit connu. C'est souvent une difficulté, notamment dans le cas des haies bocagères, où l'âge de mise en place est rarement connu (Walter *et al.*, 2003 ; Follain *et al.*, 2007).

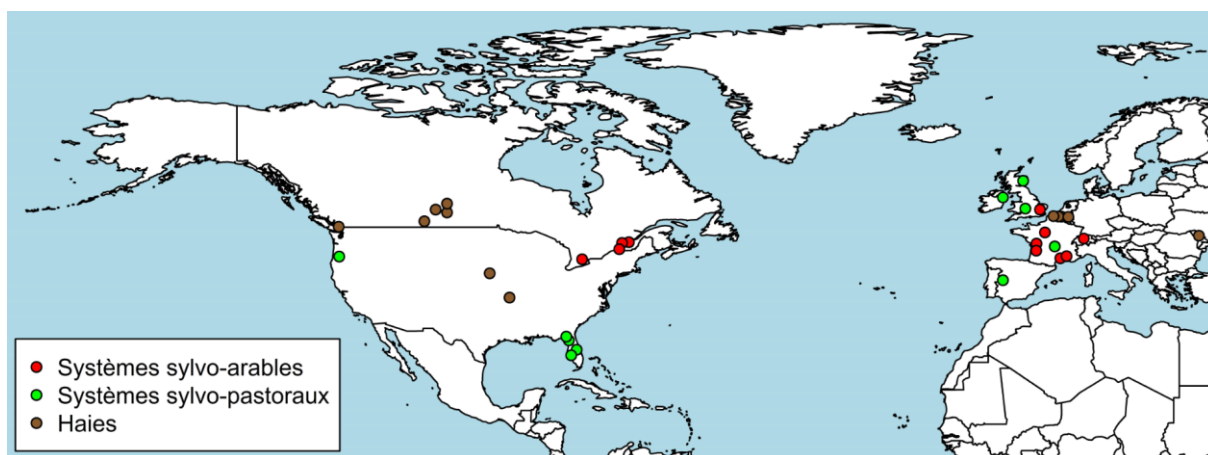


Figure 3.9-1. Localisation géographique des études publiées et retenues pour cette étude, sur l'effet des systèmes sylvo-arables, sylvo-pastoraux, et des haies sur le carbone organique du sol. Les sites correspondent aux données des Tableaux 3.9-1 à 3.9-3.

La synthèse du **Tableau 3.9-1** montre un taux moyen de stockage de COS de **0,25 tC ha⁻¹ an⁻¹** pour les **systèmes sylvo-arables**, pour une profondeur moyenne de 36,4 cm, une densité moyenne de 182 arbres/ha, et pour un âge moyen de 15,8 ans (Figure 3.9-2). Cette valeur est donc très proche, et valide celle considérée lors de la dernière expertise INRA portant sur la réduction des gaz à effet de serre en agriculture, puisque ce rapport avait estimé un taux moyen de 0,30 (0,03-0,41) tC ha⁻¹ an⁻¹ à partir des quelques publications disponibles à l'époque (Chenu *et al.*, 2014).

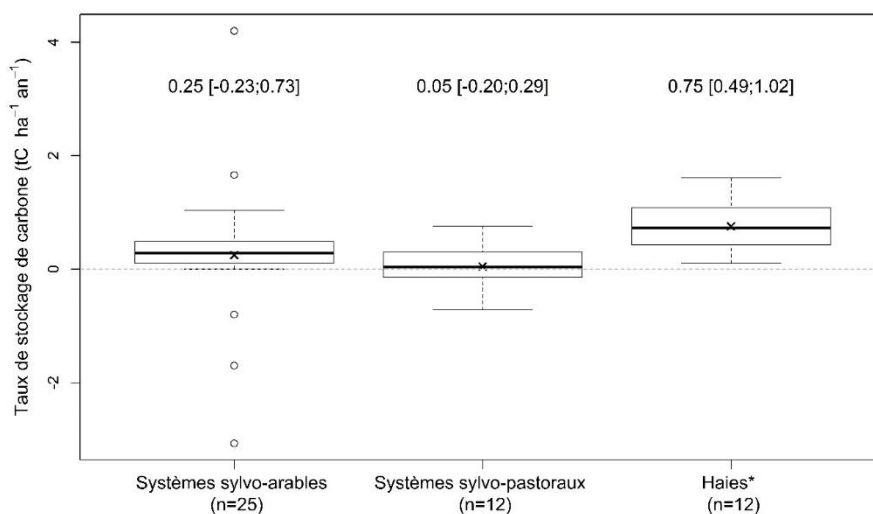


Figure 3.9-2. Taux de stockage de carbone organique du sol estimés à partir des données issues des Tableaux 3.9-1 à 3.9-3. Sont présentées les valeurs moyennes et l'intervalle de confiance à 95% pour chacun des systèmes considérés. Les croix représentent la valeur moyenne. * Pour les haies, les taux de stockage de carbone sont présentés par hectare de haie, et pas par hectare de SAU comme pour les autres systèmes.

Une étude récente menée en France sur cinq **parcelles sylvo-arables** a montré un taux moyen de stockage de COS de 0,24 (min 0,09 - max 0,46) tC ha⁻¹ an⁻¹ sur une profondeur de 0-30 cm (Cardinael *et al.*, 2017), avec une densité moyenne de 75 arbres/ha, et un âge moyen de 17,8 ans. Un stockage de carbone additionnel peut également être observé dans les horizons plus profonds, jusqu'à un mètre de profondeur (Cardinael *et al.*, 2015a; Shi *et al.*, 2018).

Pour les **systèmes sylvo-pastoraux**, **aucun effet significatif** de la plantation d'arbres sur des prairies permanentes n'a été observé pour le COS. En effet, le taux de stockage moyen est estimé à 0,05 tC ha⁻¹ an⁻¹ mais

avec un intervalle de confiance compris entre $-0,20$ et $0,29 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ces chiffres correspondent à une profondeur moyenne de $42,9 \text{ cm}$, une densité moyenne de 272 arbres/ha , et à un âge moyen de $25,3 \text{ ans}$ (Figure 3.9-2, Tableau 3.9-2). En revanche, cette absence de stockage de carbone additionnel dans les systèmes sylvopastoraux, est très loin de l'estimation qui avait été faite lors de cette précédente expertise INRA, où les auteurs, en l'absence de données publiées, avaient fait l'hypothèse d'un stockage additionnel équivalent à celui observé dans les systèmes sylvo-arables ($0,30 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) (Chenu *et al.*, 2014). Certains auteurs ont cependant observé un stockage de carbone plus en profondeur dans ces systèmes sylvo-pastoraux (Cardinael *et al.*, 2017).

Dans le cas des **haies**, le taux de stockage de COS est exprimé par hectare de haies, et non pas par hectare de SAU (Figure 3.9-2). Ce taux doit ensuite être pondéré par la surface effectivement occupée par les haies, dans le cas de parcelles agricoles ou de prairies. Celui-ci atteint **$0,75 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$** pour les études retenues, avec un intervalle de confiance compris entre $0,49$ et $1,02 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Ces chiffres correspondent à une profondeur moyenne de $38,8 \text{ cm}$, une densité moyenne de 739 arbres/km , et à un âge moyen de $26,6 \text{ ans}$ (Figure 3.9-2, Tableau 3.9-3).

Dans le Nord et l'Ouest de la France, on peut trouver des « haies » assez particulières, puisqu'il s'agit de plantations de peupliers ou de saules très espacés en bords de champs, donc les branches sont régulièrement recepées pour faire du bois de chauffage (« arbres têtards » ou « trognes »). Une étude récente, menée en Belgique, montre un taux de stockage de COS de $0,27 \pm 0,10 \text{ tC ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (sur $0-23 \text{ cm}$, et un âge moyen de $25,5 \text{ ans}$) dans ces systèmes où les arbres sont plantés tous les 8 m , c'est-à-dire des taux de stockage proches de ceux observés dans les systèmes sylvo-arables (Pardon *et al.*, 2017).

Seulement deux études se sont spécifiquement intéressées à l'impact des **bandes enherbées** sur le carbone du sol (Tableau 3.9-4). Le potentiel de ces systèmes en termes de stockage de COS a néanmoins déjà été estimé à l'échelle d'un territoire (en Grande-Bretagne), en utilisant des estimations à dire d'experts (Falloon *et al.*, 2004). Cependant, l'implantation de bandes enherbées en bordure de champ s'apparente à l'implantation de prairie, nous renvoyons les lecteurs à la section traitant de cette thématique.

3.9.3. Dynamique du carbone organique sur le court et long-terme

Dans les **systèmes sylvo-arables** tempérés, les arbres sont plantés en alignements permettant le passage de machines agricoles. Dans la majorité des cas, l'espace entre les arbres sur les lignes d'arbres, est occupé par de la végétation herbacée, spontanée ou semée, constituant des bandes enherbées. Ce linéaire sous-arboré joue un rôle majeur dans le stockage de COS dans ces systèmes, notamment dans les parcelles jeunes (Cardinael *et al.*, 2017). Les premières années suivant la plantation des arbres, l'impact de ceux-ci sur les stocks de COS est très limité du fait de leur taille et de leur faible densité par hectare. En revanche, la végétation herbacée sous arborée permet rapidement d'augmenter les stocks de carbone du sol (Cardinael *et al.*, 2017). Les alignements d'arbres induisent donc directement (apport de matières organiques issues des arbres) et indirectement (végétation herbacée sous-arborée) une distribution hétérogène du carbone dans la parcelle. Les stocks de COS les plus importants sont ainsi observés à proximité des arbres plutôt qu'au milieu de l'inter-rang cultivé (Cardinael *et al.*, 2015). La gestion de la végétation sous-arborée des systèmes sylvo-arables (semis ou couverture spontanée, fauche ou non, etc.) semble cruciale pour le stockage de COS, mais elle l'est également pour d'autres aspects dont le salissement des parcelles ou le maintien des auxiliaires de culture notamment. Ces problématiques rejoignent celles de la gestion des bandes enherbées ou d'autres habitats semi-naturels jouxtant les espaces cultivés.

La croissance des arbres agroforestiers est généralement plus rapide qu'en forêt du fait de la faible compétition intra-spécifique et des intrants agricoles (Balandier et Dupraz, 1999). Leur contribution individuelle au stockage de COS est d'autant plus rapide. Les systèmes sylvo-arables mis en place sur des parcelles agricoles devraient permettre de stocker du COS durant toute la croissance des arbres (50 ans pour du noyer par exemple) car les stocks de COS des parcelles agricoles sont généralement bas et loin de leur saturation (Figure 3.9-3). La question se pose lors de la coupe des arbres. Il est certain que le carbone stocké sera déstocké si la parcelle est de nouveau convertie en parcelle agricole classique. Même si le sol a atteint un nouvel équilibre et que les stocks de COS n'augmentent plus, la conservation des stocks de COS acquis nécessite le maintien d'une pratique stockante équivalente sur la parcelle. Ceci est d'autant plus vrai qu'une étude récente en France a montré que la majorité du

carbone récent stocké en système sylvo-arable l'est sous forme de matières organiques particulières, c'est-à-dire de matières organiques de petites tailles et en cours de décomposition, mais sans stabilisation particulière avec les minéraux du sol (Cardinael *et al.*, 2015).

Faute d'élagage naturel comme en forêt, du fait de la faible densité d'arbres en agroforesterie, ceux-ci doivent être élagués, notamment pour former du bois d'œuvre, mais aussi pour limiter la compétition avec les cultures et faciliter le passage des machines agricoles. La gestion des résidus de tailles peut également être un levier permettant d'augmenter le stockage de COS, notamment si ceux-ci sont broyés et apportés au sol sous forme de bois raméal fragmenté.

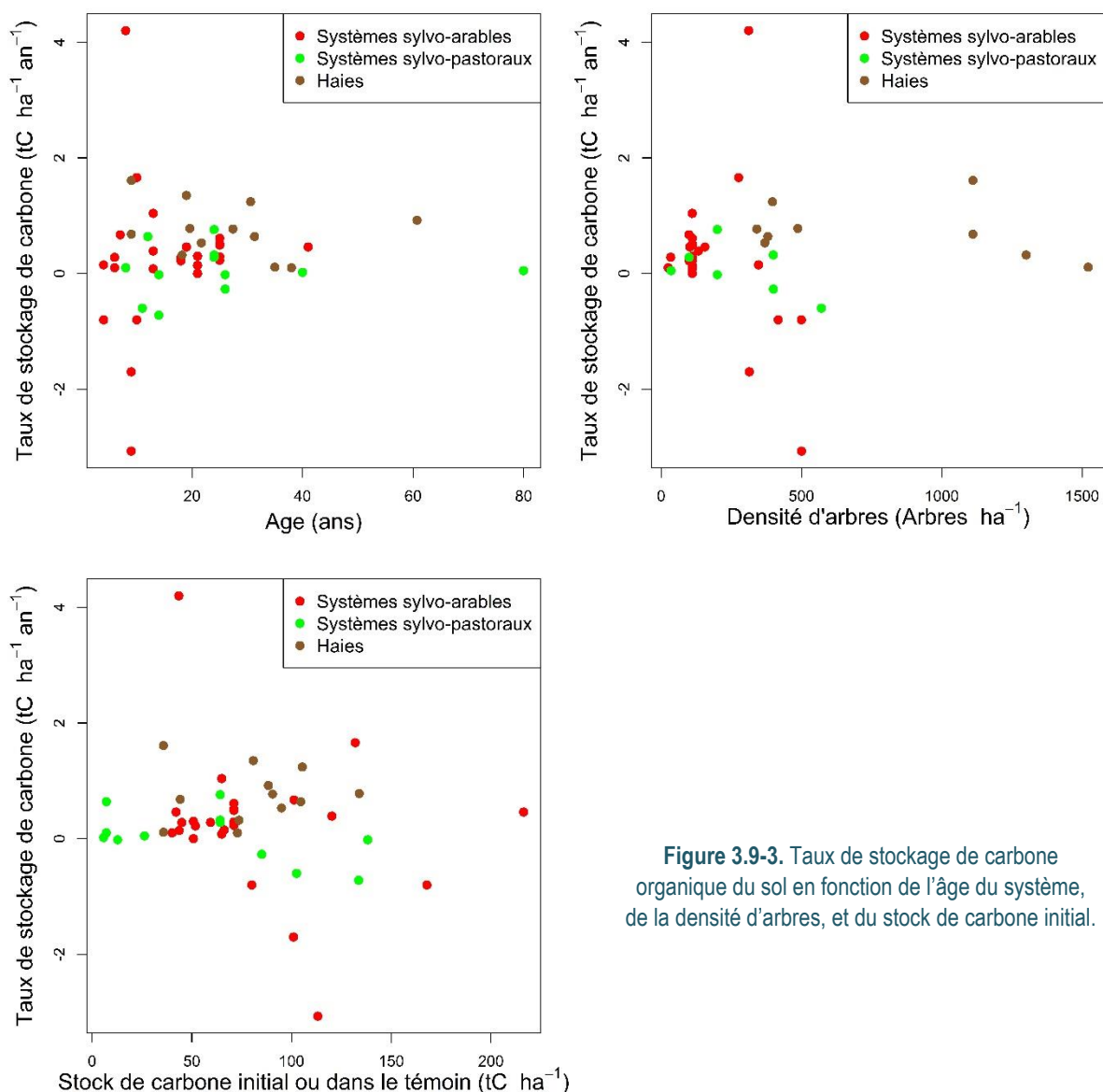


Figure 3.9-3. Taux de stockage de carbone organique du sol en fonction de l'âge du système, de la densité d'arbres, et du stock de carbone initial.

3.9.4. Processus sous-jacents

Différents processus permettent d'expliquer l'impact positif des **systèmes sylvo-arables** sur le stockage de COS. Ces systèmes sont généralement très productifs, et optimisent de manière plus efficace que les monocultures les différentes ressources du milieu, notamment l'eau, les nutriments et l'énergie lumineuse. Il en résulte une production de biomasse accrue. Les surfaces équivalentes d'assolement (SEA) sont très souvent supérieures à 1, ces systèmes produisent donc plus de biomasse par hectare qu'un assolement séparant les arbres et les cultures. Une partie de cette biomasse produite va retourner au sol (chute des feuilles, renouvellement des racines) et

enrichir son statut organique. Cette augmentation des entrées de matières organiques au sol, notamment racinaires, est le principal facteur permettant d'expliquer le stockage de COS dans ces systèmes (Cardinael *et al.*, 2018), mais ce processus est également valable pour les **haies** et les **bandes enherbées**. Il faut cependant noter que les données de SEA en agroforesterie sont extrêmement rares dans la littérature scientifique, car il est nécessaire d'attendre la coupe des arbres pour pouvoir l'estimer sur l'ensemble de la durée du cycle.

Les alignements d'arbres dans les **systèmes sylvo-arables** peuvent permettre de réduire le ruissellement de l'eau et améliorer son infiltration (Anderson *et al.*, 2009), ce qui peut avoir un effet bénéfique sur l'érosion des sols en limitant les pertes de matières. Dans ce cas, il s'agit d'un stockage de COS apparent à l'échelle de la parcelle, mais ce processus n'influence pas les stocks totaux de COS à l'échelle du paysage, il agit sur leur distribution spatiale. Dans le cas de parcelles sujettes à l'érosion, il faut donc veiller à bien quantifier et à dissocier le stockage apparent du stockage vrai. Cet effet anti-érosif est également observé pour les **haies** (Follain *et al.*, 2007) et les **bandes enherbées**.

Différents processus biologiques et écologiques ont également un rôle important sur la dynamique des matières organiques des sols (MOS) en agroforesterie, mais leur impact respectif sur le stockage de COS reste à quantifier. Plusieurs études ont notamment montré une stabilité accrue des agrégats du sol en **agroforesterie** (Udawatta *et al.*, 2008), mais également dans les **haies** ou les **bandes enherbées**, ce qui devrait permettre une meilleure stabilisation et protection du carbone. L'abondance et la diversité des vers de terre sont également plus élevées en agroforesterie que dans les parcelles agricoles (Hauser, 1993 ; Price et Gordon, 1999 ; Cardinael *et al.*, 2019), or cette macrofaune joue un rôle crucial dans le cycle des nutriments et des MOS. Pour les **systèmes sylvo-arables**, la compétition induite par les cultures associées provoque un enracinement en profondeur des arbres (Cardinael *et al.*, 2015). Du carbone est donc injecté en profondeur par l'exsudation et la mortalité des racines (Germon *et al.*, 2016 ; Cardinael *et al.*, 2018). De nombreuses questions se posent quant à son devenir. Les conditions sont théoriquement plus propices à la stabilisation du carbone, les surfaces des argiles sont moins saturées en carbone, l'oxygène est moins présent et les microorganismes moins abondants. En revanche, l'apport de matières organiques fraîches via les racines peut stimuler l'activité microbienne et entraîner une co-dégradation des matières organiques anciennes, un processus nommé « priming effect ». Ce processus peut potentiellement limiter la capacité des **systèmes agroforestiers** à stocker du carbone en profondeur (Cardinael *et al.*, 2018).

En ce qui concerne les **systèmes sylvo-pastoraux** tempérés, la plantation d'arbres à faible densité sur des prairies permanentes ne semble par fortement influencer les stocks de carbone du sol. Les sols sous prairies sont déjà très riches en matières organiques, et probablement proches de leur capacité maximale de stockage. La situation est probablement différente s'il s'agit de prairies ou de pâturages dégradés, mais l'on considère ici que la majorité des prairies en France sont productives et en bon état. Cela ne veut pas dire qu'il n'est pas intéressant de planter des arbres dans des prairies dans un but d'atténuation du changement climatique, car du carbone est néanmoins stockés dans les biomasses aériennes et souterraines des arbres.

3.9.5. Modélisation de la dynamique du COS en agroforesterie

La modélisation de la dynamique des matières organiques des sols dans les **systèmes sylvo-arables**, **sylvo-pastoraux**, et les **haies** est complexe, notamment du fait de l'hétérogénéité spatiale de ces systèmes, des interactions arbres/cultures, de la diversité des litières produites, du microclimat induit par les arbres, etc. Le modèle CENTURY a été utilisé sur des parcelles agroforestières aux Canada et Costa Rica, mais avec des hypothèses très simplifiées, et sur l'horizon superficiel du sol (Oelbermann et Voroney, 2011). Très récemment, le modèle RothC a été intégré au modèle Yield-SAFE, permettant de modéliser la production de biomasse aérienne de façon simplifiée dans les systèmes agroforestiers (Palma *et al.*, 2017). Le modèle RothC a également récemment été couplé au modèle Landsoil afin de modéliser la redistribution du carbone notamment par érosion à l'échelle d'un paysage, ici de type bocage (Lacoste *et al.*, 2016). Le modèle CARBOSAF a aussi été proposé pour prendre en compte les horizons profonds des sols impactés par l'agroforesterie, ainsi que la distance aux arbres (Cardinael *et al.*, 2018). Dans le modèle Hi-SAFE, le modèle STICS a quant à lui été couplé à un module arbres, permettant de simuler les systèmes sylvo-arables. Enfin, l'intégration des plantes pérennes dans les modèles de cultures comme APSIM est en cours, et devrait permettre de simuler les interactions arbres/cultures/sols dans un futur proche (Luedeling *et al.*, 2016). Ces modèles pourraient à la fois être utilisés pour l'**agroforesterie**, mais également pour les **haies**.

3.9.6. Conclusion : adoption et potentialité de développement en France

Les modèles retenus dans le cadre de cette étude, à savoir STICS pour les cultures annuelles, et PASIM pour les prairies, ne permettent pas encore de modéliser le stockage de carbone dans les systèmes intégrant des plantes pérennes ligneuses. Ainsi, pour estimer les potentialités de stockage de COS liés à la plantation d'arbres dans des parcelles agricoles ou des prairies, nous proposons les valeurs moyennes suivantes, en se basant sur la présente étude bibliographique :

- **Systèmes sylvo-arables : 0,25 tC ha⁻¹ an⁻¹** (par hectare de SAU)
- **Systèmes sylvo-pastoraux : 0 tC ha⁻¹ an⁻¹** (par hectare de SAU)
- **Haies : 0,75 tC ha⁻¹ an⁻¹** (par hectare de haie)

L'agroforesterie bénéficie d'un engouement certain depuis quelques années. Si le ministère de l'Agriculture encourage cette dynamique, avec notamment un Plan de développement de l'Agroforesterie lancé en 2015, l'adoption de l'agroforesterie reste encore limitée. En 2014, une enquête menée auprès de l'Association Française d'Agroforesterie (AFAF), de l'Association Française Arbres Champêtres et Agroforesterie (Afac-Agroforesteries), et du bureau d'étude Agroof, faisait état de 3 000 à 3 500 hectares plantés entre 2007/2008 et 2012/2013. Cela correspond à **500 à 600 hectares plantés par an**. En 2016, 5 200 ha d'agroforesterie intraparcellaire (toutes filières agricoles confondues) ont été déclarés à la PAC en France au titre de la mesure communautaire 222 d'aide à l'implantation de l'agroforesterie (MAA, communication personnelle). Les associations estiment cependant que la moitié seulement des surfaces plantées ont été subventionnées, ce qui porterait la surface totale de plantation agroforestière à 10 000 ha environ. En ce qui concerne les haies, le dernier inventaire forestier national comptait environ 503 300 ha (IFN 2010). Les experts estiment que la tendance serait à la régression (source : Solagro, Afac-Agroforesteries). La création d'un Observatoire National du Bocage, porté par l'IGN et l'ONCFS, est en cours et devrait permettre prochainement d'obtenir par télédétection des chiffres plus fiables.

Les modalités de reconnaissance (pilier 1) et de soutien (pilier 2) à l'agroforesterie de la PAC, peu incitatives à l'heure actuelle, pourraient évoluer prochainement en faveur de l'implantation d'arbres dans les parcelles, ce qui pourrait se traduire par une dynamique d'adoption plus élevée. De la même manière que pour l'agroforesterie, des modifications de la PAC (notamment des BCAE actuelles) pourraient inverser la tendance pour les haies.

Dans le cadre de l'expertise INRA (Pellerin *et al.*, 2013), l'AMT était estimée à 3,9 Mha pour les systèmes sylvo-arables, et à 1,98 Mha pour les systèmes sylvo-pastoraux (Lorenz et Lal, 2014). Les surfaces potentiellement compatibles avec l'implantation de haies étaient estimées à 12,1 Mha (7,6 Mha en grandes cultures, et 4,5 en prairies). Pour l'agroforesterie, 2 scénarios de développement avaient été proposés : 4% et 10% de l'AMT en 2030 (en partant de 2 000 ha en 2010). Dans le scénario le plus pessimiste, cela correspondrait à un taux de plantation de 11 700 ha an⁻¹ pour l'agroforesterie, et dans le plus optimiste à 29 400 ha an⁻¹, c'est-à-dire des taux 15 à 50 fois plus élevés qu'actuellement ! Une multiplication par 4 à 5 des taux d'adoption actuels ne permettrait d'atteindre que 1% de l'AMT pour l'agroforesterie. Il faudra donc des politiques publiques très incitatives pour faire décoller l'adoption à large échelle de l'agroforesterie.

Le projet de recherche PotA-GE (2017-2020) actuellement mené par l'INRA et l'Université de Lorraine, et financé par l'ADEME devrait apporter des éléments nouveaux quant aux scénarios de développement de l'agroforesterie à l'échelle d'un territoire.

Références bibliographiques

- Anderson, S.H.; Udawatta, R.P.; Seobi, T.; Garrett, H.E., 2009. Soil water content and infiltration in agroforestry buffer strips. *Agroforestry Systems*, 75 (1): 5-16. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-008-9128-3>
- Balandier, P.; Dupraz, C., 1998. Growth of widely spaced trees. A case study from young agroforestry plantations in France. *Agroforestry Systems*, 43 (1-3): 151-167. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1026480028915>
- Bambrick, A.D.; Whalen, J.K.; Bradley, R.L.; Cogliastro, A.; Gordon, A.M.; Olivier, A.; Thevathasan, N.V., 2010. Spatial heterogeneity of soil organic carbon in tree-based intercropping systems in Quebec and Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 79 (3): 343-353. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-010-9305-z>

- Beckert, M.R.; Smith, P.; Lilly, A.; Chapman, S.J., 2016. Soil and tree biomass carbon sequestration potential of silvopastoral and woodland-pasture systems in North East Scotland. *Agroforestry Systems*, 90 (3): 371-383. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-015-9860-4>
- Cardinael, R.; Chevallier, T.; Barthes, B.G.; Saby, N.P.A.; Parent, T.; Dupraz, C.; Bernoux, M.; Chenu, C., 2015a. Impact of alley cropping agroforestry on stocks, forms and spatial distribution of soil organic carbon - A case study in a Mediterranean context. *Geoderma*, 259: 288-299. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.06.015>
- Cardinael, R.; Chevallier, T.; Cambou, A.; Beral, C.; Barthes, B.G.; Dupraz, C.; Durand, C.; Kouakoua, E.; Chenu, C., 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 236: 243-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>
- Cardinael, R.; Guenet, B.; Chevallier, T.; Dupraz, C.; Cozzi, T.; Chenu, C., 2018. High organic inputs explain shallow and deep SOC storage in a long-term agroforestry system - combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences*, 15 (1): 297-317. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-15-297-2018>
- Cardinael, R.; Hoeffner, K.; Chenu, C.; Chevallier, T.; Beral, C.; Dewisme, A.; Cluzeau, D., 2019. Spatial variation of earthworm communities and soil organic carbon in temperate agroforestry. *Biology and Fertility of Soils*, 55 (2): 171-183. <http://dx.doi.org/10.1007/s00374-018-1332-3>
- Cardinael, R.; Mao, Z.; Prieto, I.; Stokes, A.; Dupraz, C.; Kim, J.H.; Jourdan, C., 2015b. Competition with winter crops induces deeper rooting of walnut trees in a Mediterranean alley cropping agroforestry system. *Plant and Soil*, 391 (1-2): 219-235. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2422-8>
- Cardinael, R.; Thevathasan, N.; Gordon, A.; Clinch, R.; Mohammed, I.; Sidders, D., 2012. Growing woody biomass for bioenergy in a tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 86 (2): 279-286. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-012-9572-y>
- Cardinael, R.; Umulisa, V.; Toudert, A.; Olivier, A.; Bockel, L.; Bernoux, M., 2018. Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems. *Environmental Research Letters*, 13 (12). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aaeb5f>
- Cardinali, A.; Carletti, P.; Nardi, S.; Zanin, G., 2014. Design of riparian buffer strips affects soil quality parameters. *Applied Soil Ecology*, 80: 67-76. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.04.003>
- Chatterjee, N.; Nair, P.K.R.; Chakraborty, S.; Nair, V.D., 2018. Changes in soil carbon stocks across the Forest-Agroforest-Agriculture/Pasture continuum in various agroecological regions: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 266: 55-67. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.07.014>
- Chenu, C.; Klumpp, K.; Bispo, A.; Angers, D.; Colnenne, C.; Metay, A., 2014. Stocker du carbone dans les sols agricoles : évaluation de leviers d'action pour la France. *Innovations Agronomiques*, 37: 23-37. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01173319/>
- De Stefano, A.; Jacobson, M.G., 2017. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agroforestry Systems*. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-017-0147-9>
- Dhillon, G.S.; Van Rees, K.C.J., 2017. Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science*, 97 (3): 394-409. <http://dx.doi.org/10.1139/cjss-2016-0094>
- Falloon, P.; Powelson, D.; Smith, P., 2004. Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study. *Soil Use and Management*, 20: 240-247. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2004236>
- Feliciano, D.; Ledo, A.; Hillier, J.; Nayak, D.R., 2018. Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 254: 117-129. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.032>
- Follain, S.; Walter, C.; Legout, A.; Lemerrier, B.; Dutin, G., 2007. Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. *Geoderma*, 142 (1-2): 80-95. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.002>
- Fornara, D.A.; Olave, R.; Burgess, P.; Delmer, A.; Upson, M.; McAdam, J., 2017. Land use change and soil carbon pools: evidence from a long-term silvopastoral experiment. *Agroforestry Systems*. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-017-0124-3>
- Germon, A.; Cardinael, R.; Prieto, I.; Mao, Z.; Kim, J.; Stokes, A.; Dupraz, C.; Laclau, J.P.; Jourdan, C., 2016. Unexpected phenology and lifespan of shallow and deep fine roots of walnut trees grown in a silvoarable Mediterranean agroforestry system. *Plant and Soil*, 401 (1-2): 409-426. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-015-2753-5>
- Haile, S.G.; Nair, P.K.R.; Nair, V.D., 2008. Carbon storage of different soil-size fractions in Florida silvopastoral systems. *Journal of Environmental Quality*, 37 (5): 1789-1797. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq2007.0509>
- Hauser, S., 1993. Distribution and activity of earthworms and contribution to nutrient recycling in alley cropping. *Biology and Fertility of Soils*, 15 (1): 16-20. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00336282>
- Howlett, D.S.; Moreno, G.; Losada, M.R.M.; Nair, P.K.R.; Nair, V.D., 2011. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of Environmental Monitoring*, 13 (7): 1897-1904. <http://dx.doi.org/10.1039/c1em10059a>
- Kim, D.G.; Kirschbaum, M.U.F.; Beedy, T.L., 2016. Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 226: 65-78. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.011>
- Lacoste, M.; Viaud, V.; Michot, D.; Walter, C., 2016. Model-based evaluation of impact of soil redistribution on soil organic carbon stocks in a temperate hedgerow landscape. *Earth Surface Processes and Landforms*, 41 (11): 1536-1549. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.3925>
- Lorenz, K.; Lal, R., 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (2): 443-454. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0212-y>

- Luedeling, E.; Smethurst, P.J.; Baudron, F.; Bayala, J.; Huth, N.I.; van Noordwijk, K.; Ong, C.K.; Mulia, R.; Lusiana, B.; Muthuri, C.; Sinclair, F.L., 2016. Field-scale modeling of tree-crop interactions: Challenges and development needs. *Agricultural Systems*, 142: 51-69. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.005>
- Nair, P.K.R., 1985. Classification of agroforestry systems. *Agroforestry Systems*, 3 (2): 97-128. <http://dx.doi.org/10.1007/bf00122638>
- Oelbermann, M.; Voroney, R.P., 2011. An evaluation of the century model to predict soil organic carbon: examples from Costa Rica and Canada. *Agroforestry Systems*, 82 (1): 37-50. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-010-9351-6>
- Oelbermann, M.; Voroney, R.P.; Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M.; Kass, D.C.L.; Schlonvoigt, A.M., 2006. Soil carbon dynamics and residue stabilization in a Costa Rican and southern Canadian alley cropping system. *Agroforestry Systems*, 68 (1): 27-36. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-5963-7>
- Palma, J.H.N.; Crous-Duran, J.; Graves, A.R.; de Jalon, S.G.; Upson, M.; Oliveira, T.S.; Paulo, J.A.; Ferreira-Domínguez, N.; Moreno, G.; Burgess, P.J., 2017. Integrating belowground carbon dynamics into Yield-SAFE, a parameter sparse agroforestry model. *Agroforestry Systems*. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-017-0123-4>
- Pardon, P.; Reubens, B.; Reheul, D.; Mertens, J.; De Frenne, P.; Coussement, T.; Janssens, P.; Verheyen, K., 2017. Trees increase soil organic carbon and nutrient availability in temperate agroforestry systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 247: 98-111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.018>
- Paudel, B.R.; Udawatta, R.P.; Kremer, R.J.; Anderson, S.H., 2012. Soil quality indicator responses to row crop, grazed pasture, and agroforestry buffer management. *Agroforestry Systems*, 84 (2): 311-323. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-011-9454-8>
- Peichl, M.; Thevathasan, N.; Gordon, A.M.; Huss, J.; Abohassan, R.A., 2006. Carbon sequestration potentials in temperate tree-based intercropping systems, southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 66 (3): 243-257. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-005-0361-8>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoît, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Synthèse du rapport d'étude*. Paris: INRA, 90 p. <http://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afile/237958-637ec-resource-etude-reduction-des-ges-en-agriculture-synthese-90-p.html>
- Price, G.W.; Gordon, A.M., 1998. Spatial and temporal distribution of earthworms in a temperate intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 44 (2-3): 141-149. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1006213603150>
- Sauer, T.J.; Cambardella, C.A.; Brandle, J.R., 2007. Soil carbon and tree litter dynamics in a red cedar-scotch pine shelterbelt. *Agroforestry Systems*, 71 (3): 163-174. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-007-9072-7>
- Seitz, B.; Carrard, E.; Burgos, S.; Tatti, D.; Herzog, F.; Jäger, M.; Sereke, F., 2017. Augmentation des stocks d'humus dans un système agroforestier de sept ans en Suisse centrale. *Recherche agronomique suisse*, 8 (7): 318-323.
- Sharrow, S.H.; Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western Oregon, USA. *Agroforestry Systems*, 60 (2): 123-130. <http://dx.doi.org/10.1023/b:agfo.0000013267.87896.41>
- Shi, L.L.; Feng, W.T.; Xu, J.C.; Kuzyakov, Y., 2018. Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degradation & Development*, 29 (11): 3886-3897. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3136>
- Thiel, B.; Smukler, S.M.; Krzic, M.; Gergel, S.; Terpsma, C., 2015. Using hedgerow biodiversity to enhance the carbon storage of farmland in the Fraser River delta of British Columbia. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70 (4): 247-256. <http://dx.doi.org/10.2489/jswc.70.4.247>
- Udawatta, R.P.; Kremer, R.J.; Adamson, B.W.; Anderson, S.H., 2008. Variations in soil aggregate stability and enzyme activities in a temperate agroforestry practice. *Applied Soil Ecology*, 39 (2): 153-160. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.12.002>
- Upson, M.A.; Burgess, P.J., 2013. Soil organic carbon and root distribution in a temperate arable agroforestry system. *Plant and Soil*, 373 (1-2): 43-58. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1733-x>
- Upson, M.A.; Burgess, P.J.; Morison, J.I.L., 2016. Soil carbon changes after establishing woodland and agroforestry trees in a grazed pasture. *Geoderma*, 283: 10-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.002>
- Van Vooren, L.; Reubens, B.; Broekx, S.; De Frenne, P.; Nelissen, V.; Pardon, P.; Verheyen, K., 2017. Ecosystem service delivery of agri-environment measures: A synthesis for hedgerows and grass strips on arable land. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 244: 32-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.015>
- Walter, C.; Merot, P.; Layer, B.; Dutin, G., 2003. The effect of hedgerows on soil organic carbon storage in hillslopes. *Soil Use and Management*, 19 (3): 201-207. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2002190>
- Wiesmeier, M.; Lungu, M.; Cerbari, V.; Boincean, B.; Hubner, R.; Kogel-Knabner, I., 2018. Rebuilding soil carbon in degraded steppe soils of Eastern Europe: The importance of windbreaks and improved cropland management. *Land Degradation & Development*, 29 (4): 875-883. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.2902>
- Winans, K.; Whalen, J.K.; Cogliastro, A.; Rivest, D.; Ribaud, L., 2014. Soil Carbon Stocks in Two Hybrid Poplar-Hay Crop Systems in Southern Quebec, Canada. *Forests*, 5 (8): 1952-1966. <http://dx.doi.org/10.3390/f5081952>
- Winans, K.S.; Whalen, J.K.; Rivest, D.; Cogliastro, A.; Bradley, R.L., 2016. Carbon Sequestration and Carbon Markets for Tree-Based Intercropping Systems in Southern Quebec, Canada. *Atmosphere*, 7 (2). <http://dx.doi.org/10.3390/atmos7020017>

Wotherspoon, A.; Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M.; Voroney, R.P., 2014. Carbon sequestration potential of five tree species in a 25-year-old temperate tree-based intercropping system in southern Ontario, Canada. *Agroforestry Systems*, 88 (4): 631-643. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-014-9719-0>

Annexe

Tableau 3.9-1. Taux de stockage de carbone organique du sol dans les **systèmes sylvo-arables** sous climat tempérés ou méditerranéens.

Sont présentées les moyennes \pm erreurs-types.

Type d'association	Lieu	Âge (ans)	Profondeur du sol (cm)	Densité d'arbres/ha	Surface occupée par la ligne d'arbres (% de la surface totale)	Stock de C du sol dans le contrôle (non AF) (MgC ha ⁻¹)	Stock de C du sol en AF (MgC ha ⁻¹)	Stockage de C (tC ha ⁻¹ an ⁻¹) (%o an ⁻¹)	Référence
Peuplier hybride/ Chêne rouge/ Cerisier noir × Avoine/Maïs	Québec, Canada	4	0-30	347	-	66.3 \pm 1.3	66.3 \pm 10.7	0.15 \pm 2.69 (2.26)	Bambrick <i>et al.</i> , (2010)
Peuplier hybride/ Chêne rouge/ Frêne blanc × Sarrasin/ Colza	Québec, Canada	4	0-30	417	-	80.1 \pm 6.0	76.9 \pm 2.0	-0.80 \pm 1.58 (-9.99)	Bambrick <i>et al.</i> , (2010)
Peuplier hybride/ Frêne blanc/ Noyer noir × Blé/ Soja	Québec, Canada	8	0-30	312	-	43.5 \pm 7.6	77.1 \pm 3.9	4.20 \pm 1.07 (96.55)	Bambrick <i>et al.</i> , (2010)
Peuplier hybride × Maïs/Blé d'hiver/ Soja/ Orge	Ontario, Canada	21	0-20	111	-	50.8 \pm 1.8	57.0 \pm 1.8	0.30 \pm 0.12 (5.81)	Bambrick <i>et al.</i> , (2010)
Épicéa commun × Maïs/Blé d'hiver/ Soja /Orge	Ontario, Canada	21	0-20	111	-	50.8 \pm 1.8	50.9 \pm 1.4	0.00 \pm 0.11 (0.09)	Bambrick <i>et al.</i> , (2010)
Noyer noir/ Chêne rouge/ Frêne blanc/ Robinier	Ontario, Canada	21	0-20	111	13	43.7	46.6	0.14 (3.16)	Cardinael <i>et al.</i> , (2012)
Noyer hybride × Blé dur/ Colza/ Pois	France	18	0-50	110	15	59.4 \pm 0.2	64.4 \pm 0.6	0.28 \pm 0.04 (4.68)	Cardinael <i>et al.</i> , (2015)
Noyer hybride × Blé d'hiver/ Colza	France	6	0-30	34	8	40.1 \pm 1.7	46.7 \pm 1.0	0.28 \pm 0.24 (6.30)	Cardinael <i>et al.</i> , (2017)
Noyer hybride × Blé d'hiver/ Colza/ Tournesol	France	6	0-30	35	7	42.1 \pm 0.8	40.7 \pm 0.9	0.10 \pm 0.33 (2.49)	Cardinael <i>et al.</i> , (2017)
Noyer noir × Blé d'hiver/ Orge/ Tournesol	France	41	0-20	102	14	51.8 \pm 2.5	60.9 \pm 0.9	0.46 \pm 0.03 (10.89)	Cardinael <i>et al.</i> , (2017)
Noyer hybride × Blé d'hiver/ Colza/ Pomme de terre/ Ail	France	18	0-40	100	18	51.8 \pm 2.5	55.7 \pm 1.0	0.22 \pm 0.15 (4.18)	Cardinael <i>et al.</i> , (2017)
Peuplier hybride × Blé d'hiver/ Soja/ Maïs	Ontario, Canada	13	0-40	133	16	120.3	125.4	0.39 (3.28)	Oelbermann <i>et al.</i> , (2006)
Peuplier hybride × Maïs/ Soja/ Orge	Ontario, Canada	13	0-20	111	13	65.0	78.5	1.04 (15.98)	Peichl <i>et al.</i> , (2006)
Épicéa commun × Maïs/ Soja/ Orge	Ontario, Canada	13	0-20	111	13	65.0	66.0	0.08 (1.18)	Peichl <i>et al.</i> , (2006)
Pommiers × Blé d'hiver/ Maïs/ Colza/ Fraises	Suisse	7	0-40	99	22	101.25 \pm 3.8	106.0 \pm 3.9	0.67 \pm 0.78 (6.66)	Seitz <i>et al.</i> , (2017)
Peuplier hybride × Blé/ Lin/ Orge/ Pois	Angleterre	19	0-150	156	20	216.4	225.1	0.46 (2.12)	Upson et Burgess 2013
Peuplier hybride/ Chêne rouge d'Amérique/ Cerisier noir × Avoine/ Sarrasin/ Seigle/ Fléole/ Luzerne/ Trèfle	Québec, Canada	9	0-30	314	-	101.0 \pm 4.6	85.7 \pm 4.2	-1.70 \pm 0.69 (-16.83)	Winans <i>et al.</i> , 2014
Peuplier hybride/Chêne rouge d'Amérique/ Frêne blanc × Sarrasin/ Seigle/ Blé tendre/ Colza/ Fléole/ Luzerne	Québec, Canada	9	0-30	500	-	113.2 \pm 2.8	85.6 \pm 4.3	-3.07 \pm 0.57 (-27.09)	Winans <i>et al.</i> , 2014

Peuplier hybride/ Chêne rouge d'Amérique/ Cerisier noir × Avoine/ Sarrasin/ Seigle/ Fléole/ Luzerne/ Trèfle	Québec, Canada	10	0-30	276	-	131.9	148.5	1.66 (12.59)	Winans <i>et al.</i> , 2016
Peuplier hybride/Chêne rouge d'Amérique/ Frêne blanc × Sarrasin/ Seigle/ Blé tendre/ Colza/ Fléole/ Luzerne	Québec, Canada	10	0-30	500	-	167.9	159.9	-0.80 (-4.76)	Winans <i>et al.</i> , 2016
Peuplier × Soja/ Blé d'hiver/ Orge	Ontario, Canada	25	0-40	111	13	71.1	86.4	0.61 (8.60)	Wotherspoon <i>et al.</i> , 2014
Chêne × Soja/ Blé d'hiver/ Orge	Ontario, Canada	25	0-40	111	13	71.1	83.7	0.51 (7.14)	Wotherspoon <i>et al.</i> , 2014
Cèdre × Soja/ Blé d'hiver/ Orge	Ontario, Canada	25	0-40	111	13	71.1	83.2	0.49 (6.84)	Wotherspoon <i>et al.</i> , 2014
Épicéa × Soja/ Blé d'hiver/ Orge	Ontario, Canada	25	0-40	111	13	71.1	78.3	0.29 (4.08)	Wotherspoon <i>et al.</i> , 2014
Noyer × Soja/ Blé d'hiver/ Orge	Ontario, Canada	25	0-40	111	13	71.1	76.8	0.23 (3.24)	Wotherspoon <i>et al.</i> , 2014

Tableau 3.9-2. Taux de stockage de carbone organique du sol dans les **systèmes silvo-pastoraux** sous climat tempérés ou méditerranéens. Sont présentées les moyennes ± erreurs-types. AF : agroforesterie.

Type d'association	Lieu	Âge (ans)	Profondeur du sol (cm)	Densité d'arbres/ha	Stock de C du sol dans le contrôle (non AF) (MgC ha ⁻¹)	Stock de C du sol en AF (MgC ha ⁻¹)	Stockage de C (tC ha ⁻¹ an ⁻¹) (% an ⁻¹)	Référence
Pin sylvestre × Ray-grass anglais	Écosse	24	0-50	100	64.3 ± 5.7	71.1 ± 7.1	0.28 ± 0.38 (4.43)	Beckert <i>et al.</i> , (2016)
Mélèze du Japon × Ray-grass anglais	Écosse	24	0-50	200	64.3 ± 5.7	82.5 ± 11.7	0.76 ± 0.54 (11.84)	Beckert <i>et al.</i> , (2016)
Érable sycomore × Ray-grass anglais	Écosse	24	0-50	400	64.3 ± 5.7	71.9 ± 8.7	0.32 ± 0.43 (4.93)	Beckert <i>et al.</i> , (2016)
Merisier × Ray-grass/ Fétuque	France	26	0-40	200	138.2 ± 2.3	137.6 ± 6.5	-0.02 ± 0.26 (-0.17)	Cardinael <i>et al.</i> , (2017)
Frêne élevé × Ray-grass	Ireland	26	0-20	400	85.1 ± 0.4	78.1 ± 2.6	-0.27 ± 0.14 (-3.16)	Fomara <i>et al.</i> , (2017)
Pin d'Elliott × <i>Paspalum notatum</i>	Floride, États-Unis	8	0-30	-	7.1	7.9	0.10 (13.86)	Haile <i>et al.</i> , (2008)
Pin d'Elliott × <i>Paspalum notatum</i>	Floride, États-Unis	14	0-30	-	12.8	12.5	-0.02 (-1.71)	Haile <i>et al.</i> , (2008)
Pin d'Elliott × <i>Paspalum notatum</i>	Floride, États-Unis	12	0-30	-	7.2	14.9	0.64 (89.43)	Haile <i>et al.</i> , (2008)
Pin d'Elliott × <i>Paspalum notatum</i>	Floride, États-Unis	40	0-30	-	5.8	6.6	0.02 (3.53)	Haile <i>et al.</i> , (2008)
<i>Dehesa</i> - Chêne-liège × prairie naturelle	Espagne	80	0-100	35	26.3 ± 5.9	29.9	0.05 ± 0.07 (1.72)	Howlett <i>et al.</i> , (2011)
Sapin de Douglas × trèfle souterrain	Oregon, États-Unis	11	0-45	571	102.5	95.9	-0.60 (-5.88)	Sharrow et Ismail 2004
Frêne × prairie naturelle	Angleterre	14	40	-	133.7	123.6	-0.72 (-5.38)	Upson <i>et al.</i> , 2016

Tableau 3.9-3. Taux de stockage de carbone organique du sol pour des haies plantées sur une parcelle agricole sous climat tempéré.
Sont présentées les moyennes \pm erreurs-types. Les taux de stockage sont exprimés par hectare de haies, et pas par hectare de SAU.

Essences	Lieu	Âge (ans)	Profondeur du sol (cm)	Densité d'arbres/km	Stockage de C		Référence
					(tC ha ⁻¹ an ⁻¹)	(‰ an ⁻¹)	
<i>Caragancier de Sibérie</i>	Saskatchewan, Canada	18.2	0-30	1301	0.32 \pm 0.30	(4.32)	Dhillon et Van Rees 2017
<i>Frêne rouge</i>	Saskatchewan, Canada	19.6	0-30	487	0.78 \pm 0.58	(5.83)	Dhillon et Van Rees 2017
<i>Pin sylvestre</i>	Saskatchewan, Canada	31.3	0-30	380	0.64 \pm 0.31	(6.08)	Dhillon et Van Rees 2017
Épinette blanche	Saskatchewan, Canada	27.4	0-30	341	0.77 \pm 0.40	(8.51)	Dhillon et Van Rees 2017
Érable negundo	Saskatchewan, Canada	21.7	0-30	369	0.53 \pm 0.32	(5.58)	Dhillon et Van Rees 2017
Peuplier	Saskatchewan, Canada	30.6	0-30	397	1.24 \pm 0.31	(11.78)	Dhillon et Van Rees 2017
Peuplier	Missouri, États-Unis	9	0-20	1111	1.61 (45.09)		Paudel <i>et al.</i> , (2012)
Genévrier de Virginie/ Pin sylvestre/ Peuplier	Nebraska, États-Unis	35	0-15	1522	0.11 (2.93)		Sauer <i>et al.</i> , (2007)
Thuya géant/ Érable rouge/ Érable de l'Oregon/ Aulne rouge/ Rosier de Nootka/ Cornouiller soyeux	Colombie Britannique, Canada	19	0-40	-	1.35 \pm 0.39	(16.74)	Thiel <i>et al.</i> , (2015)
Peuplier noir/ Noyer commun/ Chêne pédonculé	Moldavie	60.7	0-30	-	0.92 \pm 0.10	(10.68)	Wiesmeier <i>et al.</i> , (2018)

Tableau 3.9-4. Taux de stockage de carbone organique du sol pour des bandes enherbées semées sur une parcelle agricole sous climat tempéré.
Sont présentées les moyennes \pm erreurs-types.

Espèces semées	Lieu	Âge (ans)	Profondeur du sol (cm)	Largeur de la bande enherbée (m)	Stockage de C		Référence
					(tC ha ⁻¹ an ⁻¹)	(‰ an ⁻¹)	
Fétuque élevée	Italie	13	0-15	3	0.45 \pm 0.05	(29.63)	Cardinali <i>et al.</i> , (2014)
Fétuque élevée	Missouri, États-Unis	10	0-20	-	1.38	(38.70)	Paudel <i>et al.</i> , (2012)

3.10. Synthèse sur les relations entre pratiques « stockantes » et processus / facteurs affectés

Auteurs : Jérôme Balesdent, Camille Launay, Claire Chenu, Julie Constantin, Isabelle Basile Doelsch

Principaux enseignements de cette section :

- *Les pratiques agricoles jouent directement sur le stockage de carbone par modification des entrées de C, ou indirectement, par leurs effets sur le devenir de ce carbone dans le sol.*
- *Une même pratique peut avoir des effets directs ou indirects.*
- *L'interaction entre une pratique et les conditions pédoclimatiques est un facteur de grande variation du stockage effectif.*
- *Aucun des modèles disponibles ne simule l'ensemble des effets directs ou indirects des pratiques et leur interaction avec toutes les conditions pédoclimatiques.*

3.10.1. Les principaux processus mis en jeu par les pratiques, et leur prise en charge dans les modèles de simulation

Une pratique agricole peut avoir un effet direct sur le stockage de carbone par l'augmentation des apports de carbone au sol. C'est le cas des pratiques dont l'effet est d'augmenter la production primaire (ex : cultures intermédiaires, fertilisation... sections 3.8.3 ; 3.8.6), ou d'augmenter la part de cette production qui est restituée au sol, laquelle dépend de l'importance des restitutions obligatoires (biomasse racinaire), des modes d'exploitation (ex fauche ou pâturage des prairies, section 3.7) et des pratiques de gestion des résidus (section 3.8.2). C'est aussi le cas des apports de matières organiques exogènes (section 3.8.5). Mais la plupart des pratiques ont des effets indirects sur le devenir du carbone apporté, les conditions de la biodégradation ou de la stabilisation des matières organiques, et *in fine* le stockage. C'est le cas des pratiques dont l'effet est de modifier les conditions physico-chimiques et biologiques dans lesquelles les matières organiques du sol évoluent, comme le travail du sol (section 3.8.1). Ces effets modifient le temps moyen de transit (ou temps de turnover) du carbone organique dans le sol (section 3.2). Bien qu'il s'agisse de processus complexes en interaction les uns avec les autres, on peut répertorier pour chacune des pratiques *a priori* stockantes les grandes catégories d'effets mis en jeu (Tableau 3.10-1). Les effets décrits sont établis d'après la littérature scientifique et correspondent à des tendances moyennes car les expérimentations de longue durée sur l'effet des pratiques ne permettent pas de séparer les effets des différents processus.

La prise en compte des processus par les modèles mécanistes est inégale. Il est fait ici référence aux modèles opérationnels à base mécaniste comme Century, STICS, Pasim, RothC 26.3 dans leur version publique. La modélisation mécaniste de l'effet d'une pratique agricole sur le stockage de C requiert deux représentations : l'effet de la pratique sur une/plusieurs variables du système sol, et l'effet de ces variables sur le stockage de C.

- Stockage par augmentation de la production primaire et/ou des retours au sol (cultures intermédiaires, fertilisation, irrigation, remplacement d'une fauche par un pâturage...). Cet effet est toujours pris en compte, par un stockage en première approximation proportionnel à l'apport de carbone. Cependant, dans le cas d'un modèle comme STICS, le stockage est réduit en cas de bilan azoté faible ou négatif en raison de la limitation par l'azote minéral de la décomposition et de l'humification.
- Stockage par apports souterrains de carbone (racines et rhizodépôts). L'impact potentiel d'une pratique sur le stockage de C via la production primaire souterraine de la végétation est potentiellement important, eu égard au fort rendement de conversion des apports racinaires en matières organiques stabilisées (section 3.2). Cependant les productions souterraines sont généralement mal connues. Typiquement, le rapport entre la production primaire souterraine et la production primaire aérienne diminue quand les ressources en eau ou en éléments nutritifs augmentent. *A priori* toute pratique faisant varier la fertilisation, l'irrigation ou plus généralement le bilan hydrique de la culture peut affecter le carbone stocké par ce processus. Dans les modèles ces effets sont rarement considérés, car la production souterraine est souvent donnée par une proportion des parties aériennes (relation allométrique). Ce n'est pas le cas du modèle STICS.

Tableau 3.10-1. Analyse théorique des mécanismes contribuant à l'effet des pratiques sur le stockage/déstockage de carbone

Mécanisme mis en jeu	Effet sur les apports de C			Effet sur le temps moyen de transit du C			
	via la production primaire et les flux de restitution	via le ratio apport racinaire/production primaire	via les flux de C exogène	via la température du sol (des MO)	via l'humidité du sol	via les organismes ou microorganismes du sol	via les interactions entre MO et minéraux
Prise en compte du mécanisme dans les modèles:							
effet de la variable affectée sur le stockage de C	OUI	partielle	OUI	OUI	OUI	non	partielle
effet des pratiques sur la variable	partielle	partielle	OUI	partielle	partielle	non	non
En Forêt							
Apport de produits résiduels organiques	+/-		+				
Non récolte des houppiers	+					+/-	
Régénération naturelle	+						
Fertilisation minérale	+					+/-	
Amendement calco-magnésien	+					+/-	+/-
En Prairies Permanentes							
Remplacement d'une fauche par un pâturage	+	+				+	
Augmenter modérément la fertilisation minérale azotée	+	0/-				+/-	
En Cultures							
Semis direct (sans couvert végétal)	+/-			+/-	0/-	+	+
Retour au sol des résidus de culture	+					+/-	
Cultures intermédiaires	+			+/0	+/0		
Accroissement de la part des prairies temporaires	+/-	+		+/-	+/-	+/-	+
Apport de C exogène (produits résiduels organiques)	+		+				
Fertilisation minérale azotée +	+	0/-				-	
Chaulage de correction des sols acides non alumineux.	+					+/-	+
Irrigation	+	0/-		+/0	-		
Agroforesterie et haies							
	+	+		+	+/-	+	+
Changement d'usage des terres							
Culture -> prairie permanente	+/-	+		+	+	+	
Culture -> forêt	+/-			+	+	+	
légende							
	+	tend à stocker					
	+/0	tend à stocker ou sans effet					
	+/-	tend à stocker ou à déstocker					
	0/-	tend à déstocker ou sans effet					
	-	tend à déstocker					
		pas d'effet notable attesté					

- Stockage par apports de carbone exogène (produits résiduels organiques). Cet effet est toujours pris en compte dans les modèles, avec un stockage quasi proportionnel à la quantité de carbone apportée, mais variable selon le type PRO. Certains modèles (RothC, Century) considèrent que le taux d'humification du carbone dépend du taux de particules fines du sol (argile, limon fin), alors que d'autres simulent que l'effet texture s'applique seulement au taux de minéralisation (Saffih et Mary, 2008¹⁸).
- Effet sur le temps moyen de transit (temps de turnover) via la température du sol. Plusieurs pratiques (semis direct, non exportation des pailles, cultures intermédiaires...) modifient la température des horizons de surface du sol et de ce fait les conditions de biodégradation du carbone. Seuls quelques modèles comme STICS et Century modélisent la température du sol et donc l'impact de ces changements sur la vitesse de dégradation du carbone organique.
- Effet sur le temps moyen de transit via l'humidité du sol. La plupart des pratiques modifient le régime hydrique des horizons de surface du sol, soit par leurs effets sur la croissance des couverts et l'évapotranspiration (cultures intermédiaires, agroforesterie), soit par l'effet du mulch (résidus en surface) limitant l'évaporation.

¹⁸ Saffih-Hdadi, K.; Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (3): 594-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>

L'effet de la transpiration sur l'humidité du sol est simulé par les modèles Pasim, Century, STICS, mais pas dans RothC. L'effet "mulch" sur l'évaporation est simulé par STICS.

- Effet sur le temps moyen de transit via les organismes du sol. Certaines pratiques pourraient modifier certains paramètres de l'activité des micro-organismes décomposeurs, comme le rendement microbien d'utilisation du carbone, les co-métabolismes, le « priming effect », la prédation des bactéries, la mycorhization, les compétitions entre bactéries et champignons, les litières anti-microbiennes, etc. Ces effets, mal connus et peu quantifiés, ne sont pas considérés dans les modèles.
- Effets via des interactions physiques ou physico-chimiques. Quelques pratiques affectent les relations entre matière organique et minéraux, soit par mélange physique entre matière organique et minéraux (protection physique, y compris le rôle des vers de terre), soit par association organo-minérale à échelle nanométrique, soit par changement du pH et du calcium. Ces effets sont rarement explicitement pris en compte dans les modèles, sauf paramétrisation empirique du temps moyen de transit (temps de turnover) dans le cas travail du sol réduit. STICS prend en compte l'effet de 4 paramètres physico-chimiques sur la vitesse de biodégradation des MO stabilisées : les teneurs en argile, calcaire, le rapport C/N et le pH du sol, *a contrario* des autres modèles.

3.10.2. Conséquences sur la dépendance aux conditions de milieu du stockage additionnel lié à une pratique « stockante »

Une variabilité régionale systématique

Il résulte de l'analyse qui précède que le stockage additionnel attendu lié à la mise en œuvre d'une pratique « stockante » dépend fortement du contexte climatique et du type de sol. Le contexte pédoclimatique conditionne non seulement l'effet de la pratique sur la biomasse produite, et donc le retour au sol de carbone, mais aussi le devenir de ce carbone. Le temps moyen de transit est fortement affecté par l'humidité du sol, la température du sol et la teneur en argile. Ainsi, le stockage par unité de carbone apporté est plus élevé en zone froide et/ou sèche qu'en zone chaude et/ou humide. Il est aussi plus élevé en sol argileux. L'effet de ces trois variables sur la dynamique du carbone du sol est généralement pris en compte dans les modèles. Cependant, quelques types de sol ont un stockage mal décrit par les modélisations courantes : les podzols sableux (rencontrés dans les Landes de Gascogne), les andosols (sols développés en altitude sur verres volcaniques, rencontrés en Auvergne, dans les Antilles et à la Réunion), et les sols des zones humides.

Un effet complexe et mal connu des pratiques modifiant le microclimat du sol

Il est attendu une variabilité régionale du stockage par les pratiques qui affectent l'humidité du sol ou sa température. Cette variabilité se rencontre par exemple avec les pratiques conduisant à la présence d'un mulch (en semis direct, ou avec apports de certains produits organiques résiduels par exemple). Un mulch peut favoriser l'évaporation de pluies de faible intensité en climat sec (humidité réduite, donc effet stockant), ou *a contrario* réduire l'évaporation de pluies de forte intensité et la perte d'eau par ruissellement (humidité accrue, donc effet déstockant).

3.10.3. Conclusion : implications pour l'évaluation du potentiel de stockage par modélisation

L'écart entre la connaissance académique des mécanismes du stockage de carbone et leur représentation en modélisation fait apparaître plusieurs limites de l'approche par modélisation, et verrons à lever. Schématiquement (Tableau 3.10-1), les modèles décrivant les effets de pratiques sur le stock de carbone auront tendance à :

- simuler correctement le stockage additionnel de C dans le sol par augmentation de la production primaire (si le modèle utilisé simule cette production primaire, ce qui est le cas de modèles comme STICS ou PASIM), par augmentation de la part des résidus aériens restant au sol ou par apports de carbone exogène, car les entrées de C sont toujours prises en compte dans les modèles ;
- mal estimer l'effet des pratiques qui modifient les apports de C souterrains via le rapport biomasse racinaire/biomasse aérienne et les rhizodépôts. Ainsi les modèles qui ne simulent pas la réduction du rapport

biomasse racinaire/biomasse aérienne en milieu riche en N peuvent surestimer les effets de la fertilisation azotée sur le stockage par surestimation des entrées de C racinaire ;

- mal estimer les effets des pratiques qui impactent fortement la température et l'humidité du sol, lorsque ces effets ne sont pas simulés ou mal simulés ;
- mal estimer les effets biologiques, les protections physiques et physico-chimiques susceptibles d'être affectés par les pratiques agricoles

Ce dernier point est d'autant plus regrettable que l'on pressent que ces effets sont source importante de variance du stockage, et sont donc potentiellement porteurs d'innovation.

3.11. Combinaisons de pratiques stockantes à l'échelle du système de culture, de l'exploitation et du territoire

Auteur : Olivier Therond

Principaux enseignements de cette section :

- Les interactions entre conditions pédoclimatiques, séquences de couverts végétaux et pratiques de gestion des sols et de la biomasse déterminent les effets du système de culture sur le stockage de carbone ;
- cependant, du fait de la multiplicité des facteurs en jeu et du très grand nombre de modalités de certains d'entre eux (ex. séquences de couverts) et in fine de systèmes de culture, il est difficile de monter en généralité sur ces interactions ;
- l'effet potentiel des séquences de couverts végétaux sur le stockage de C dans le sol dépend avant tout de la quantité de biomasse entrant dans le sol et de son ratio C/N ;
- le ratio biomasse aérienne/biomasse souterraine joue également un rôle clef sur le potentiel de stockage de C dans le sol ;
- en raison des transferts de carbone entre parcelles, les performances des systèmes de culture et des modes de transformation des biomasses (ex. digestion animale, méthanisation) doivent être évaluées à l'échelle à laquelle ces transferts s'opèrent (ex. exploitation, territoire) ;
- la modélisation des systèmes sol-plante(-animaux), des exploitations ou des territoires agricoles est une méthode adaptée pour appréhender et estimer les effets des interactions en jeu sur le stockage de C aux échelles correspondantes.

3.11.1. Systèmes de culture : définition et diversité

3.11.1.1. Définition

Sous-ensemble du système de production, le système de culture est défini, pour une parcelle (ou un ensemble de parcelles conduites de la même manière) par la séquence de couverts végétaux et les itinéraires techniques qui leur sont appliqués (Sebillotte, 1990). La séquence de couverts végétaux inclut les cultures de rente, les prairies et les cultures intermédiaires et l'itinéraire technique se définit comme la combinaison des pratiques culturales (ou agricoles) mises en œuvre pour la conduite d'une culture (y compris intermédiaire) (Boiffin *et al.*, 2001 ; Meynard *et al.*, 2003). Les deux composantes de la définition du concept de système de culture amènent à distinguer (Therond *et al.*, 2017a) :

- (i) les pratiques qui déterminent la nature et la structure spatiale et temporelle de la couverture végétale. Elles portent sur le choix de la séquence de couverts végétaux (espèces et variétés, en mélange ou pas), sur celui des dates et densités de semis (ou plantations) ainsi que sur la répartition des cultures dans le territoire agricole. Ces pratiques déterminent la nature et le niveau potentiel de production de biens agricoles (*defining factors* dans van Ittersum et Rabbinge, 1997) et de fourniture de services écosystémiques (Duru *et al.*, 2015 ; Garbach *et al.*, 2016), dont le stockage du carbone.
- (ii) les pratiques culturales mise en œuvre pour la conduite des différents couverts de la séquence. Trois catégories de pratiques peuvent être distinguées :
 - Celles dont l'objectif est de réduire les stress abiotiques (eau et éléments minéraux) ou à améliorer les conditions de fonctionnement des racines (ex. chaulage, gypsage, travail du sol). Elles visent à réduire les facteurs dits « limitants » de la production agricole (*limiting factors* dans van Ittersum et Rabbinge, 1997).
 - Celles dont l'objectif est de contrôler les dommages causés par les bioagresseurs (stress biotiques y compris liés aux adventices). Elles visent à maîtriser les facteurs réduisant le rendement (*reducing factors* dans van Ittersum et Rabbinge, 1997).
 - Les pratiques de gestion de la biomasse en termes d'exportation de la parcelle et de modalités de restitution au sol (récolte et gestion des résidus).

Suivant leur nature et leur distribution spatiale et temporelle, ces trois sous-catégories de pratiques agricoles peuvent avoir un effet positif ou négatif, intentionnel ou non intentionnel, sur la dynamique d'évolution du stock de carbone du sol, considérée à l'échelle de la parcelle, de l'exploitation agricole ou du territoire agricole. Considérant un pédoclimat donné, ce sont les interactions entre ces différentes pratiques agricoles, qui déterminent le niveau de production agricole et la dynamique du carbone à court, moyen et long terme (Lal 2004a,b).

3.11.1.2. Diversité des systèmes de culture

Toute variation de séquences de couverts cultivés ou de pratiques agricoles associées conduit à l'émergence d'un nouveau système de culture. Il existe donc une grande diversité de systèmes de culture pour une situation pédoclimatique donnée ou au sein d'un territoire (Therond *et al.*, 2017a). Alors que l'intensification de l'utilisation des intrants de synthèse et de la mécanisation a permis une profonde simplification et standardisation des systèmes de culture, il existe de nombreuses options pour réduire l'utilisation des intrants de synthèse. Deux grands types de stratégies peuvent être distingués : (i) l'optimisation de l'utilisation des intrants via les technologies de l'agriculture de précision, et (ii) le développement des services écosystémiques sous-tendant la production en vue de réduire fortement l'utilisation des intrants de synthèse et du travail du sol. Cette deuxième stratégie repose le plus souvent sur la diversification des couverts cultivés et la réduction des perturbations du cycle de vie des organismes « sauvages » (ou diversité associée) à l'origine de ces services écosystémiques (Duru *et al.* 2015 ; Therond *et al.* 2017a,b). La diversification des couverts végétaux peut s'opérer à l'échelle de l'espace cultivé et la saison culturale (ex. culture associée) ou de l'année (ex. couvert intermédiaire). Elle peut également s'opérer à l'échelle de la parcelle par l'introduction d'éléments paysagers, le plus souvent permanent (ex. bandes enherbées ou fleuries, haies, bosquets...). La réduction des perturbations de la biodiversité associée repose sur une réduction du travail du sol (ex. suppression du labour) et des perturbations chimiques liées aux apports de phytosanitaires (Duru *et al.* 2015 ; Gaba *et al.* 2014 ; Therond *et al.* 2017a,b).

La combinaison de l'ensemble de ces leviers offre un espace de possible de systèmes de culture très important. La diversité des expérimentations systèmes, visant à évaluer les performances de systèmes de culture innovants, met bien en lumière cet espace des possibles (ex. Lechenet *et al.* 2016). L'enjeu pour l'agriculteur est alors de déterminer la combinaison couverts-pratiques permettant d'atteindre les objectifs fixés de production agricole voire de services écosystémiques (Therond *et al.* 2017a,b).

Du point de vue du stockage de carbone, sans oublier les objectifs de production, l'enjeu est plus particulièrement de **combiner de manière cohérente les pratiques a priori stockantes** telles que identifiées dans cette étude : ainsi, en grandes cultures, la couverture du sol en interculture, la réduction du travail du sol (ex. non-labour), les apports de matières organiques et l'adaptation des rotations via, notamment, l'introduction ou allongement des prairies temporaires dans la rotation. Là encore, **il existe une grande diversité de combinaison de pratiques**, et donc de systèmes de culture, possibles. Ainsi par exemple, les travaux sur l'analyse des systèmes en agriculture de conservation en Europe montrent la grande diversité des options retenues par les agriculteurs, combinant plus ou moins, les trois leviers de ce type d'agriculture (couverture, réduction travail du sol, rotation diversifiée) de manière temporaire ou définitive (Scopel *et al.*, 2013 ; Lahmar 2010). Alors que certaines pratiques ou combinaisons de celles-ci vont être considérées comme non possibles par une majorité d'agriculteurs, elles seront mises en œuvre par d'autres dans le même type de conditions pédoclimatiques. Par exemple, le non-labour sur les cultures de printemps (ex. tournesol et maïs), plus difficile à maîtriser que sur les cultures d'hiver, est pratiqué par un nombre plus réduit d'agriculteurs. Pour des raisons de risques de transmission de maladies fongiques (ex. sur le blé) ou de développement de ravageurs (ex : pyrale du maïs), l'agriculture de conservation est moins pratiquée en monoculture (Shaller 2013). La betterave et les pommes de terre sont également des cultures pour lesquelles le non-labour est très peu pratiqué (Labreuche et Wissocq, 2016). Enfin, la distribution des pratiques dépend des bassins de production (climat, pratiques locales...), des sols et des systèmes de culture présents dans ces sols et bassins (Labreuche et Wissocq, 2016 ; Shaller, 2013).

Une combinaison cohérente de ces différentes pratiques détermine les performances des systèmes de culture. Ainsi, Pittelkow *et al.* (2014), dans leur méta-analyse des niveaux de production permis par les pratiques de réduction du travail du sol, de maintien d'une couverture du sol (couvert végétal mort ou vivant) et de diversification et allongement des rotations, identifient que seule la combinaison de ces trois piliers de l'agriculture de conservation, appliquée sur une période suffisamment longue, permet d'atteindre des niveaux de rendement équivalents à ceux de systèmes de culture comprenant des rotations simplifiées avec un labour régulier des sols.

Ils montrent aussi que lorsque le non-labour est mis en œuvre seul, bien que les résultats soient variables, il a en moyenne tendance à réduire le niveau de rendement.

3.11.2. Systèmes de culture : effets sur le stockage de carbone

Les trois sections suivantes analysent, successivement, les effets sur le stockage du carbone (i) de la configuration spatiotemporelle des couverts végétaux, (ii) de l'enchaînement des pratiques de gestion des sols et de la biomasse et (iii) de leur combinaison au sein d'un système de culture.

3.11.2.1. Effet de la configuration spatiotemporelle des cultures

La nature, la densité, la durée et la fréquence des différents types de couverts végétaux au sein d'un système de culture déterminent les flux de carbone potentiels dans le sol que ce soit en termes de biomasse associée à la croissance et l'activité racinaire ou à celle de la biomasse aérienne restituée (Figure 3.11-1).

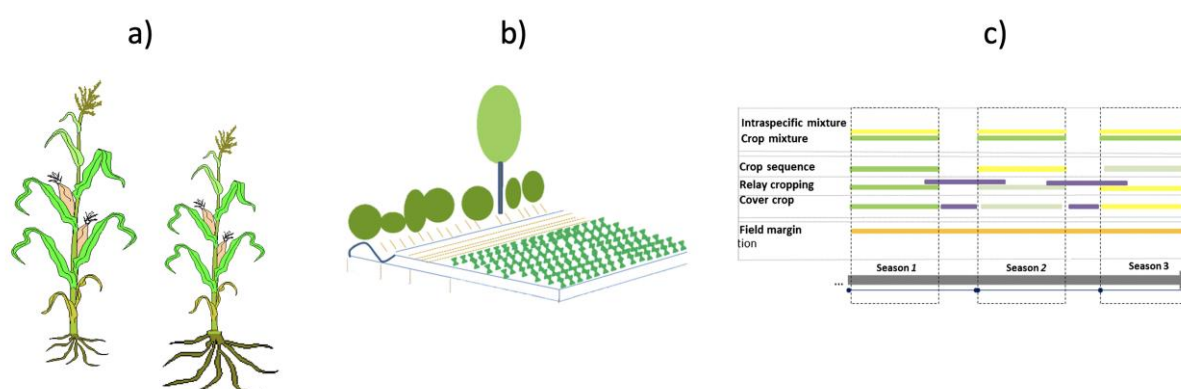


Figure 3.11-1. L'architecture des plantes (ratio biomasse aérienne/biomasse souterraine) (a) et la distribution spatiale (b) et temporelle (c) des couverts végétaux déterminent le potentiel de stockage en carbone dans les sols (les figures b et c sont issues de Gaba *et al.*, 2014)

Tous les couverts végétaux n'ont pas le même potentiel de production de biomasse souterraine et aérienne, en quantité et qualité (ex. ratio C/N). Les niveaux de production de biomasse souterraine (racines, exsudats racinaires et autres rhizodépôts) et l'architecture en termes de ratio biomasse aérienne/souterraine varient entre cultures et entre cultures et prairies. Par exemple, les céréales allouent entre 20 et 30% du carbone assimilé dans les organes souterrains alors que les prairies en allouent entre 30 et 50% (Pausch et Kuzyakov, 2016). Les variétés modernes de céréales présentent des ratios biomasses aérienne/souterraine plus élevés que les variétés anciennes et pourraient donc offrir un potentiel de stockage dû au système racinaire plus faible (Kuzyakov et Domanski, 2000 ; Pausch et Kuzyakov, 2016 ; Pérez-Jaramillo *et al.*, 2016 ; Janzen, 2006 ; voir aussi Anglade, 2015 pour les légumineuses). Cet effet serait d'autant plus fort que le carbone issu des racines a un temps de résidence d'au moins 2,4 fois supérieur à celui issu des parties aériennes des espèces végétales (Rasse *et al.*, 2005). Par ailleurs, du fait de leur plasticité phénotypique, les espèces sont en capacité d'adapter leur architecture aux conditions du milieu. Ainsi, la configuration spatiale (ex. densité) ou la fertilité du milieu peut déterminer leur architecture souterraine ou aérienne. Par exemple, le ratio biomasse aérienne/souterraine est corrélé positivement avec la fertilité du milieu, ce qui signifie que plus le milieu est fertile moins la plante investira dans sa biomasse racinaire relativement à sa biomasse aérienne (Kuzyakov et Domanski, 2000 ; Pausch et Kuzyakov, 2016).

Dans la même logique, **toutes les cultures de rente n'ont pas le même potentiel de production de biomasse aérienne** (tiges, feuilles et grains). Ainsi par exemple, dans leur expérimentation de longue durée dans le sud-ouest de la France, Plaza-Bonilla *et al.* (2016) montrent que les séquences de cultures comportant des légumineuses à graines 1 à 2 années sur trois (pois et soja) ont tendance à stocker moins de carbone que celles comportant plus fréquemment des céréales (blé dur ou sorgho en rotation avec du tournesol). Cet effet est lié à deux facteurs principaux : (i) une moindre restitution de biomasse par les résidus de culture, de l'ordre de 30% en

moins pour les légumineuses par rapport aux céréales, et (ii) en moyenne, un ratio C/N moyen des résidus plus faible. Le même type de résultat a été observé par West et Post (2002) et McDaniel *et al.* (2014) lors du passage d'une monoculture de maïs à une rotation maïs-soja. Plus récemment, cet effet dépressif des légumineuses à graines a aussi été constaté dans la méta-analyse de King et Blesh (2018). Ainsi, les rotations à base de céréales avec légumineuses à graines relativement aux rotations sans légumineuse, conduisent à une réduction du stock de carbone organique du sol de 5,3% en moyenne, du fait, entre autres, d'une diminution moyenne de 16% des entrées totales de carbone et de 12% des entrées de carbone liées aux systèmes racinaires. Cependant, Plaza-Bonilla *et al.* (2016) montrent que l'effet « dépressif » sur le stock de carbone du sol des légumineuses peut être réduit ou compensé par l'introduction de couverts intermédiaires dans les rotations.

Plus généralement, dans leur méta-analyse des effets des séquences de couverts végétaux sur le stockage de carbone McDaniel *et al.* (2014) et King et Blesh (2018) montrent que **les effets les plus significatifs et les plus individualisés sont liés à l'introduction de couverts intermédiaires, voire de cultures pérennes, plus qu'à la diversification des cultures de rente**. Dans la même logique, dans leur analyse des différences de dynamique de stockage de C dans les sols sous quatre types de systèmes de culture (conventionnel, à faible niveau d'intrant, agriculture de conservation et agriculture biologique) sur un site expérimental à Versailles, Autret *et al.* (2016) montrent que c'est avant tout le niveau des flux de carbone entrant et la nature des couverts végétaux et de leur enchaînement qui déterminent la dynamique de stockage. Ainsi, les systèmes en agriculture de conservation et en agriculture biologique, basés sur l'introduction de couverts intermédiaires ou d'une culture pérenne (Luzerne), sont les deux systèmes de culture qui présentent les plus hauts niveaux de stockage. Le même type d'analyse a été réalisé par Triberti *et al.* (2016), en Italie, pour des rotations à base de blé, maïs, betterave et luzerne, allant de la monoculture de blé ou maïs, de rotations courtes de deux ans (blé-maïs, et blé-betterave) à des rotations longues de 9 ans incluant blé, maïs et luzerne sur trois ans. Aussi, comme montré par King et Blesh (2018) dans leur récente méta-analyse, toutes les études analysées s'accordent à conclure que **c'est donc avant tout le niveau des flux de carbone entrant dans le sol et la nature de celui-ci (C/N) qui déterminent l'effet d'une séquence de couverts végétaux sur le stockage du carbone**.

Par ailleurs, dans leur méta-analyse de l'effet des rotations sur la concentration en carbone et en azote des sols, McDaniel *et al.* (2014), ont constaté que les rotations de cultures plus diversifiées sont associées à des concentrations en carbone total et microbien du sol plus élevées que les systèmes en monoculture (respectivement en moyenne +3,6% et +20,7%). Ce type de résultat correspond à ceux obtenus par West et Post (2002). Il faut cependant considérer ces résultats avec précaution puisqu'ils sont très dépendants d'un effet composition de la monoculture de référence et des cultures introduites (McDaniel *et al.*, 2014) et qu'il est difficile de distinguer l'effet rotation de l'effet des pratiques associées aux cultures (travail du sol et fertilisation) (Tiemann *et al.*, 2015). Ainsi, alors que West et Post (2002) comparent l'effet de rotations comprenant, entre autres, des jachères (*fallows*), McDaniel *et al.* (2014) excluent ce type de rotations de leur méta-analyse, considérant qu'elles ont un comportement trop particulier. De leur côté, Haddaway *et al.* (2017) dans leur méta-analyse de l'effet du travail du sol sur le stockage du carbone mentionnent qu'il serait nécessaire de prendre en compte l'effet des rotations mais que, du fait de leur multiplicité, la classification de celles-ci en catégorie pertinente pour l'analyse reste un front de recherche pour conduire ce type d'analyse. En outre, considérant les résultats d'études antérieures convergentes, McDaniel *et al.* (2014) et Tiemann *et al.* (2015) associent l'effet potentiel de la diversification des rotations sur la biomasse microbienne à celui d'une plus grande diversité de composés carbonés restitués au sol, dont certains plus résistants à la décomposition. La modification de la structure des communautés microbiennes et de leur activité de décomposition et stabilisation des agrégats serait aussi un facteur explicatif. L'analyse de ces travaux laisse entendre qu'**il est difficile de produire des résultats génériques sur les effets des rotations de cultures, du fait de la grande diversité de leur composition**, au-delà de l'effet des couverts intermédiaires et des couverts pérennes, bien reconnu maintenant et présenté dans les sections 3.8.3 et 3.8.4.

On peut cependant rappeler ici que **la durée d'implantation d'un couvert intermédiaire ou de prairies temporaires détermine fortement le stockage de carbone associé** (cf. sections 3.8.3 et 3.8.4). Dans le cas des prairies, ce serait avant tout le développement du système racinaire qui s'établit sur une période beaucoup plus longue que pour les cultures annuelles qui déterminerait le potentiel de stockage dans la rhizosphère (cf. section 3.8.4).

Enfin, il est important de noter que la couverture des sols, *via* son effet sur l'érosion et donc du transfert de carbone hors des parcelles, est un facteur clef de la rétention du carbone dans les sols (Lal, 2004a,b).

3.11.2.2. Effet des pratiques de gestion des sols et de la biomasse

Comme analysé dans les sections dédiées, le travail du sol (section 3.8.1), la fertilisation (minérale ou organique), le chaulage et l'irrigation (3.8.6 et 3.8.5) ainsi que les modalités de gestion des résidus de culture (3.8.2) peuvent avoir un effet significatif toutes choses égales par ailleurs sur le stockage du carbone (Figure 3.11-2). Comme présenté dans ces sections et synthétisé dans la section 3.10, **l'effet de ces pratiques est principalement lié soit à la modification des conditions de minéralisation de la matière organique** (caractéristiques physico-chimiques et biologiques des sols et distribution des résidus) **soit à la modification des flux de biomasse, et donc de carbone, entrant dans le sol**. Combinés au sein du système de cultures, leurs effets individuels sont possiblement en interaction, séquentiels, convergents ou divergents. En outre, le niveau de leurs effets dépend des conditions pédoclimatiques de la parcelle dans laquelle les pratiques sont mises en œuvre (Lal, 2004a,b). Considérant que l'effet individuel de ces différentes pratiques est présenté dans les sections dédiées et que les effets liés à leurs combinaisons au sein du système de culture sont traités dans la section suivante ci-dessous nous nous focalisons ici sur quelques points clefs.

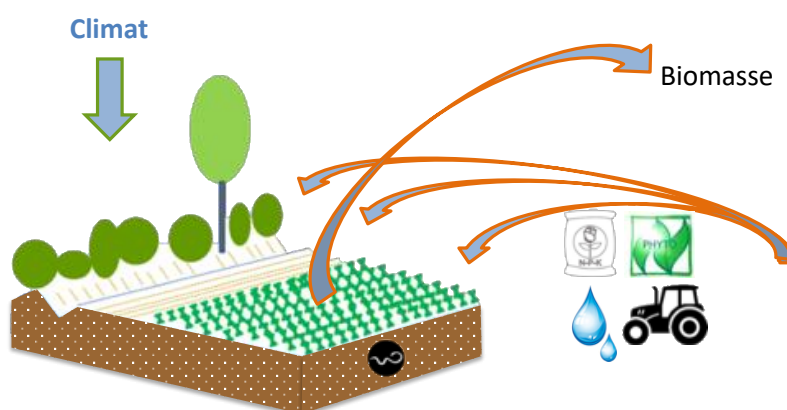


Figure 3.11-2. Les pratiques de gestion du sol et de la biomasse déterminent le stockage effectif de carbone dans les sols, pour un sol, un climat et une configuration spatiotemporelle des couverts végétaux donnés

La disponibilité en éléments minéraux et la disponibilité en eau sont les deux facteurs limitants majeurs de la production de biomasse et, *in fine*, du stockage du carbone dans les sols (van Groenigen *et al.*, 2017 ; Lal, 2004a,b ; Zomer *et al.*, 2017 ; Smith *et al.*, 2008). Cependant, **augmenter la production de biomasse pour augmenter les quantités de C stockées via un recours accru à la fertilisation ou à l'irrigation peut être fortement questionné par la disponibilité des intrants concernés**. Il semble évident que de telles stratégies vont à l'encontre des enjeux de durabilité associés, à l'échelle locale (ex. état des ressources en eau, pollution) ou globale (ex. énergie et gaz à effet de serre de la production d'azote minéral ; van Groenigen *et al.*, 2017).

Les modalités d'exportation de la biomasse déterminent la quantité de biomasse aérienne restituée au sol. Par exemple, l'exportation des tiges (paille ou cannes de maïs) réduit fortement la quantité de biomasse restituée au sol. Ainsi, Saffih-Hdadia et Mary (2008) analysent l'effet d'une exportation de 60% des pailles de céréales une année sur deux sur le stockage de C dans le sol en utilisant le modèle AMG (cf. section 3.3) et l'analyse de données de différentes expérimentations de longue durée dans différents sites de France et d'Europe. Ils montrent que comparativement à une restitution systématique des pailles, cette pratique d'exportation conduirait à une réduction moyenne du carbone organique du sol de 3,6 à 4% sur 20 ans et de 5,3 à 7,3% sur 50 ans. Les différences entre sites expérimentaux sont essentiellement expliquées par la nature du sol et du climat. Pour les prairies, la fréquence et l'intensité (hauteur d'herbe résiduelle) des fauches et des pâturages déterminent la quantité de biomasse restituée par les animaux et le matériel végétal sénescant (cf. section 3.7).

L'estimation des effets des pratiques de gestion du sol et de la biomasse sur le bilan de gaz à effet de serre (GES) complet, y c. le (dé)stockage de carbone, nécessite de prendre en compte les effets indirects de ces pratiques (« *hidden costs* », in Lal, 2004a,b ; Powlson *et al.*, 2011 ; Smith *et al.*, 2008) en termes d'émissions de GES liées au cycle de vie des intrants (émissions lors de leur fabrication et transport), aux émissions associées à leur apport dans la parcelle (ex. émissions de NO₂ liées aux apports de fertilisants minéraux et organiques), à leur stockage dans l'exploitation (ex. émissions de CH₄ liées au stockage des effluents organiques) et à l'utilisation des machines et matériels pour les épandre ou les stocker. Aussi, afin d'estimer correctement leurs potentiels effets

sur le bilan complet de GES, il serait nécessaire d'estimer le bilan GES des pratiques actuelles et le potentiel de progrès d'optimisation de l'efficacité de leur utilisation *via* la mise en œuvre de pratiques optimisées et de technologies adaptées (Lal, 2004a,b). Ainsi, concernant l'apport d'intrants, les pratiques devraient être conçues pour apporter le bon produit, à la bonne dose, au bon moment, au bon endroit, considérant les besoins des cultures et des animaux (Smith *et al.*, 2008 ; Therond *et al.*, 2017a,b).

3.11.2.3. Interactions entre configuration spatiotemporelle des couverts végétaux, pratiques de gestion des sols et de la biomasse et conditions pédoclimatiques

A l'échelle du système de culture, les effets des différents types de pratiques se combinent avec de possibles effets de compensation ou d'amplification. Par ailleurs, le même système de culture peut conduire à des résultats différents dans des climats ou des sols différents. Ainsi, le stock initial de carbone et le climat sont deux facteurs jouant fortement sur les effets des systèmes de culture puisqu'ils déterminent fortement le flux de carbone « sortant » par minéralisation et le niveau de carbone « entrant » nécessaire pour le compenser (Lal, 2004a,b). Différents types d'interactions entre les pratiques, et entre les pratiques et les caractéristiques du sol existent. Nous en présentons ci-dessous quelques exemples.

Dans leur revue des effets des rotations et du travail du sol sur le stockage du carbone, West et Lost (2002) observent que si l'on considère uniquement les situations en non travail du sol, l'effet positif du changement de rotation sur le stockage du carbone n'est plus observé. Dans la même logique, Halvorson *et al.* (2002) observent une interaction entre effet du travail du sol (CT, RT, NT) et de la rotation (blé de printemps-blé d'hiver – tournesol vs. blé de printemps – jachère) sur une expérimentation dans le Dakota (USA) : l'effet positif de la réduction de l'intensité du travail du sol sur la rotation blé-blé-tournesol n'est plus observé sur la rotation blé-jachère. En outre, alors que beaucoup d'études constatent un effet positif de la fertilisation sur le stockage du carbone, principalement *via* l'augmentation de la biomasse restituée au sol (cf. section 3.8.6), ces auteurs ne constatent pas d'effet vraiment marqué de la fertilisation, quelles que soient les combinaisons travail du sol-rotation analysées.

Ce type d'interactions entre les pratiques agricoles au sein d'un système de culture peut conduire à des biais d'analyse importants. Ainsi, alors que dans leur méta-analyse, Gattinger *et al.* (2012) concluent à un effet positif des systèmes de culture en agriculture biologique (AB) sur le stockage du carbone, Leifeld *et al.* (2013), en réponse à cet article, identifient des biais d'analyse majeurs : les systèmes en AB reçoivent en moyenne plus de 4 fois plus de carbone exogène par apport de fumiers, lisier ou compost et les prairies incluses dans ces systèmes sont conduites de manière plus extensive. Leifeld *et al.* (2013) concluent alors que plus qu'une différence entre systèmes en AB vs. conventionnels, c'est une différence de conduite des systèmes de culture qui est à l'origine des résultats observés par Gattinger *et al.* (2012). Antérieurement, Leifeld et Fuhrer (2010), dans leur revue de l'effet des systèmes en AB sur le stockage du carbone, identifiaient déjà le problème de ce type d'analyse comparative en pointant le fait que dans la littérature scientifique les différences de rotations, de fertilisation, de stock initial de carbone ou de méthode d'estimation du stock de carbone (sans prise en compte de la densité apparente) rendent très difficile toute généralisation des conclusions. En outre, quand ces auteurs analysent les effets de systèmes de culture comparables en termes de rotation et de niveau de fertilisation organique ils n'observent pas d'effet significatif d'un type de système ou d'un autre sur le stockage du carbone.

L'utilisation de modèles de simulation dynamique du cycle du carbone dans le système sol-plante(-animaux) en milieu cultivé est une méthode de plus en plus utilisée pour estimer les effets des interactions entre systèmes de culture et conditions pédoclimatiques. Suivant les modèles, les formalismes permettent de simuler plus ou moins finement, au pas de temps annuel ou journalier, les effets de ces interactions sur une période d'analyse donnée ; souvent plusieurs années à dizaines d'années. Ils permettent aussi d'évaluer la dynamique de stockage de court, moyen voire long terme et ainsi appréhender, pour les systèmes de cultures stockants, le ralentissement de la vitesse de stockage au fur et à mesure de l'accumulation de carbone dans le sol (cf. section 3.3).

3.11.3. Pratiques stockantes à l'échelle de l'exploitation et du territoire agricole

Pour un bilan complet des transferts de carbone à l'échelle de l'exploitation ou, plus largement, d'un territoire agricole, il faut aussi tenir compte des espaces qui ne portent pas de culture, au sein des parcelles ou entre celles-ci. Ces espaces constituent les « Infrastructures agroécologiques ». En effet, c'est l'ensemble des

couverts végétaux et des pratiques de gestion associées qui détermine, sur un espace, les flux de carbone vers les sols. D'un point de vue spatial, cette configuration est liée à la distribution et à la part de surface dédiée aux habitats semis-naturels (ex. haies, bosquets), aux autres surfaces non productives (ex. bandes enherbées ou fleuries), aux cultures de rente (mono-spécifique ou associées, y c. l'agroforesterie) et/ou aux prairies plus ou moins diversifiées. La configuration temporelle est liée à la séquence d'enchaînement des couverts végétaux (ex. types de cultures, prairies temporaires, couverts intermédiaires, couverts relais).

Cette configuration spatiotemporelle dépend des objectifs biotechniques (ex. gestion des bioagresseurs, maintien de la fertilité des sols) et socio-économiques (ex. revenu, quantité et qualité du travail) de l'agriculteur, de la structure de l'exploitation (ex. parcellaire, matériel) et de l'environnement sociotechnique dans lequel elle s'inscrit (ex. systèmes alimentaires, économie circulaire) (Duru *et al.*, 2015 ; Therond *et al.*, 2017b). Pour l'agriculteur, l'objectif de conservation ou d'augmentation du stock de carbone dans les sols peut être explicite (l'objectif est d'augmenter la teneur en carbone) ou implicite (l'objectif est le maintien de la fertilité). Ainsi, Hijbeek *et al.* (2018), via une enquête auprès de 435 agriculteurs hollandais, montrent que pour 90% d'entre eux c'est un objectif important, majoritairement associé à celui de l'amélioration de la structure des sols, et qui se traduit, le plus souvent, par l'apport de matières organiques exogènes dans les parcelles.

Que ce soit à l'échelle de l'exploitation ou à celle du territoire, **les pratiques mises en œuvre dans chacune des parcelles peuvent conduire à ce que certaines d'entre elles stockent du carbone alors que d'autres déstockent du carbone** (Grillot *et al.*, 2018 ; Zomer *et al.*, 2017). Ce type d'hétérogénéité parcellaire, peut tout particulièrement être observé, lorsque les apports de matières organiques génèrent **des transferts de fertilité et de carbone** entre zones de production de biomasse primaire et zone de réception de biomasse « transformée », comme par exemple entre des parcelles de production de biomasse pour la méthanisation et des parcelles sur lesquelles les résidus de méthanisation (digestats) sont épandus. Dans tous les cas, des pertes de carbone ont lieu entre l'étape d'exportation de biomasse primaire et la restitution au sol d'une biomasse transformée (secondaire). Aussi, **les performances de pratiques agricoles en matière de stockage du carbone devraient être instruites à l'échelle permettant d'analyser ces transferts** (Figure 3.11-3 ; ex. exploitation ou territoire). Dans cette logique, Powlson *et al.* (2011) et Minasny *et al.* (2017) insistent sur le fait que le stockage lié aux apports de produits résiduaux organiques PRO correspond à un transfert de carbone d'une zone à une autre, et donc, qu'il faut bien identifier l'origine des matières organiques et les alternatives d'utilisation (ex. incinération vs. apport au sol) pour pouvoir estimer dans quelle mesure cette pratique représente un potentiel de stockage additionnel. Nous discutons ci-après deux types de situations largement analysées dans la littérature et qui peuvent, plus particulièrement, conduire à ce type de transferts de carbone, et plus généralement, de fertilité : **la méthanisation et les systèmes intégrant culture et élevage**.

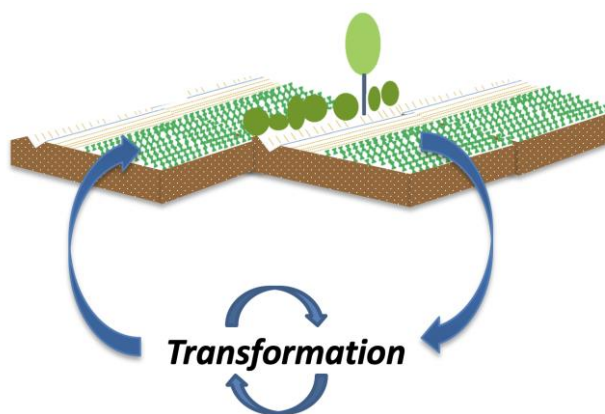


Figure 3.11-3. La configuration spatiotemporelle des espaces cultivés et non cultivés et des activités au sein de l'exploitation ou du territoire (ex. élevage, méthanisation) déterminent les flux de C au sein et entre les parcelles et donc le stockage de carbone dans les sols correspondants

Comme mentionné par Houot *et al.* (2014), et dans la section 3.8.5, **le développement de la méthanisation a conduit à des travaux visant à analyser les effets de la transformation par digestion anaérobie sur les flux de carbone dans les sols**. Ainsi, Thomsen *et al.*, (2013) comparent la part de C stocké dans les sols lorsque le fourrage est directement appliqué sur le sol (restitution directe), digéré dans un méthaniseur, digéré par des animaux ou digéré par des animaux puis digéré dans un méthaniseur. Dans cette approche, la biodégradabilité

des différents types de biomasse restitués au sol est prise en compte et l'on considère que la biomasse exportée d'une parcelle est, après transformation, restituée à cette même parcelle. Au final la part de C stocké dans le sol est similaire dans tous les scénarios et correspond à 12 à 14% du C initial des végétaux (cf. Tableau 3.11-1). Ces résultats sont convergents avec ceux présentés par Cardinael *et al.* (2015) sur les essais longue durée à Grignon (France), dans lesquels des apports de paille fraîche ou de compost (même quantité de paille avant compostage) sur jachère nue ont généré la même dynamique de stockage de carbone entre 1959 et 2007. Enfin, ces résultats sont confortés par ceux de Wentzel *et al.* (2015) qui ont testés les effets comparés des apports de fumier humide (*raw slurry*) et du même fumier digéré dans un méthaniseur (*biogas slurry*) sur le stockage de carbone dans des parcelles d'exploitations en agriculture biologique dans 5 sites en Baden Württemberg (Allemagne). Ils constatent que ces deux types d'apport, pendant 15 à 25 ans suivant les situations, ont le même effet sur le stockage du carbone et d'azote organique. Ces derniers auteurs constatent cependant que l'apport de fumier digéré dans un méthaniseur a une tendance à réduire la quantité de carbone de la biomasse microbienne relativement à la quantité de carbone organique du sol du fait d'une moindre biodisponibilité du carbone pour l'activité microbienne. Par contre, ils n'ont pas observé d'effets significatifs sur le ratio champignon/bactérie. Ils concluent sur le besoin de développer des analyses sur un plus large échantillon de situations afin de mieux appréhender les effets sur les communautés microbiennes. Dans cette logique, nous pouvons noter par ailleurs, qu'il serait nécessaire d'analyser les effets de ces différents PRO sur la structure et l'activité des autres composantes de la vie du sol, sur les propriétés physiques du sol associés, et sur la fourniture de nutriments (ex. azote) par le sol.

Tableau 3.11-1. Bilan estimé du C de végétaux retenu par le sol selon 4 scénarios : fourrage apporté directement au sol, passé au méthaniseur, effluent d'élevage, effluent passé au méthaniseur (Thomsen *et al.*, 2013)

Matière organique	C total avant d'être méthanisé ou donné aux animaux % C initial	C restant après digestion par les animaux % C initial	C restant après digestion anaérobie % C initial	Proportion du C dégradé dans le sol % C apporté au sol	Bilan du C % C initial
Fourrage	100			86	14
Fourrage digéré	100		20	42	12
Effluent	100	30*		52	14
Effluent digéré	100	30	16	24	12

*Hypothèse de perte de 70% pendant la digestion

Dans sa revue des effets de la digestion anaérobie (méthanisation) sur le cycle du carbone, de l'azote et la fertilité biologique des sols, Möller (2015) conforte ces analyses en insistant sur le fait que **les enjeux majeurs liés au développement de la méthanisation ne concernent pas les effets directs sur le cycle du carbone et les impacts environnementaux mais sont avant tout relatifs aux effets indirects sur les changements d'assolement**. Ainsi, le développement des surfaces en maïs pour alimenter les méthaniseurs, observé en Allemagne, a eu pour conséquences un fort bilan négatif des stocks de MO dans les sols concernés (Möller *et al.*, 2011). Cependant, à un niveau plus local et dans des systèmes excédentaires en MO, la digestion anaérobie combinée à la séparation de phase, permet de dissocier les cycles du C et du N, en utilisant les digestats solides pour amender les cultures fixant l'azote et les digestats liquides pour fertiliser les autres cultures, conduisant ainsi à un meilleur équilibre des bilans élémentaires au niveau du système de culture (Möller, 2009).

Les systèmes intégrés culture-élevage sont souvent considérés comme des systèmes permettant de développer des modes de production de biens végétaux plus durables. Dans ces systèmes, **l'enjeu est de développer les interactions spatiotemporelles entre les prairies, les grandes cultures et les animaux, de manière à favoriser le bouclage des cycles des éléments minéraux, le recyclage des matières organiques** et les services écosystémiques (Bonaudo *et al.*, 2014 ; Dumont *et al.*, 2016 ; Moraine *et al.*, 2017a ; Martin *et al.*, 2016). Ces systèmes intégrés culture-élevage peuvent être développés à l'échelle du système de production, de collectifs d'agriculteurs ou du territoire (Moraine *et al.*, 2016, 2017b ; Ryschawy *et al.*, 2017 ; Martin *et al.*, 2017). Dans ces deux derniers cas, l'organisation d'échanges de matières (grains, fourrages, effluents) voire d'animaux, entre des exploitations spécialisées en grande culture et en élevage peut permettre de diversifier les assolements et séquences de cultures des exploitations en grande culture (ex. intégration de légumineuses à graines, de luzerne ou d'autres prairies temporaires) et d'y développer les apports d'effluents d'élevage en excédent. Ce type d'organisation peut également permettre une extension ou extensification des surfaces en herbe dans les exploitations d'élevage sur les surfaces libérées des objectifs de production transférés aux exploitations de grande

culture (ex. production de céréales) (Martin *et al.*, 2016 ; Moraine *et al.*, 2016, 2017b ; Dumont *et al.*, 2016). Ces différentes modifications de l'utilisation des sols peuvent conduire à une augmentation du stockage du carbone dans les parcelles concernées par l'introduction de surface en herbe ou de luzerne dans une rotation de cultures annuelles, l'apport d'effluents organiques ou l'extensification de prairies conduites de manière très intensive. Elles peuvent aussi conduire à des pratiques défavorables au stockage du carbone telles que le remplacement d'une production de maïs grain par du maïs ensilage vendu aux éleveurs. Elles peuvent également offrir des opportunités d'intensification de systèmes d'élevage déjà très intensifs via la possibilité d'épandre les effluents en excès sur de nouvelles surfaces d'autres exploitations (Regan *et al.*, 2015).

Aussi, pour les deux situations analysées ci-dessus, **c'est avant tout les changements d'utilisation des sols et leur distribution dans les exploitations et les territoires qui déterminent les performances en matière de stockage de carbone dans les sols** à ces échelles.

3.11.4. Modélisation du cycle du carbone à l'échelle de l'exploitation et du territoire agricole

Comme pour l'analyse des effets de changements à l'échelle du système de culture, **la modélisation est une méthode qui permet de prendre en compte les multiples facteurs déterminant le cycle du carbone dans les sols à l'échelle de l'exploitation et du territoire**. Il existe différents modèles représentant les flux de carbone (et d'azote) au sein des exploitations ou de groupes d'exploitations dont la revue ne relève pas du champ de cette étude. Ce type de modèle a beaucoup été utilisé pour analyser les transferts de fertilité dans les exploitations et les communautés (villages) en Afrique (voir exemples dans Grillot *et al.*, 2018). On peut noter que suivant les modèles, ils représentent plus ou moins finement le fonctionnement du système sol-plante-animaux et les flux de carbone et de biomasse ayant lieu à l'échelle de l'exploitation ou du groupe d'exploitations.

A l'échelle du territoire, les approches mobilisent souvent des modèles du système sol-plante(-animaux) (cf. section 3.3) appliqués sur un ensemble de parcelles indépendantes sans représentation explicite des flux de biomasse entre parcelles liés au fonctionnement des filières de transformation et de recyclage de la biomasse. Dans cette approche, le territoire est représenté comme une collection de parcelles pour lesquelles les effets des systèmes de culture sur les flux de carbone sont simulés indépendamment. Cette approche de modélisation nécessite de disposer de bases de données sur les sols, le climat, la distribution spatiale des systèmes de culture voire également une phase de calibration du modèle sol-plante(-animaux) sur la gamme des situations de production simulées. Ce type d'approche a, par exemple, été utilisé par Liu *et al.* (2011) pour estimer la dynamique du carbone dans les principales situations de production de l'Iowa entre 1972 et 2007 considérant les changements d'utilisation du sol observés durant cette période. Ils ont montré que la dynamique du carbone dans la large gamme de situations observées dépend principalement du stock initial de carbone (en 1972) puis du système de culture en place, tout particulièrement des changements de rotations et pratiques associées. Les pratiques *a priori* stockantes (réduction du travail du sol et gestion des résidus adaptées) ne permettant que de réduire ces dynamiques sous-tendues par le stock de carbone initial. Dans le cadre de l'étude INRA EFESÉ-Écosystèmes Agricoles, Therond *et al.* (2017a) ont également adopté ce type d'approche pour évaluer les services écosystémiques fournis par les écosystèmes agricoles en France (y c. régulation du climat par stockage de carbone). Comme analysé par Liu *et al.* (2011), Therond *et al.* (2017a) constatent que les situations présentant un faible stock initial de carbone dans le sol ont tendance à stocker du carbone alors que celles présentant un stock initial fort ont tendance à déstocker.

Un autre type d'approche de modélisation se focalise sur **la modélisation et la simulation du fonctionnement des filières de biomasse considérant explicitement les contraintes logistiques**. Ainsi, le modèle multi-agent UPUTUC développé par le CIRAD, dans le cadre du projet GIROVAR à la Réunion, permet de simuler les contraintes logistiques des filières de produits résiduels organiques (PRO) en représentant les interactions entre les Unités de Production (UP), Unités de Transformation (UT) qui réceptionnent des matières en provenance des UP et les transforment, et les Unités de Consommation (UC) qui réceptionnent des matières en provenance des UP et/ou des UT et les « consomment » via un retour au sol. Cependant, dans ce type d'approche de modélisation les effets biophysiques des apports de PRO sur la dynamique des systèmes sol-plantes ne sont pas représentés.

A notre connaissance, il n'existe que **très peu de modèles en mesure de représenter les interactions, au sein du territoire, entre (i) les dynamiques biophysiques** en œuvre dans les parcelles considérant leurs conditions

pédoclimatiques et les systèmes de culture et (ii) **le fonctionnement des filières** de biomasse et, **in fine**, (iii) **les transferts de fertilité et de carbone** au sein de ce territoire (voir par ex. Grillot *et al.* (2018) pour un exemple en Afrique de l'Ouest à l'échelle du territoire d'un « village »). Le projet PROTERR (2017-2021), financé par l'ADEME et coordonné par l'INRA (UMR ECOSYS), vise à développer ce type de modèles en vue d'analyser à l'échelle du territoire les effets de changements dans les filières de gestion de la biomasse et les systèmes de cultures sur le cycle du carbone, la qualité des sols et la durabilité des exploitations agricoles. Basé sur l'amplification des fonctionnalités de la plateforme MAELIA (Therond *et al.*, 2014), le modèle devrait permettre d'évaluer les effets combinés de la création de nouvelles modalités de transformation la biomasse (ex. méthaniseur, compostage combinés de PRO), de la valorisation de nouvelles ressources de PRO (ex. biodéchets), et de nouvelles modalités de valorisation de ces PRO dans les systèmes de culture actuels ou alternatifs, sur le stockage du carbone et les transferts de fertilité de l'ensemble des parcelles d'un territoire en prenant en compte les logiques et contraintes de fonctionnement des exploitations et des filières.

Références bibliographiques

- Anglade, J., 2015. Agriculture biologique et qualité des ressources en eau dans le bassin de la Seine: caractérisation des pratiques et applications territorialisées. Thèse de doctorat en Sciences de l'Environnement. Université Pierre et Marie Curie, Paris 6.
- Autret, B.; Mary, B.; Chenu, C.; Balabane, M.; Girardin, C.; Bertrand, M.; Grandeau, G.; Beaudoin, N., 2016. Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 150-164. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.008>
- Boiffin, J.; Malézieux, E.; Picard, D., 2001. Cropping systems for the future. *Crop science: progress and prospects 6*. International Crop Science Congress. Hambourg, Allemagne, 17 Août 2000-22 Août 2000. ESA. Wallingford : CABI Publishing, 261-279.
- Bonaudo, T.; Bendahan, A.B.; Sabatier, R.; Ryschawy, J.; Bellon, S.; Leger, F.; Magda, D.; Tichit, M., 2014. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. *European Journal of Agronomy*, 57: 43-51. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010>
- Dumont, B.; Dupraz, P.; Aubin, J.; Batka, M.; Beldame, D.; Boixadera, J.; Bousquet-Mélou, A.; Benoit, M.; Bouamra Mechemache, Z.; Chatellier, V.; Corson, M.; Delaby, L.; Delfosse, C.; Donnars, C.; Dourmad, J.-Y.; Duru, M.; Edouard, N.; Fourat, E.; Frappier, L.; Friant Perrot, M.; Gagné, C.; Girard, A.; Guichet, J.-L.; Haddad, N.; Havlik, P.; Hercule, J.; Hostiou, N.; Huguenin-Elie, O.; Klumpp, K.; Langlais, A.; Lemauiel-Lavenant, S.; Le Perchec, S.; Lepiller, O.; Letort, E.; Levert, F.; Martin, B.; Méda, B.; Mognard, E.L.; Mougin, C.; Ortiz, C.; Piet, L.; Pineau, T.; Ryschawy, J.; Sabatier, R.; Turolla, S.; Veissier, I.; Verrier, E.; Vollet, D.; Van Der Werf, H.; Wilfart, A., 2016. Rôles, impacts et services issus des élevages en Europe. Synthèse de l'expertise scientifique collective. Paris: INRA, 136 p.
- Duru, M.; Therond, O.; Martin, G.; Martin-Clouaire, R.; Magne, M.A.; Justes, E.; Journet, E.P.; Aubertot, J.N.; Savary, S.; Bergez, J.E.; Sarthou, J., 2015. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (4): 1259-1281. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0306-1>
- Gaba, S.; Lescouret, F.; Boudsoq, S.; Enjalbert, J.; Hinsinger, P.; Journet, E.P.; Navas, M.L.; Wery, J.; Louarn, G.; Malezieux, E.; Pelzer, E.; Prudent, M.; Ozier-Lafontaine, H., 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 607-623. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0272-z>
- Garbach, K.; Milder, J.C.; DeClerck, F.A.J.; de Wit, M.M.; Driscoll, L.; Gemmill-Herren, B., 2017. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 15 (1): 11-28. <http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2016.1174810>
- Gattinger, A.; Muller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fliessbach, A.; Buchmann, N.; Mader, P.; Stolze, M.; Smith, P.; Scialabba, N.E.H.; Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109 (44): 18226-18231. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Grillot, M.; Guerrin, F.; Gaudou, B.; Masse, D.; Vayssières, J., 2018. Multi-level analysis of nutrient cycling within agro-sylvo-pastoral landscapes in West Africa using an agent-based model. *Environmental Modelling & Software*, 107: 267-280. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.05.003>
- Haddaway, N.R.; Hedlund, K.; Jackson, L.E.; Kätker, T.; Lugato, E.; Thomsen, I.K.; Jørgensen, H.B.; Isberg, P.-E., 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence*. The official journal of the Collaboration for Environmental Evidence, 6 (30): 48 p. <http://dx.doi.org/10.1186/s13750-017-0108-9>
- Halvorson, A.D.; Wienhold, B.J.; Black, A.L., 2002. Tillage, nitrogen, and cropping system effects on soil carbon sequestration. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (3): 906-912.
- Hijbeek, R.; Pronk, A.A.; van Ittersum, M.K.; ten Berge, H.F.M.; Bittjeber, J.; Verhagen, A., 2018. What drives farmers to increase soil organic matter? Insights from the Netherlands. *Soil Use and Management*, 34 (1): 85-100. <http://dx.doi.org/10.1111/sum.12401>
- Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Tibi, A., 2016. Recyclage de déchets organiques en agriculture : effets agronomiques et environnementaux de leur épandage. Editions Quae (Matière à Débattre et Décider), 200 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Expertises/Toutes-les-actualites/Expertise-Mafor-effluents-boues-et-dechets-organiques>

- Janzen, H.H., 2006. The soil carbon dilemma: Shall we hoard it or use it? *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (3): 419-424. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.008>
- King, A.E.; Blesh, J., 2018. Crop rotations for increased soil carbon: perennality as a guiding principle. *Ecological Applications*, 28 (1): 249-261. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1648/full>
- Kuzyakov, Y.; Domanski, G., 2000. Carbon input by plants into the soil. Review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163 (4): 421-431. [http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624\(200008\)163:4<421::aid-jpln421>3.0.co;2-r](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::aid-jpln421>3.0.co;2-r)
- Labreuche, J.; Wissocq, A.; Cavan, N., 2016. Implantation durable du non labour occasionnel. *Perspectives agricoles*, 437: 8-11.
- Lahmar, R., 2010. Adoption of conservation agriculture in Europe Lessons of the KASSA project. *Land Use Policy*, 27 (1): 4-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2008.02.001>
- Lal, R., 2004a. Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70 (2): 103-116. <http://dx.doi.org/10.1023/B:FRES.0000048480.24274.0f>
- Lal, R., 2004b. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123 (1-2): 1-22. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lechenet, M.; Deytieu, V.; Antichi, D.; Aubertot, J.N.; Barberi, P.; Bertrand, M.; Cellier, V.; Charles, R.; Colnenne-David, C.; Dachbrodt-Saaydeh, S.; Debaeke, P.; Dore, T.; Farcy, P.; Fernandez-Quintanilla, C.; Grandeau, G.; Hawes, C.; Jouy, L.; Justes, E.; Kierzek, R.; Kudsk, P.; Lamichhane, J.R.; Lescourret, F.; Mazzoncini, M.; Melander, B.; Messean, A.; Moonen, A.C.; Newton, A.C.; Nolot, J.M.; Panozzo, S.; Retaureau, P.; Sattin, M.; Schwarz, J.; Toque, C.; Vasileiadis, V.P.; Munier-Jolain, N., 2017. Diversity of methodologies to experiment Integrated Pest Management in arable cropping systems: Analysis and reflections based on a European network. *European Journal of Agronomy*, 83: 86-99. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.012>
- Leifeld, J.; Angers, D.A.; Chenu, C.; Fuhrer, J.; Katterer, T.; Powlson, D.S., 2013. Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (11): E984-E984. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1220724110>
- Leifeld, J.; Fuhrer, J., 2010. Organic Farming and Soil Carbon Sequestration: What Do We Really Know About the Benefits? *Ambio*, 39 (8): 585-599. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-010-0082-8>
- Liu, S.G.; Tan, Z.X.; Li, Z.P.; Zhao, S.Q.; Yuan, W.P., 2011. Are soils of Iowa USA currently a carbon sink or source? Simulated changes in SOC stock from 1972 to 2007. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140 (1-2): 106-112. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.017>
- Martin, G.; Moraine, M.; Ryschawy, J.; Magne, M.A.; Asai, M.; Sarthou, J.P.; Duru, M.; Therond, O., 2016. Crop-livestock integration beyond the farm level: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (3). <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x>
- McDaniel, M.D.; Tiemann, L.K.; Grandy, A.S., 2014. Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis. *Ecological Applications*, 24 (3): 560-570. <http://dx.doi.org/10.1890/13-0616.1>
- Meynard, J.M.; Dore, T.; Lucas, P., 2003. Agronomic approach: cropping systems and plant diseases. *Comptes Rendus Biologies*, 326 (1): 37-46. [http://dx.doi.org/10.1016/s1631-0691\(03\)00006-4](http://dx.doi.org/10.1016/s1631-0691(03)00006-4)
- Minasny, B.; Malone, B.P.; McBratney, A.B.; Angers, D.A.; Arrouays, D.; Chambers, A.; Chaplot, V.; Chen, Z.S.; Cheng, K.; Das, B.S.; Field, D.J.; Gimona, A.; Hedley, C.B.; Hong, S.Y.; Mandal, B.; Marchant, B.P.; Martin, M.; McConkey, B.G.; Mulder, V.L.; O'Rourke, S.; Richerde-Forges, A.C.; Odeh, I.; Padarian, J.; Paustian, K.; Pan, G.X.; Poggio, L.; Savin, I.; Stolbovoy, V.; Stockmann, U.; Sulaeman, Y.; Tsui, C.C.; Vagen, T.G.; van Wesemael, B.; Winowiecki, L., 2017. Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292: 59-86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Moller, K., 2009. Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84 (2): 179-202. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9236-5>
- Moller, K.; Schulz, R.; Muller, T., 2011. Effects of setup of centralized biogas plants on crop acreage and balances of nutrients and soil humus. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89 (2): 303-312. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-010-9395-z>
- Moller, K., 2015. Effects of anaerobic digestion on soil carbon and nitrogen turnover, N emissions, and soil biological activity. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (3): 1021-1041. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0284-3>
- Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2017a. A social-ecological framework for analyzing and designing integrated crop-livestock systems from farm to territory levels. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32 (1): 43-56. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170515000526>
- Moraine, M.; Grimaldi, J.; Murgue, C.; Duru, M.; Therond, O., 2016. Co-design and assessment of cropping systems for developing crop-livestock integration at the territory level. *Agricultural Systems*, 147: 87-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2016.06.002>
- Moraine, M.; Melac, P.; Ryschawy, J.; Duru, M.; Therond, O., 2017b. A participatory method for the design and integrated assessment of crop-livestock systems in farmers' groups. *Ecological Indicators*, 72: 340-351. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.012>
- Pausch, J.; Kuzyakov, Y., 2018. Carbon input by roots into the soil: Quantification of rhizodeposition from root to ecosystem scale. *Global Change Biology*, 24 (1): 1-12. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13850>
- Perez-Jaramillo, J.E.; Mendes, R.; Raaijmakers, J.M., 2016. Impact of plant domestication on rhizosphere microbiome assembly and functions. *Plant Molecular Biology*, 90 (6): 635-644. <http://dx.doi.org/10.1007/s11103-015-0337-7>
- Pittelkow, C.M.; Liang, X.Q.; Linquist, B.A.; van Groenigen, K.J.; Lee, J.; Lundy, M.E.; van Gestel, N.; Six, J.; Venterea, R.T.; van Kessel, C., 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517 (7534): 365-U482. <http://dx.doi.org/10.1038/nature13809>

- Plaza-Bonilla, D.; Nolot, J.M.; Passot, S.; Raffaillac, D.; Justes, E., 2016. Grain legume-based rotations managed under conventional tillage need cover crops to mitigate soil organic matter losses. *Soil & Tillage Research*, 156: 33-43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.09.021>
- Powlson, D.S.; Whitmore, A.P.; Goulding, K.W.T., 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62 (1): 42-55. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>
- Rasse, D.P.; Rumpel, C.; Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269 (1-2): 341-356. <http://dx.doi.org/10.1007/s11004-004-0907-y>
- Regan, J.T.; Marton, S.; Barrantes, O.; Ruane, E.; Hanegraaf, M.; Berland, J.; Korevaar, H.; Pellerin, S.; Nesme, T., 2017. Does the recoupling of dairy and crop production via cooperation between farms generate environmental benefits? A case-study approach in Europe. *European Journal of Agronomy*, 82: 342-356. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.08.005>
- Ryschawy, J.; Martin, G.; Moraine, M.; Duru, M.; Therond, O., 2017. Designing crop-livestock integration at different levels: Toward new agroecological models? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 108 (1): 5-20. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9815-9>
- Saffih-Hdadi, K.; Mary, B., 2008. Modeling consequences of straw residues export on soil organic carbon. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (3): 594-607. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>
- Schaller, N., 2013. L'agriculture de conservation. Centre d'études et de prospective-Analyse, n°61: 1-4. <http://agriculture.gouv.fr/Analyse-no61-septembre-2013-L>
- Scopel, E.; Triomphe, B.; Affholder, F.; Da Silva, F.A.M.; Corbeels, M.; Xavier, J.H.V.; Lahmar, R.; Recous, S.; Bernoux, M.; Blanchart, E.; Mendes, I.D.; De Tournonet, S., 2013. Conservation agriculture cropping systems in temperate and tropical conditions, performances and impacts. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (1): 113-130. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0106-9>
- Sebillotte, M., 1990. Système de culture, un concept opératoire pour les agronomes In: Combe, L.; Picard, D., eds. *Les systèmes de culture*. Paris: INRA (Un Point sur...), 165-196.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O.; Howden, M.; McAllister, T.; Pan, G.; Romanenkov, V.; Schneider, U.; Towprayoon, S.; Wattenbach, M.; Smith, J., 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363 (1492): 789-813. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>
- Thérond O. (coord.); Tichit M. (coord.); Tibi A. (coord.); Accatino, F.; Biju-Duval, L.; Bockstaller, C.; Bohan, D.; Bonaudo, T.; Boval, M.; Cahuzac, E.; Casellas, E.; Chauvel, B.; Choler, P.; Constantin, J.; Cousin, I.; Daroussin, J.; David, M.; Delacote, P.; Derocles, S.; De Sousa, L.; Domingues Santos, J.P.; Dross, C.; Duru, M.; Eugène, M.; Fontaine, C.; Garcia, B.; Geijzendorffer, I.; Girardin, A.; Graux, A.-I.; Jouven, M.; Langlois, B.; Le Bas, C.; Le Bissonnais, Y.; Lelièvre, V.; Lifran, R.; Maigné, E.; Martin, G.; Martin, R.; Martin-Laurent, F.; Martinet, V.; McLaughlin, O.; Meillet, A.; Mignolet, C.; Mouchet, M.; Nozières-Petit, M.-O.; Ostermann, O.P.; Paracchini, M.L.; Pellerin, S.; Peyraud, J.-L.; Petit-Michaut, S.; Picaud, C.; Plantureux, S.; Poméon, T.; Porcher, E.; Puech, T.; Puillet, L.; Rambonilaza, T.; Raynal, H.; Resmond, R.; Ripoche, D.; Ruget, F.; Rulleau, B.; Rush, A.; Salles, J.-M.; Sauviant, D.; Schott, C.; Tardieu, L., 2017a. Volet "écosystèmes agricoles" de l'Evaluation Française des Ecosystèmes et des Services Ecosystémiques. Rapport d'étude. Paris: INRA, 966 p.
- Therond, O.; Duru, M.; Roger-Estrade, J.; Richard, G., 2017b. A new analytical framework of farming system and agriculture model diversities. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (3). <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>
- Thomsen, I.K.; Olesen, J.E.; Moller, H.B.; Sorensen, P.; Christensen, B.T., 2013. Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology & Biochemistry*, 58: 82-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>
- Tibi, A.; Therond, O., 2018. Services écosystémiques fournis par les espaces agricoles. Editions Quae (Matière à Débattre et Décider), 188 p.. <https://www.quae.com/produit/1543/9782759229161/services-ecosystemiques-fournis-par-les-espaces-agricoles>
- Tiemann, L.K.; Grandy, A.S.; Atkinson, E.E.; Marin-Spiotta, E.; McDaniel, M.D., 2015. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. *Ecology Letters*, 18 (8): 761-771. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12453>
- Triberti, L.; Nistri, A.; Baldoni, G., 2016. Long-term effects of crop rotation, manure and mineral fertilisation on carbon sequestration and soil fertility. *European Journal of Agronomy*, 74: 47-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2015.11.024>
- van Groenigen, J.W.; van Kessel, C.; Hungate, B.A.; Oenema, O.; Powlson, D.S.; van Groenigen, K.J., 2017. Sequestering Soil Organic Carbon: A Nitrogen Dilemma. *Environmental Science & Technology*, 51 (9): 4738-4739. <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b01427>
- van Ittersum, M.K.; Rabbinge, R., 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*, 52 (3): 197-208. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-4290\(97\)00037-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-4290(97)00037-3)
- Wentzel, S.; Schmidt, R.; Piepho, H.P.; Semmler-Busch, U.; Joergensen, R.G., 2015. Response of soil fertility indices to long-term application of biogas and raw slurry under organic farming. *Applied Soil Ecology*, 96: 99-107. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.015>
- West, T.O.; Post, W.M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 66 (6): 1930-1946. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>
- Wickings, K.; Grandy, A.S.; Reed, S.C.; Cleveland, C.C., 2012. The origin of litter chemical complexity during decomposition. *Ecology Letters*, 15 (10): 1180-1188. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01837.x>
- Zomer, R.J.; Bossio, D.A.; Sommer, R.; Verchot, L.V., 2017. Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils. *Scientific Reports*, 7. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>

3.12. Méthodes d'évaluation des coûts de mise en œuvre de pratiques stockantes

Auteurs : Elodie Letort et Claire Mosnier

Principaux enseignements de cette section :

- *Le coût d'adoption d'une nouvelle pratique par les agriculteurs recouvre à la fois des coûts directs engendrés par les actions nécessaires à la séquestration du carbone, comme l'achat d'un nouveau matériel ou une augmentation du nombre d'heures travaillées, mais aussi un manque à gagner dû au renoncement d'une production plus rémunératrice.*
- *Plusieurs méthodes d'évaluation de ces coûts de mise en œuvre de pratiques agricoles existent, cependant il n'y a pas de consensus sur la meilleure méthode. Le choix d'une approche dépend de la question étudiée et des moyens disponibles pour y répondre.*
- *Les modèles économétriques ne sont pas adaptés pour l'étude simultanée de nombreuses pratiques agricoles, contrairement aux modèles de programmation mathématique et aux modèles ingénieurs. Les modèles ingénieurs, plus simples à construire et moins coûteux en temps, peuvent permettre de décrire précisément les pratiques agricoles en termes de coûts, alors que les modèles de programmation mathématique permettent d'obtenir directement les pratiques les moins coûteuses selon un contexte et des contraintes données.*
- *Les coûts des pratiques stockant du carbone estimés dans la littérature sont difficilement comparables. En effet, ceux-ci reflètent les caractéristiques spécifiques des sites étudiés (conditions pédoclimatiques et potentiels techniques de séquestration de carbone dans les sols) et dépendent de l'objectif visé de séquestration du carbone et des hypothèses posées pour évaluer ces coûts. La réduction du travail du sol apparaît néanmoins dans la littérature comme une pratique attractive pour un faible objectif de stockage de carbone, et l'afforestation semble dominer pour un fort objectif de stockage.*

3.12.1. Définition des coûts de mise en œuvre de pratiques stockantes en carbone

3.12.1.1. Les différents types de coûts

En modifiant leurs pratiques agricoles, les agriculteurs font face à des coûts supplémentaires par rapport à leur pratique initiale (Tableau 3.12-1). Ces coûts correspondent aux coûts directs engendrés par les actions nécessaires à la séquestration du carbone dans les sols. Ils peuvent être ponctuels, comme l'achat d'un nouveau matériel, ou récurrents, comme une augmentation du nombre d'heures travaillées ou d'autres facteurs de production. Les agriculteurs peuvent être également amenés à renoncer à une production plus rémunératrice. Les économistes parlent alors de coûts d'opportunité, ce qui permet de prendre en compte une éventuelle réallocation des ressources au sein d'une exploitation, telle qu'une modification des assolements et/ou des effectifs d'animaux. Le coût d'opportunité d'une pratique agricole varie d'une exploitation à une autre, et même d'une parcelle à une autre. Le coût d'opportunité pour la conversion de cultures annuelles en prairies sera par exemple plus élevé si les terres sont fertiles ou si la culture initiale est très rémunératrice (cultures sous contrat, vigne, etc.).

Parallèlement à ces coûts privés pour l'agriculteur, l'évolution des pratiques de stockage de carbone peuvent générer des coûts supplémentaires pour la société. Les pratiques de stockage de carbone peuvent avoir de nombreux effets indirects sur l'environnement car elles modifient par exemple la biodiversité, la régulation des flux d'eau et de matières dans les sols ou encore la valeur récréative des paysages. Cependant, l'analyse de coût « classique » ne prend en compte que les interactions marchandes entre les agents économiques. Les autres services rendus par les pratiques visant à accroître le stock de carbone dans les sols ne sont donc généralement pas inclus. De même, la mise en place des politiques pour inciter les agriculteurs à adopter ces pratiques peut générer d'importants coûts supplémentaires pour l'Etat, nommés coûts de transactions, tels que les coûts d'information et de vérification, coût de négociation, etc.

Les coûts diffèrent selon les hypothèses temporelles considérées. Dans les approches statiques, seuls les coûts pour une année donnée ou pour une année moyenne sont considérés. Sur le court terme, on considère souvent que le système étudié ne peut pas mobiliser plus de capital (bâtiments, machines en propriétés, travailleurs) que l'existant et que les coûts associés à ce capital resteront inchangés même s'il est moins utilisé. Les approches dynamiques prennent explicitement en compte l'évolution du système dans le temps. Le coût d'une pratique peut être évalué sur plusieurs années, par exemple sur toute la durée pendant laquelle la pratique aura un effet sur le stock de carbone du sol. Il est possible de considérer le délai nécessaire à la mise en œuvre de la pratique en fonction des besoins de renouvellement des équipements de l'exploitation et de sa capacité d'investissement. Des préférences temporelles peuvent également être intégrées, via un taux d'actualisation qui représente la préférence pour le présent : un « tien » vaut mieux qu'un certain nombre de « tu l'auras ». Ce taux d'actualisation se traduit par une pénalisation plus forte des coûts présents par rapport aux coûts futurs ou par une pénalisation du carbone stocké dans le futur par rapport au stockage actuel.

Tableau 3.12-1. Les coûts potentiels liés à l'adoption de nouvelles pratiques

Coût privé (agriculteur)	Coûts ponctuels	- Achat matériel
	Coûts récurrents	- Hausse du temps de travail - Modification de l'itinéraire technique et/ou de la conduite d'élevage (fertilisation, semences, herbicides, alimentation animale...)
	Coûts d'opportunité	- Changement d'usage des sols (perte de revenu liés à la vente de cultures...)
Coût social	Coûts externes	- Autres impacts environnementaux
	Coûts de transaction	- Coût administratifs, d'information, de contrôle ...

3.12.1.2. Courbe de coût marginal

Le potentiel technique de séquestration du carbone correspond au niveau de stockage de carbone qu'il est potentiellement possible d'atteindre à partir des actions techniquement réalisables sur les surfaces éligibles d'un territoire. Le potentiel économique de séquestration du carbone inclut le stockage de carbone permis par les actions techniques et le coût associé à la mise en œuvre de ces actions. La question n'est pas juste de savoir « quelle quantité additionnelle de carbone peut-on stocker dans les sols français ? », mais « quelle est la combinaison d'actions permettant d'atteindre un objectif donné de stockage de carbone dans les sols au coût total le plus faible ? ».

La notion de coût marginal d'abattement ou d'atténuation est utile pour répondre à cette question. Cette notion est couramment utilisée pour évaluer le coût d'une réduction des émissions de gaz à effets de serre. Dans le cas d'un objectif d'augmentation du stockage de carbone dans les sols, le coût marginal correspond au coût le plus faible auquel on peut augmenter le stockage de carbone d'une unité supplémentaire. La courbe de coût marginal (MACC en anglais) décrit la relation entre les quantités additionnelles de carbone stockées et le coût associé au stockage de la dernière unité de carbone (Figure 3.12-1). Le potentiel d'augmentation du stock de carbone cumulé est représenté sur l'axe des abscisses et les coûts par unité de carbone additionnel stocké sur l'axe des ordonnées. Cette relation est non décroissante, puisque les actions de stockage les moins coûteuses sont entreprises en priorité. Pour atteindre un objectif de stockage donné, des options de plus en plus coûteuses et/ou un nombre plus important d'agriculteurs vont devoir participer à l'effort de stockage. Les actions qui ont un coût marginal supérieur au seuil de coût correspondant à l'objectif de stockage ne seront pas mises en place. De même, les agriculteurs qui ont des coûts marginaux supérieurs à ce seuil ne seront pas sollicités pour participer à l'effort total de stockage de carbone.

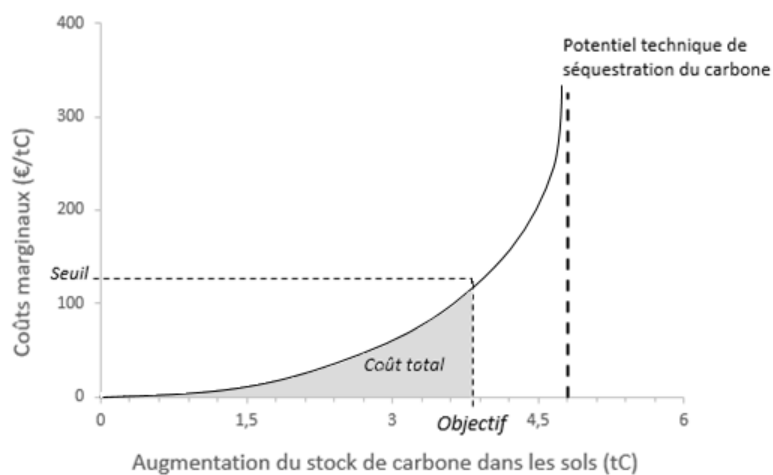


Figure 3.12-1. Illustration d'une courbe de coût marginal de séquestration du carbone

3.12.2. Méthodes d'évaluation des coûts de mise en œuvre de pratiques agricoles

Il existe trois grandes catégories d'approches pour construire des courbes de coût marginal de réduction des émissions de gaz à effet de serre : les modèles d'offres qui simulent la production à partir notamment de modèles économétriques ou de modèles de programmation mathématique, les modèles d'équilibre, partiel ou général, qui représentent à la fois l'offre et la demande, et les approches de type « ingénieur » qui s'appuient davantage sur une approche comptable.

3.12.2.1. Les modèles d'offre

Les modèles décrivant le comportement d'offre des agriculteurs (assolement et conduite des cultures, effectifs d'animaux et conduite d'élevage) reposent sur l'hypothèse centrale que les choix faits par les agriculteurs sont les choix « optimaux » : les agriculteurs sont supposés économiquement rationnels c'est-à-dire qu'ils maximisent leur profit, ou minimisent leurs coûts, dans un contexte économique et politique donné et sous un certain nombre de contraintes techniques. Toute modification de pratique ou d'assolement par rapport à cet optimum est considérée comme coûteuse pour les agriculteurs. Dès lors, ils ne modifieront leurs pratiques que si, en contrepartie, ils reçoivent une compensation financière égale à leur perte de revenu ou si la réglementation les y oblige.

Ce type de modèles nécessite de donner une valeur monétaire au carbone stocké. Ce « prix » associé à une unité de carbone stocké supplémentaire représente le bénéfice auquel l'agriculteur peut prétendre en augmentant son stockage de carbone d'une unité. En d'autres termes, il correspond au montant de l'incitation financière fournie par l'Etat par unité de carbone stocké additionnel. Face à cette incitation, chaque agriculteur va ajuster ses choix de production jusqu'à ce que la dernière unité de carbone stockée soit obtenue à un coût égal à ce prix du stockage. En faisant varier le prix du stockage et en le mettant en regard des quantités de carbone stocké, on décrit la courbe de coût marginal de séquestration du carbone.

Concrètement, les modèles économétriques et les modèles de programmation mathématique sont représentés par des équations mathématiques. Les pratiques agricoles sont intégrées sous forme de fonctions de production, qui exprime la relation entre les quantités de facteurs de production et les quantités produites. Les choix de production comme par exemple l'assolement ou le niveau d'intensification sont expliqués par les marges associées aux différentes productions possibles. Les paramètres de ces modèles sont soit calibrés à partir de dire d'experts, soit estimés empiriquement à partir de données réelles historiques. L'analyse peut se faire à l'échelle des exploitations agricoles, ou à l'échelle d'un territoire en considérant une ou quelques exploitations-types. Chacun de ces modèles, économétrique ou de programmation mathématique, a ses avantages et ses inconvénients.

Le principal avantage des modèles économétriques est que leurs paramètres sont estimés directement à partir de méthodes d'inférence statistique, en utilisant des informations passées observées sur les décisions de production des agriculteurs. Cela permet, d'une part, de valider statistiquement les résultats d'estimation et de simulation, et d'autre part, de tenir compte de l'hétérogénéité des exploitations agricoles. D'un autre côté, puisque les résultats

obtenus reposent sur les comportements passés observés des agriculteurs, il est difficile d'analyser à partir de ces modèles de nouvelles pratiques agricoles qui ne sont pas utilisées par les agriculteurs, à moins d'avoir des données expérimentales. De plus, l'utilisation de l'inférence statistique n'est possible que parce que les processus de choix de production sont modélisés de manière très simplifiée, ce qui peut poser problème lorsque les interactions sont importantes entre les intrants ou entre les productions, ou lorsqu'il existe de nombreuses contraintes techniques. Cette approche est utilisée notamment par Antle *et al.* (2001, 2003, 2007) qui combinent un modèle de production économétrique avec un modèle de simulation biophysique pour évaluer le potentiel économique de séquestration du carbone dans les sols dans quelques pays américains. Contrairement à l'approche économétrique, la programmation mathématique ne permet pas cette validation statistique des résultats. La programmation mathématique permet en revanche de rentrer plus finement dans le processus de production. Elle reconstitue en effet le fonctionnement du système de production en s'appuyant sur des processus et des coûts de production définis par ailleurs. La modélisation des processus de choix de production peut être plus détaillée, cela permet d'introduire plus facilement des contraintes de ressources (ex : surface et main d'œuvre disponibles), de technologie (ex : pratiques agricoles) ou de politique (ex : subvention). Plusieurs modèles de programmation mathématique ont été utilisés dans cette optique, comme le modèle MIDAS (Kragt *et al.*, 2012), le modèle AROPAj (De Cara *et al.*, 2006), le modèle ORFEE (Mosnier *et al.*, 2017).

3.12.2.2. Les modèles d'équilibres

Le principe et le fonctionnement des modèles d'équilibre (partiel ou général) sont proches des modèles de programmation mathématique qui se focalisent sur l'offre. La principale différence est qu'ils traitent simultanément de l'offre et de la demande, sur un ou plusieurs secteurs de l'économie. Ces modèles incluent une description de la demande de produits agricoles et décrivent explicitement la formation des prix à l'équilibre des marchés. Contrairement aux modèles d'offre, les prix sont endogènes et répondent aux variations de l'offre et/ou de la demande dues à la mise en œuvre de politiques d'atténuation. Cette approche permet donc de rendre compte des effets indirects induits par l'ajustement des prix à l'équilibre des marchés. Par exemple, des politiques visant à augmenter le stockage de carbone peuvent avoir des répercussions sur les marchés en modifiant les volumes (production, consommation, importation, exportation) ou en augmentant leurs coûts de production. Cela entraîne une modification des prix et par voie de conséquence une modification des coûts d'opportunité des pratiques. De plus, bien que la couverture géographique de ce type d'approche soit généralement plus large (souvent mondiale), la résolution spatiale est généralement plus faible (échelle des pays) et le contenu technique est moins détaillé que celui des modèles d'offre. Les courbes de coût marginal issues de ces modèles d'équilibre ne sont pas directement comparables avec celles obtenues avec les modèles d'offre, puisqu'ils tiennent compte des effets induits d'une politique sur les marchés et sur les prix. Dans ce sens, ils sont mieux équipés pour fournir une évaluation de l'ensemble des effets des politiques d'atténuation (Schneider et McCarl 2006).

3.12.2.3. Les approches de type « ingénieur »

L'approche de type ingénieur se rapproche plus d'une logique comptable que d'une logique d'optimisation économique. Elle va chercher à évaluer, de manière très détaillée, les coûts associés à chaque option envisagée pour augmenter le stockage de carbone. Le coût moyen associé à chaque action considérée est calculé comme le rapport entre son coût total et son potentiel de stockage. Pour chaque type d'action, le coût marginal correspond au coût moyen de l'action, car il ne dépend pas des quantités de carbone stocké, d'où la forme en escalier de la courbe de coût marginal (Figure 3.12-2).

Contrairement aux autres approches, l'approche de type ingénieur ne nécessite pas explicitement d'hypothèses de rationalité des agents économiques. Cela peut aboutir à des mesures caractérisées par un « coût négatif » qui permettent à la fois d'augmenter le stockage de carbone et d'améliorer le revenu des agriculteurs. D'un point de vue économique, l'existence de pratiques rentables non utilisées par les agriculteurs est expliquée par les imperfections de marché (problèmes d'information, de diffusion, etc.) et n'est pas considérée dans les autres types d'approches qui supposent un marché concurrentiel sans imperfections (Bamière *et al.*, 2014). Si l'approche d'ingénieur accepte l'existence de ces mesures à coûts négatifs, il faut cependant noter que corriger ces imperfections, c'est-à-dire faire en sorte que ces mesures soient adoptées par les agriculteurs, nécessite des coûts de transactions supplémentaires, ce qui réduit le potentiel économique de ces actions (Jaffe et Stavins, 1994).

Cette approche est souvent utilisée pour l'évaluation de politiques environnementales dans les perspectives (Afterres, 2016 ; Agrimonde Terra (Le Mouël *et al.*, 2018)), et notamment pour chiffrer le coût d'une réduction des émissions de gaz à effets de serre (Pellerin *et al.*, 2017). Par ailleurs, elle est souvent la première pierre des modèles de programmation mathématique, qui permettent de choisir la combinaison optimale de pratiques ou de productions pour un prix du carbone donné et en respectant un certain nombre de contraintes (Bamière *et al.*, 2017).

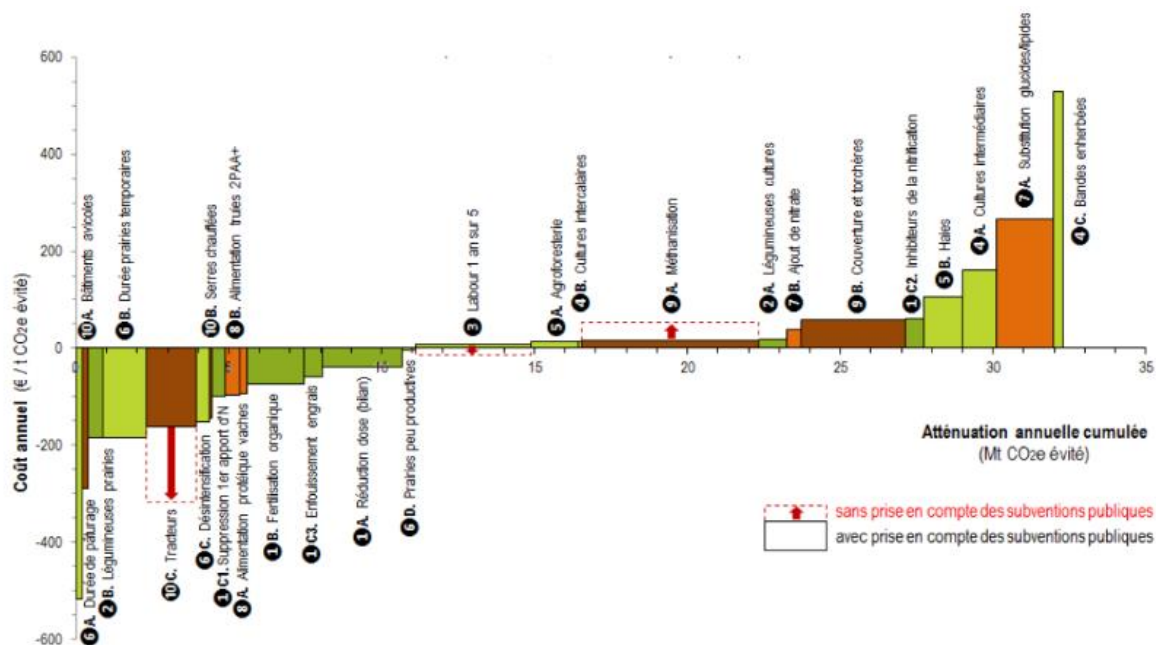


Figure 3.12-2. Exemple de courbe de coût marginal d'abattement des émissions des GES construite dans le cadre de l'expertise INRA sur la réduction des émissions de gaz à effet de serre en agriculture (Pellerin *et al.*, 2013)

3.12.2.4. Synthèse sur les méthodes d'évaluation des coûts de mise en œuvre des pratiques

Chacune de ces approches présente des avantages et inconvénients, et repose sur un certain nombre d'hypothèses bien spécifiques. Vermont et De Cara (2010) ont conduit une méta-analyse à partir de 21 études dans le but de comparer les approches d'évaluation des potentiels et coûts d'atténuation des émissions de gaz à effets de serre. Bien que leur analyse statistique concerne les émissions de gaz à effets de serre, elle a permis d'identifier des différences importantes entre les résultats des différentes approches identifiées ci-dessus. Globalement, le choix d'une approche résulte d'un arbitrage entre la recherche de la fiabilité économique et statistique des résultats, et la simplicité de construction et d'utilisation du modèle, ce qui dépend de la question étudiée et des moyens disponibles pour y répondre (en termes de temps de travail et de données disponibles notamment). Au regard de l'objectif de cette étude, nous retenons de cette section les trois points suivants :

(1) Les résultats issus des modèles micro-économétriques sont fiables statistiquement, mais ceux-ci dépendent fortement de la qualité et de la quantité des données disponibles sur le comportement de production des exploitations agricoles. De plus, la complexité de résolution de ce type de modèle contraint généralement les économistes à se focaliser sur une, voire deux pratiques stockantes en carbone.

(2) Les modèles de programmation mathématique sont construits à partir d'une représentation explicite et précise des comportements des exploitations et des contraintes agronomiques. L'utilisation des modèles existants, par exemple le modèle ORFEE (Mosnier *et al.*, 2017), nécessiterait un travail important d'adaptation, afin de couvrir l'ensemble des territoires et des productions retenus dans le cadre de cette étude.

(3) Les modèles d'équilibre ont l'avantage de tenir compte des effets indirects qu'une politique sur le stockage de carbone aurait sur les marchés, sur les prix et donc sur les coûts des nouvelles pratiques. Bien que l'importance de ces effets induits sur les résultats doive être discutée, cela ne justifie pas l'utilisation de ce type de modèles qui couvre généralement les marchés mondiaux sur un ou plusieurs secteurs, et sort du cadre de cette étude.

(4) Les approches d'ingénieur sont, *a priori*, plus simples à construire et à utiliser que les modèles précédents. Cependant, si cette approche permet de décrire les pratiques agricoles stockantes en carbone en termes de coûts, elle ne permet pas de conclure directement sur les pratiques les moins coûteuses selon un contexte économique et des contraintes donnés.

3.12.3. Coûts de pratiques stockantes en carbone estimés dans la littérature

La littérature sur l'évaluation des coûts associés à la séquestration du carbone dans les sols, ou plus largement à la réduction des émissions de gaz à effets de serre, est assez dense. Généralement seuls les coûts privés des agriculteurs sont pris en compte. Quelques coûts issus de la littérature sont détaillés dans les sections suivantes et résumés dans le Tableau 3.12-2.

3.12.3.1. Les coûts liés aux changements d'usage des sols

Les coûts de séquestration du carbone dans les sols associés à la conversion de terres agricoles en forêts ont été largement évalués dans la littérature, principalement aux Etats-Unis. Newell et Stavins (2000), Plantinga *et al.* (1999), Stavins (1999), Lubowsky *et al.* (2006) modélisent les différents choix d'usages des sols, sols agricoles, sols urbains et forêts, à partir de modèles économétriques. Des simulations de politiques publiques en faveur d'un boisement des terres agricoles leur permettent d'évaluer les coûts associés à des changements d'utilisation des sols. Au plus fort niveau de séquestration du carbone, correspondant à la conversion d'environ 25% des terres agricoles en forêt, et sur un horizon de 60 ans, Plantinga *et al.* (1999) estiment des coûts marginaux compris entre 95 et 120 \$ par tonne de carbone dans le Maine, 75 et 95 \$ par tonne dans le Wisconsin, et 45 et 55 \$ en Caroline du Sud. A l'échelle des Etats-Unis et sur un horizon de 250 ans, Lubowski *et al.* (2006) estiment que, pour une quantité de carbone séquestrée supplémentaire comprise entre 600 et 700 millions de tonnes par an, le coût marginal de la séquestration du carbone au moyen des forêts est estimé à 100 \$ par tonne.

Les autres changements d'usage des sols, comme par exemple la conversion de terres arables en prairies, ont été également étudiés dans la littérature. Kragt *et al.* (2012) utilisent le modèle bioéconomique d'exploitation MIDAS pour simuler l'effet de rotations avec plus ou moins de prairie et plus ou moins de résidus enfouis, sur le stockage de carbone dans le sol et sur les résultats d'une exploitation type de l'ouest de l'Australie. Une augmentation de la part de prairie de 30% à 80% induit une augmentation du stockage de carbone à l'hectare de 54 kg C/an pendant 30 ans pour une perte de profit de 2 \$/ha/an, soit un coût marginal d'environ 60 \$/tCO₂ pour chaque tonne additionnelle de CO₂ équivalent stockée dans le sol. Ils ont ensuite estimé le coût marginal de stockage de carbone pour une part croissante de la prairie dans la rotation afin de construire une courbe de coût marginal d'abattement. Ils estiment ainsi entre 40-130 \$/ t CO₂eq / an pour 10 kg C ha/ an et 90-250 \$/ t CO₂eq /an pour 40 kg C ha/ an le coût des mesures (les intervalles correspondent aux différentes hypothèses de prix retenues).

L'étude menée par Mosnier *et al.* (2017) compare l'impact de différents scénarios prospectifs sur les systèmes de production, sur les émissions de GES et sur le stockage de carbone associé à la production de bovins. Les auteurs utilisent pour cela le modèle ORFEE qui est appliqué à plusieurs fermes bovines types françaises. Les scénarios testés mettent en évidence que le développement de certaines technologies (ex : intégration de prairies temporaires et luzerne dans les rotations culturales) et certaines politiques publiques ne visant pas directement les gaz à effet de serre, permettent simultanément d'augmenter le stockage de carbone, de réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'augmenter le profit. Cependant, le nombre important de facteurs testés simultanément rend difficile l'évaluation économique des coûts induits par l'adoption de technologies qui stockent davantage de carbone.

3.12.3.2. Les coûts liés aux changements de pratiques agricoles

La réduction du travail du sol est la pratique favorable au stockage de carbone la plus étudiée dans la littérature, quelle que soit la méthode utilisée (Pautsch *et al.* 2001 ; Feng *et al.* 2000, 2002, 2006 ; Kurkalova *et al.*, 2006, De Cara *et al.* 2006 ; Pellerin *et al.*, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2017). Antle et ses co-auteurs (2001, 2007) utilisent une approche basée sur le couplage d'un modèle économique de simulation, dont les paramètres sont calibrés par les résultats d'un modèle économétrique de production agricole, et d'un modèle biophysique représentant la dynamique du carbone dans les sols (Century). Ils comparent différentes pratiques stockantes en carbone sur un

Tableau 3.12-2. Récapitulatif des coûts marginaux d'opportunité estimés dans la littérature¹⁹

Auteurs	Etendue du bilan GES ²⁰	Approche ²¹	Zone d'étude	Pratiques	Coût en €/t de carbone ²²	Quantité de carbone stockée en Mt/an ²³
Frank <i>et al.</i> , 2015	Sol	EP	Europe 27	Non-labour ou travail du sol minimum	10 – 100	2 - 10
McCarl <i>et al.</i> , 2001	Sol	EP	US	Adoption de pratiques stockantes en carbone (travail du sol, rotation, fertilisation)	12	60
				Afforestation	46	200
Kragt <i>et al.</i> , 2012	Sol	PM	Ouest Australie	Introduction de prairie dans les rotations	5 – 132	0,01 – 0,04
De Cara <i>et al.</i> , 2006	GES	PM	Europe 17	Non-labour ou travail du sol minimum	25 – 125	2 - 7
Antle <i>et al.</i> , 2001	Sol	ME	Montana zone 1	Conversion terres arables en prairies	80 – 415	0,15 – 1,35
				Système de cultures continu (sans jachère)	20 – 105	1,86 – 4,32
			Montana zone 2	Conversion terres arables en prairies	85 – 440	0,46 – 0,75
				Système de cultures continu (sans jachère)	25 – 115	0,88 – 2,15
Antle <i>et al.</i> , 2007	Sol	ME	Centre US	Pratiques de conservation du sol (système blé)	0 – 170	0 – 0,5
				Pratiques de conservation du sol (système maïs-soja)	0 – 170	0 – 0,7
				Réduction des jachères	0 – 170	0 – 0,9
Feng <i>et al.</i> , 2006	Sol	ME	Iowa	Pratiques de conservation du sol	0 – 170	0 – 5
				Retrait des terres de la production agricole	0 – 170	0 – 20
Paustch <i>et al.</i> , 2001	Sol	ME	Iowa	Pratiques de conservation du sol	0 – 515	0 – 2
Plantinga <i>et al.</i> , 1999	Sol	ME	Maine	Afforestation	0 – 95	0 – 5
			Caroline du Sud	Afforestation	0 – 40	0 – 16
			Wisconsin	Afforestation	0 – 65	0 – 60
Lubowski <i>et al.</i> , 2006	Sol	ME	US	Afforestation	0 – 105	0 – 750
Pellerin <i>et al.</i> , 2013	GES	ING	France	Non-labour	2	1
				Introduction de cultures intermédiaires	43	0,3
				Agroforesterie et haies	4	0,4
				Allongement de la durée des prairies temporaires	60	0,4

¹⁹ Certains coûts étaient exprimés en dollar et/ou en tonne de CO₂. La conversion en € par tonne de carbone a été faite à partir du taux de change de septembre 2018 et en multipliant la tonne de CO₂ par 0,27.

²⁰ Carbone sol seul, carbone biogénique (carbone fixé par la plante suite à la photosynthèse à partir du CO₂ de l'air) ou bilan GES complet.

²¹ Méthodologie basée sur un modèle de programmation mathématique (PM), sur un modèle économétrique (ME), modèle d'équilibre partiel/général (EP, EG), modèle type « ingénieur » (ING). Ces approches peuvent être couplées ou non avec d'autres types de modèles (biophysiques, de simulation...).

²² En euro par tonne de carbone (sauf mention entre parenthèses). Les intervalles correspondent aux coûts associés aux différents niveaux de carbone séquestré présentés dans la colonne suivante. Ces coûts sont calculés par rapport à une situation de référence dans laquelle les pratiques sont inchangées.

²³ En million de tonnes de carbone par an (sauf mention entre parenthèses). Il s'agit de la quantité supplémentaire de carbone séquestré sur la zone étudiée par rapport au scénario de référence.

horizon de 20 ans : le passage d'un système alternant cultures et jachères à un système de culture sans jachère²⁴, des pratiques de conservation du sol dans des systèmes de monoculture de blé et des pratiques de conservation du sol dans des systèmes maïs-soja dans les régions centrales des Etats-Unis. Les pratiques de conservation du sol incluent principalement les pratiques de gestion de la fertilisation et du travail du sol. Dans leur étude de 2001, le coût marginal estimé est compris entre 24 et 500 \$ par tonne par an pour une quantité de carbone séquestrée comprise entre 1,86 à 4,32 millions de tonnes par an. Pour séquestrer 0,75 million de tonnes supplémentaires de carbone dans les sols, le coût marginal associé à la conversion de terres arables en prairies est compris entre 150 et 500 \$ par tonne de carbone. En supprimant les jachères dans les systèmes de cultures, le coût marginal est inférieur à 50 \$ par tonne de carbone, même dans les zones les moins productives. Dans leur étude de 2007, pour un prix du carbone de 200 \$/tonne sur 20 ans, le potentiel économique de séquestration du carbone dans les sols est de 6,2 millions de tonnes par an en adoptant des pratiques de conservation du sol dans les systèmes maïs-soja, de 0,5 million de tonnes par an en adoptant ces mêmes pratiques dans les systèmes blé, et de 0,9 million de tonnes par an en réduisant les jachères.

Feng *et al.* (2006) comparent les impacts de deux pratiques agricoles en compétition pour les mêmes parcelles sur un horizon de 30 ans, le retrait de la parcelle de la production agricole ou une réduction du travail du sol. A partir d'un modèle économétrique simple d'adoption de différentes pratiques agricoles à l'échelle des exploitations, associé à un modèle biophysique (modèle EPIC) représentant les changements de niveaux de carbone dans les sols, ils estiment que pour un coût marginal de 100 \$/tonne, la quantité additionnelle de carbone séquestrée dans l'Iowa est de 5 millions de tonnes pour la réduction du travail du sol et de 15 millions de tonnes pour le retrait des terres. Ils concluent que pour des faibles niveaux de stockage (en dessous de 5 millions de tonnes), la diminution du travail du sol reste l'option la plus économique.

De Cara *et al.* (2006) ont utilisé le modèle d'offre AROPAj pour simuler l'impact d'une taxe carbone variant de 0 à 100 €/tCO₂eq sur l'adoption de pratiques de non-labour ou de labour simplifié en Europe. Il en ressort que pour une taxe de 100 €/tCO₂eq, le stockage supplémentaire de carbone pourrait atteindre 27 MtCO₂eq par an pour l'Europe (15 pays).

Le modèle GLOBIOM - Europe a également été utilisé plus récemment pour quantifier le potentiel de stockage de carbone dans les sols européens (Frank *et al.*, 2015). GLOBIOM est un modèle sectoriel qui simule la production agricole et l'utilisation des sols à l'échelle mondiale. Dans cette étude, le modèle biophysique EPIC a été utilisé pour estimer le stockage de carbone associé à différentes combinaisons de rotations et modalités de travail du sol dans les sols des grandes cultures et la conversion des prairies et autres végétations naturelles en cultures, sur un horizon de 50 ans. Ces résultats de stockage pour chaque combinaison simulée ont ensuite été intégrés dans GLOBIOM. Ils montrent que pour une taxe de 100 USD/tCO₂eq, le stockage supplémentaire de carbone pourrait atteindre 38 MtCO₂eq par an pour l'Europe (27 pays) en 2050 soit environ 10% des émissions de GES estimées en 2050. Dans le cas où l'Europe devrait maintenir les volumes produits, sans augmenter ses importations et sans diminuer sa consommation, la production devrait alors s'intensifier là où c'est possible afin de contrebalancer les baisses de production induites par les pratiques alternatives permettant de stocker plus de carbone. Les niveaux de stockage finaux seraient alors moins importants.

McCarl et Schneider (2001) utilisent un modèle d'équilibre partiel décrivant le secteur agricole pour évaluer le potentiel technique et économique d'abattement des émissions de GES à l'échelle des Etats-Unis, à travers un ensemble de mesures : l'afforestation, la réduction du travail du sol, une meilleure gestion de l'irrigation, de la fertilisation minérale et organique, et de l'alimentation animale. Ils concluent que la séquestration du carbone dans les sols est la stratégie la moins coûteuse pour diminuer les émissions de gaz à effets de serre. Leur évaluation montre qu'il est possible d'atteindre 85% du potentiel technique pour un prix du carbone de 50 \$/tC.

L'étude menée par l'INRA (Pellerin *et al.*, 2013 ; Pellerin *et al.*, 2017) s'intéresse à 10 mesures qui pourraient réduire potentiellement les émissions de gaz à effet de serre en France. Des stratégies favorables au stockage de carbone dans le sol ont été étudiées, comme le non-labour, l'introduction de cultures intermédiaires, l'agroforesterie et une meilleure gestion des prairies. Parmi celles-ci, quelques pratiques impactent fortement les émissions de GES : l'allongement de la durée de vie des prairies temporaires par exemple, permettrait de réduire les émissions à coût négatifs (-184 €/tCO₂e), ce qui veut dire que cette pratique améliorerait le revenu des agriculteurs tout en

²⁴ La jachère nue induit un déstockage de carbone important. Elle n'a d'ailleurs été autorisée par la PAC que durant deux campagnes (de 1993 à 1995).

réduisant les émissions, ou encore l'agroforesterie ou la réduction des fréquences des labours (1 an sur 5), qui ont des coûts relativement faibles (<15 €/tCO₂eq).

Bamière *et al.* (2017) proposent de compléter cette étude à partir du modèle BANCO. Ce modèle est considéré comme hybride, à l'intersection des approches de programmation mathématique et des approches type ingénieur²⁵. Sans mobiliser de fonction objectif visant à exprimer l'objectif d'un agriculteur ni un jeu de contraintes de fonctionnement d'une exploitation (assolement fixe ou presque et pas de modélisation du troupeau), il permet de déterminer la répartition « optimale » des actions d'atténuation par région, dans le sens où cette répartition estimée permet de minimiser le coût total des mesures pour la France. Comme dans l'étude Pellerin *et al.* (2013), les émissions et le stockage sont simultanément pris en compte. Mais cette approche va plus loin en tenant compte des interactions d'assiette entre pratiques et de l'hétérogénéité entre les régions. Elle a permis de montrer que certaines mesures ou pratiques restent à « coûts négatifs », c'est-à-dire qu'elles permettraient de réduire les émissions de GES du secteur agricole tout en améliorant la rentabilité économique des exploitations, ce qui implique l'existence de freins à l'adoption autres que les coûts techniques. Par contre, l'hétérogénéité des résultats entre les régions rend la synthèse des résultats difficile à l'échelle de la France. Par exemple, une pratique comme le semis direct peut avoir un coût positif dans une région et un coût négatif dans une autre.

3.12.3.3. Synthèse sur les coûts estimés dans la littérature

Outre le rôle de l'approche utilisée dans l'évaluation des coûts, les coûts estimés dans la littérature économique sont difficilement comparables, et ce pour deux raisons principales, (1) les coûts marginaux estimés reflètent les caractéristiques spécifiques des situations étudiées, c'est-à-dire les conditions pédoclimatiques et les potentiels techniques de séquestration de carbone dans les sols, (2) les coûts marginaux estimés dépendent des niveaux simulés de carbone séquestré.

Malgré ces limites, l'étude de la bibliographie nous a permis d'identifier trois points importants : (1) les pratiques de conservation du sol, basées notamment sur une réduction du travail du sol et une meilleure gestion des rotations, paraissent attractives pour un faible niveau de stockage de carbone, (2) des changements drastiques d'usage des sols (retrait des terres ou afforestation) dominant pour un niveau de stockage plus important, et enfin (3) une intervention publique est nécessaire pour inciter les agriculteurs à séquestrer davantage de carbone dans les sols. Différents instruments de politiques publiques existent et sont discutés dans la section 3.13.

Références bibliographiques

- Afterres; Solagro, 2016. *Afterres 2050: le scénario qui imagine l'autre modèle agricole de demain*. Toulouse: Solagro, 93 p. http://afterres2050.solagro.org/wp-content/uploads/2015/11/Solagro_afterres2050-v2-web.pdf
- Antle, J.; Capalbo, S.; Mooney, S.; Elliott, E.; Paustian, K., 2003. Spatial heterogeneity, contract design, and the efficiency of carbon sequestration policies for agriculture. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 231-250. [http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696\(02\)00038-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696(02)00038-4)
- Antle, J.M.; Capalbo, S.M., 2001. Econometric-process models for integrated assessment of agricultural production systems. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (2): 389-401. <http://dx.doi.org/10.1111/0002-9092.00164>
- Antle, J.M.; Capalbo, S.M.; Paustian, K.; Ali, M.K., 2007. Estimating the economic potential for agricultural soil carbon sequestration in the Central United States using an aggregate econometric-process simulation model. *Climatic Change*, 80 (1-2): 145-171. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-9176-5>
- Bamière, L.; Camuel, A.; De Cara, S.; Delame, N.; Dequiedt, B.; Lapierre, A.; Lévêque, B., 2017. Analyse des freins et des mesures de déploiement des actions d'atténuation à coût négatif dans le secteur agricole : couplage de modélisation économique et l'enquêtes de terrain. Rapport final, 79 p. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/rapport_final_banco.pdf
- Bamière, L.; De Cara, S.; Pardon, L.; Pellerin, S.; Samson, E.; Dupraz, P., 2014. Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole? *Notes et Etudes Socio-économiques*, n°38: 53-71. http://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22588/1/nese38-3_a.pdf

²⁵ Comme dans les modèles de programmations mathématiques, ce modèle est basé sur une minimisation du coût, son originalité réside plus dans les calculs « ingénieurs » réalisés en amont et non dans la conception du modèle en lui-même.

- De Cara, S.; Jayet, P.-A., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in EU agriculture: An assessment of the costs of reducing agricultural emissions and enhancing carbon sinks in agricultural soils: European Commission, INSEA.
- De Cara, S.; Jayet, P.A., 2011. Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions from European agriculture, cost effectiveness, and the EU non-ETS burden sharing agreement. *Ecological Economics*, 70 (9): 1680-1690. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.05.007>
- Feng, H.; Zhao, J.; Kling, C.L., 2000. *Carbon Sequestration in Agriculture: Value and Implementation*: Iowa State University, (CARD Working Papers, No 00-WP 256), 35 p. https://lib.dr.iastate.edu/card_workingpapers/272
- Feng, H.L.; Kurkalova, L.A.; Kling, C.L.; Gassman, P.W., 2006. Environmental conservation in agriculture: Land retirement vs. changing practices on working land. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (2): 600-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2006.03.004>
- Feng, H.L.; Zhao, J.H.; Kling, C.L., 2002. The time path and implementation of carbon sequestration. *American Journal of Agricultural Economics*, 84 (1): 134-149. <http://dx.doi.org/10.1111/1467-8276.00248>
- Frank, S.; Schmid, E.; Havlik, P.; Schneider, U.A.; Bottcher, H.; Balkovic, J.; Obersteiner, M., 2015. The dynamic soil organic carbon mitigation potential of European cropland. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 35: 269-278. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.004>
- Kragt, M.E.; Pannell, D.J.; Robertson, M.J.; Thamo, T., 2012. Assessing costs of soil carbon sequestration by crop-livestock farmers in Western Australia. *Agricultural Systems*, 112: 27-37. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.06.005>
- Kurkalova, L.; Kling, C.; Zhao, J.H., 2006. Green subsidies in agriculture: Estimating the adoption costs of conservation tillage from observed behavior. *Canadian Journal of Agricultural Economics-Revue Canadienne D Agroéconomie*, 54 (2): 247-267. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2006.00048.x>
- Jaffe, A.B.; Stavins, R.N., 1994. The energy paradox and the diffusion of conservation technology. *Resource and Energy Economics*, 16 (2): 91-122. [http://dx.doi.org/10.1016/0928-7655\(94\)90001-9](http://dx.doi.org/10.1016/0928-7655(94)90001-9)
- Le Mouél Chantal (coord.); De Lattre-Gasquet Marie (coord.); Mora Olivier (coord.), 2018. *Land Use and Food Security in 2050: a Narrow Road*. Paris: Quae (Matière à débattre et décider), 400 p.
- Lubowski, R.N.; Plantinga, A.J.; Stavins, R.N., 2006. Land-use change and carbon sinks: Econometric estimation of the carbon sequestration supply function. *Journal of Environmental Economics and Management*, 51 (2): 135-152. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2005.08.001>
- McCarl, B.A.; Schneider, U.A., 2001. Climate change - Greenhouse gas mitigation in US agriculture and forestry. *Science*, 294 (5551): 2481-2482. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1064193>
- Mosnier, C.; Duclos, A.; Agabriel, J.; Gac, A., 2017. What prospective scenarios for 2035 will be compatible with reduced impact of French beef and dairy farm on climate change? *Agricultural Systems*, 157: 193-201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.07.006>
- Newell, R.G.; Stavins, R.N., 2000. Climate change and forest sinks: Factors affecting the costs of carbon sequestration. *Journal of Environmental Economics and Management*, 40 (3): 211-235. <http://dx.doi.org/10.1006/jeem.1999.1120>
- Pautsch, G.R.; Kurkalova, L.A.; Babcock, B.A.; Kling, C.L., 2001. The efficiency of sequestering carbon in agricultural soils. *Contemporary Economic Policy*, 19 (2): 123-134. <http://dx.doi.org/10.1093/cep/19.2.123>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoît, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Synthèse du rapport d'étude*. Paris: INRA, 90 p. <http://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afile/237958-637ec-resource-etude-reduction-des-ges-en-agriculture-synthese-90-p.html>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoît, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L.; Chemineau, P., 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environmental Science & Policy*, 77: 130-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>
- Plantinga, A.J.; Mauldin, T.; Miller, D.J., 1999. An econometric analysis of the costs of sequestering carbon in forests. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (4): 812-824. <http://dx.doi.org/10.2307/1244326>
- Schneider, U.A.; McCarl, B.A., 2006. Appraising agricultural greenhouse gas mitigation potentials: effects of alternative assumptions. *Agricultural Economics*, 35 (3): 277-287. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2006.00162.x>
- Stavins, R.N., 1999. The costs of carbon sequestration: A revealed-preference approach. *American Economic Review*, 89 (4): 994-1009. <http://dx.doi.org/10.1257/aer.89.4.994>
- Vermont, B.; De Cara, S., 2010. How costly is mitigation of non-CO2 greenhouse gas emissions from agriculture? A meta-analysis. *Ecological Economics*, 69 (7): 1373-1386. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.020>

3.13. Les outils incitatifs, les politiques existantes, les leviers et les freins à l'adoption de pratiques stockantes

Auteurs : Valentin Bellassen, Philippe Delacote

Principaux enseignements de cette section :

- Les outils de régulation environnementale sont de trois types : « informationnels » (documents d'orientation, labels environnementaux...), « normes » (liste de produits autorisés, quantité maximale de rejet autorisée...) et « instruments économiques » (taxes, marchés de permis...).
- Dans la conception de ces outils, plusieurs études mettent en avant l'importance du ciblage ou différenciation des paiements dans l'efficacité de la politique.
- Les agriculteurs sont sensibles au signal-prix, et donc aux instruments économiques, ce qui est moins évident pour les gestionnaires forestiers.
- Il n'y a pas de politique de séquestration de carbone à proprement parler en France, mais plusieurs mesures y concourent indirectement : soutien aux bandes enherbées, au maintien des haies, à l'agriculture biologique, lutte contre le retournement des prairies et contre l'artificialisation.
- Ailleurs dans le monde, les politiques de séquestration ne sont guère plus développées, sauf en Australie au travers de l'Emissions Reduction Fund (ERF).

3.13.1. Les outils de régulation environnementale

3.13.1.1. Quelques éléments théoriques

Du point de vue de l'analyse économique, si un service, tel que la séquestration du carbone, n'a pas de prix de marché, alors l'agriculteur ou le gestionnaire forestier ne considérera pas la fourniture de ce service de la même manière que celle d'un produit dont il peut tirer un revenu. Bien sûr, l'agent en question peut tenir compte de ce service dans la gestion de son exploitation, mais il ne tiendra pas compte des bénéfices pour le reste de la société. C'est la *tragédie des biens communs* (Hardin, 1968). En d'autres mots, la nature publique de la séquestration du carbone implique que les intérêts privés ne concourent pas nécessairement avec ceux de la société, ce qui justifie une intervention publique.

Les instruments de politique environnementale peuvent être classés selon qu'ils sont informationnels, normatifs ou économiques (Tableau 3.13-1). Tous reposent sur l'intervention d'une institution garante de l'intérêt général.

Tableau 3.13-1. Classification des instruments de politique environnementale
Source : auteurs d'après Grolleau *et al.* (2004), Xepapadeas (1998), Weitzman (1974) et Nordhaus (2005)

Réglementaires		Normes	Informationnels
Instruments économiques			
Prix	Quantité		
Taxes Taxe carbone, redevance pour pollution diffuse, taxe sur l'énergie...	Permis échangeables Marché carbone européen, certificat de production d'énergie renouvelables...	Normes de performance Normes de rejets de polluants pour les voitures ou les usines, bonnes conditions agricoles ou environnementales...	Documents d'orientation ou de planification indicatifs, labels environnementaux, campagnes de formation ou d'information, <i>nudges</i> ...
Subventions Tarifs de rachats, aides aux protéagineux ou à l'agriculture biologique, mesures agri-environnementales et climatiques	Crédits de compensation Compensation carbone, compensation biodiversité, certificats d'économie d'énergie, certificats d'économie de produits phytosanitaires...	Listes technologiques Listes de produits phytosanitaires autorisés...	

Les instruments informationnels reposent sur la bonne volonté des agents. D'une certaine manière, ils visent principalement des défaillances de marché différentes de la tragédie des biens communs telles que l'information imparfaite. Parmi les instruments réglementaires, on peut distinguer les normes et les instruments économiques. Les premiers obligent tous les agents à se conformer à une norme ou limite sous peine de pénalités. Ces mesures ont tendance à être mises en place de manière uniforme, même si des exceptions et modulations peuvent être envisagées selon les types d'agents concernés. L'avantage est que leur mise en œuvre engendre des coûts administratifs et de contrôle relativement faibles. On peut prendre ici pour exemple la mise en place de normes, de règles, de quotas ou de lois.

Les instruments économiques ont pour objectif d'inclure les coûts et bénéfices environnementaux dans les décisions privées. Ces instruments visent à modifier les comportements des agents de manière incitative. On parle d'intériorisation d'externalités. Parmi ceux-ci, on distingue les instruments basés sur les prix, taxes ou subventions (Pigou, 1920), des instruments basés sur les quantités, permis ou crédits échangeables (Dales, 1968). En théorie, les taxes et les subventions sont susceptibles d'obtenir le même impact en termes d'incitations à la séquestration du carbone. En revanche, une rapide analyse en terme d'économie politique souligne que : (1) les taxes permettent de lever des fonds potentiellement utilisés pour l'accompagnement des comportements vertueux, mais peuvent être plus difficiles à faire accepter politiquement ; alors que (2) les subventions disposent d'une plus grande acceptabilité politique, mais à un coût potentiellement important. Il existe d'autres instruments économiques reposant davantage sur une approche volontaire où seule une catégorie d'agents subit la contrainte réglementaire – les grandes usines énergivores dans le cas du marché carbone européen. Ces agents se conforment à la réglementation soit en réduisant eux-mêmes leur pollution, soit en finançant des réductions de pollutions chez d'autres agents, contraints ou non. Ce type d'approche permet donc de prendre en compte la diversité des agents et autorise une plus grande flexibilité.

Les célèbres paiements pour services environnementaux (PSE) rentrent soit dans la catégorie des subventions, comme le programme européen Natura 2000 visant à maintenir la diversité biologique des milieux, soit dans la catégorie des crédits de compensation. Un PSE se définit comme une transaction volontaire dans laquelle un offreur de service écosystémique (ici la séquestration du carbone dans le sol) reçoit un paiement de la part d'un demandeur, en échange de la production additionnelle de ce service (Wunder *et al.*, 2008). Une distinction importante à faire ici concerne la mise en place de paiement pour des mesures ou des résultats. Dans le premier cas, l'agent économique est rétribué pour mettre en place certaines pratiques ; dans le second, il sera rétribué si ses activités atteignent un niveau de services écosystémiques donné. Le choix entre paiement pour les mesures ou pour les résultats n'est pas neutre en terme de partage du risque (qui prendra le risque de mettre en place des mesures coûteuses et potentiellement inefficaces ?) ou en terme de partage informationnel (qui dispose de la meilleure information sur les bonnes pratiques à mettre en place ?). En pratique toutefois, on observe un continuum entre paiements pour pratiques et pour résultats : les résultats sont rarement mesurés directement et souvent estimés... notamment sur la base des pratiques mises en œuvre. Pirard et Lapeyre (2014) proposent une revue des instruments économiques existants basés sur le marché pour encourager la fourniture de services écosystémiques.

Un certain nombre de questions se posent pour une mise en place efficace de ce type d'instrument incitatif. Premièrement, une bonne connaissance des coûts de mise en œuvre des nouvelles pratiques est nécessaire, afin que la calibration de la taxe ou de la rétribution soit (1) suffisamment incitative à la participation des acteurs concernés ; (2) suffisamment faible pour qu'elle ne crée pas de distorsion excessive des comportements, au-delà des objectifs initiaux de la politique. Cette connaissance des coûts peut s'avérer très complexe, car elle dépasse le cadre des coûts purement techniques tels que définis précédemment. Par exemple, si l'on considère la mise en place de mesures dont le rendement s'avère risqué et que l'on admet que certains agents concernés craignent le risque, alors une simple rétribution sur la base des coûts techniques risque d'être insuffisante pour susciter la participation de ces acteurs.

Du point de vue de l'économiste, les politiques incitatives (instruments économiques) sont généralement considérées comme plus efficaces, car elles permettent une meilleure adaptation des agents que les normes. L'avantage des incitations économiques est lié au problème d'hétérogénéité des coûts de séquestration du carbone. Cela concerne à la fois l'hétérogénéité des exploitations (en terme de taille ou de conditions agro-pédo-climatiques) et celle des agriculteurs (en termes de préférences ou d'aversion au risque). Avec les incitations économiques, les actions ne sont modifiées que lorsque les coûts de réalisation sont inférieurs aux incitations

fournies. Lorsqu'il s'agit de comparer les instruments économiques basés sur les prix et sur les quantités, il n'y a plus de consensus. La régulation des quantités est légèrement préférable en situation d'incertitude forte (Weitzman, 1974), mais le choix est avant tout politique : s'assurer d'un niveau de pollution à ne pas dépasser quel que soit le coût ou s'assurer du coût maximum de la politique sans garantie sur le niveau de pollution final. Bien entendu, la continuité de la politique dans le temps permet d'apprendre, et donc de réduire fortement l'incertitude ce qui rend les deux types d'instruments équivalents.

3.13.1.2. Les outils dans la littérature

Les résultats de la littérature montrent que les mesures incitatives sont plus efficaces lorsque les paiements compensatoires, perçus par les agriculteurs qui adoptent le contrat, sont définis directement par tonne de carbone séquestrée et non par hectare (Antle *et al.*, 2003 ; Paustch *et al.*, 2001 ; Parks et Hardie, 1995 ; Stavins, 1999). Cette différence s'accroît lorsque la région étudiée est caractérisée par une forte hétérogénéité spatiale. En contrepartie, ce type d'instrument avec un objectif par tonne de carbone séquestrée génère des coûts supplémentaires, ceux associés à la mesure de l'accumulation du carbone dans les sols. Antle *et al.* (2003) estiment, pour la région du Montana aux Etats-Unis, que ces coûts supplémentaires de mesure du carbone sont d'un ordre de grandeur inférieur à la perte d'efficacité associée aux contrats définis par hectare. Plus généralement, l'équilibre entre le degré d'exigence du suivi des agents et le coût de ce suivi dépend du secteur considéré et du type de politique mis en œuvre : dans le cas où tous les agents sont contraints, un suivi imprécis et rigide peut être adapté, mais on préférera souvent un suivi flexible et possiblement précis pour les politiques basées sur le volontariat (Bellassen et Shishlov, 2017).

Paustch *et al.* (2001) montrent que les coûts marginaux de séquestration du carbone diffèrent en fonction des outils politiques utilisés pour inciter les agriculteurs à changer de pratiques. Ils comparent deux types d'aides : un paiement unique pour tous les agriculteurs et un paiement individuel, basé sur la capacité des agriculteurs à séquestrer du carbone. Ils montrent que 1 million de tonnes de carbone séquestré peut être obtenu pour un coût de 190\$/tC à partir du paiement individuel ou pour 270 \$/tC à partir du paiement unique.

Hermann *et al.* (2017) analysent l'impact de différentes politiques économiques incitatives à l'augmentation du stockage du carbone dans les sols sur le comportement des agriculteurs allemands. De telles mesures n'existant pas en Allemagne, les effets de ces politiques sur le comportement des agriculteurs allemands ne sont donc pas observés dans les données. Pour remédier à ce problème, ils ont mis en place des expérimentations pour évaluer le consentement des agriculteurs allemands. Ils comparent un système basé sur des subventions avec un paiement fixe, un système basé sur des quotas échangeables avec un paiement fixe, et un système basé sur des quotas échangeables avec un paiement incertain. Ils montrent que les agriculteurs sans incitation politique pour augmenter le stockage de carbone dans les sols ont tendance à diminuer leurs efforts dans le temps. Un système basé sur des paiements, subventions ou quotas, les incite alors à renforcer leurs efforts. Un système basé sur des paiements à structure incertaine tend à augmenter les efforts des agriculteurs pour appliquer des pratiques stockantes en carbone. La pression générée par l'incertitude augmente les taux de participation aux contrats bien que la variance de l'effort augmente également significativement comparée au système basé sur des paiements fixes.

Bangsund *et al.* (2008) font une revue de littérature des études économiques des politiques de séquestration dans les sols. Les auteurs qu'ils recensent soulignent que les conditions d'éligibilité sont déterminantes. En particulier, les incitations peuvent être allouées à tous les agents pratiquant une mesure ou uniquement focalisées sur les nouveaux adoptants. Le premier cas augmente le risque d'un effet d'aubaine : les agents qui ont déjà adopté les pratiques se font rétribuer sans changement de comportement, l'additionnalité de la politique est donc questionable et le coût risque d'en être élevé. Lorsque l'incitation se focalise sur les nouveaux adoptants, les auteurs mentionnent un risque d'aléa moral (mais n'en précisent pas la source...).

Utilisant un modèle du secteur agricole des Etats-Unis, Lewandrowski *et al.* (2004) indiquent que le potentiel économique de séquestration est significativement plus petit que le potentiel technique, du fait en partie de la question de la permanence.

Kurkalova *et al.* (2004) comparent une incitation sur la base de mesures mises en place à une incitation basée sur les résultats en termes de séquestration. Les auteurs affirment qu'une incitation basée sur les mesures permet d'atteindre une part importante du potentiel de séquestration. De plus, les auteurs se focalisent sur les co-bénéfices,

c'est-à-dire les effets induits par la politique de séquestration sur d'autres services écosystémiques. Ils en concluent une bonne complémentarité entre séquestration et co-bénéfices.

Plus globalement, un certain nombre d'études affirment l'importance de prendre en compte les co-bénéfices des mesures de séquestration pour l'estimation de l'impact des politiques mises en place (Antle *et al.*, 2003 ; Plantinga et Wu, 2003).

3.13.1.3. Les freins à l'adoption

Les agriculteurs se comportent pour la plupart en bons *homo economici*, réagissant aux signaux de marché et aux incitations monétaires. Notons que c'est beaucoup moins le cas pour leurs homologues forestiers français (Barkaoui, 2007). Pour ce qui est des agriculteurs, il en résulte que la rentabilité des pratiques – après intégration d'éventuels taxes ou paiements pour services écosystémiques – est sans doute le principal déterminant de l'adoption (Haile *et al.*, 2016 ; Pérez Dominguez *et al.*, 2016 ; Wreford *et al.*, 2017). Toutefois, de nombreux autres éléments peuvent jouer : par exemple, les agriculteurs plus jeunes, ayant un plus haut niveau d'études ou étant mieux informés sont plus enclins à s'enrôler dans les mesures agri-environnementales et climatiques (Lastra-Bravo *et al.*, 2015) ou à se convertir à l'agriculture biologique (Aubert et Enjolras, 2016 ; Koesling *et al.*, 2008). Dans une étude réalisée en Espagne, Sanchez *et al.* (2016) identifient les motivations et les freins à l'adoption de pratiques par les agriculteurs pour diminuer les émissions de gaz à effet de serre (GES). Les pratiques qui semblent les plus faciles à adopter par les agriculteurs espagnols sont l'amélioration des techniques de fertilisation et la couverture des sols. Ces auteurs mettent en avant également que les préoccupations environnementales, les incitations financières et l'accès à l'information sont les principaux facteurs d'adoption de « bonnes » pratiques agricoles considérés dans l'étude pour réduire les GES.

Antle *et al.* (2003) estiment que les manques de recherches ou d'efforts de développement ne constituent pas une explication plausible à la non adoption de pratiques sur le long terme. En revanche, les auteurs notent qu'une des causes de non adoption de pratiques de conservation des sols provient d'incitations insuffisantes. En effet, c'est le cas lorsque les incitations économiques sous-estiment les taux d'actualisation des agents. La nature incertaine des rendements futurs apparaît également comme un frein à l'adoption de ces mesures. D'autres freins à l'adoption sont plus présents dans des contextes de pays en développement : coûts de transport, insécurité des droits fonciers, ressources limitées. Une insuffisante connaissance de l'hétérogénéité entre agents est selon les auteurs également responsable de la non-adoption de pratiques vertueuses.

Alors que les coûts de transaction sont parfois assimilés à des freins à l'adoption, van Kooten *et al.* (2002) recommandent la constitution de coopératives pour réduire ceux-ci.

3.13.2. Les politiques existantes sur le stockage de carbone

3.13.2.1. Les outils existants en France

Un marché du carbone basé sur système d'échange de quotas d'émissions existe au sein de l'Union Européenne depuis 2005 pour réduire les émissions de gaz à effets de serre et lutter contre le changement climatique. Celui-ci permet de réglementer les émissions de GES de l'industrie et de la production d'énergie, mais les GES issus de l'agriculture et du transport ne sont pas concernés par ce marché.

Dans une synthèse récente publiée dans le cadre du plan 4 pour 1000, le ministère français de l'agriculture ne recense quasiment aucune politique ou mesure ayant pour objectif principal l'augmentation du stockage de carbone dans les sols (MAA, 2017). Sur le plan symbolique toutefois, des documents de cadrage comme la Stratégie nationale bas-carbone (SNBC)²⁶ de 2015 ou la Loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt de 2014 mentionnent la séquestration de carbone par les écosystèmes. La SNBC fait de la séquestration de carbone l'un des objectifs du secteur agricole et la seconde attribue le caractère d'*intérêt général* à cette fonction. Sur le plan pratique, la Bonne condition agricole et environnementale (BCAE) 6 interdit le brûlage des résidus de culture, dans le but de maintenir le taux de matière organique des sols.

²⁶ https://www.ecologique-solaire.gouv.fr/sites/default/files/SNBC_résumé_20p_2015_FR.pdf

Toutefois, de nombreuses politiques conçues pour d'autres objectifs incitent à la séquestration de carbone dans les sols.

- Les mesures visant à préserver la qualité des cours d'eau : bandes enherbées et couverts végétaux

Pour limiter la contamination des cours d'eau par les nitrates et les produits phytosanitaires, le Politique agricole commune a imposé – via la BCAE 1 – la création de bandes enherbées ou bandes tampons le long des cours d'eau, permettant sur les terres arables une séquestration de carbone estimée à 1,8 tCO₂e par hectare de bande enherbée et par an (Baudrier *et al.*, 2015). Les bandes enherbées comptent aussi pour atteindre les 5% de Surface d'intérêt écologique (SIE) nécessaires à l'obtention du paiement vert (30% des aides du premier pilier).

Dans le même objectif, la directive Nitrates de 1991 impose, pour les zones vulnérables – soit environ la moitié du territoire – le maintien d'un couvert végétal au cours des périodes pluvieuses. De manière plus ponctuelle, une Mesure agro-environnementale et climatique (MAEC) « sols » est à la disposition des régions pour favoriser notamment la réduction du travail du sol et la mise en place de couverts végétaux. De nombreux Groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE) mentionnent également la mise en place de couverts végétaux ou l'agriculture de conservation parmi leurs objectifs.

- Les mesures visant à la préservation du paysage et de la biodiversité

Le maintien des haies, des bosquets et des arbres isolés, initialement dans un but de préservation des paysages et de la biodiversité, a également un impact positif sur la séquestration de carbone dans les sols. La BCAE 7 impose le maintien des particularités topographiques dont les haies et les bosquets font partie. Baudrier *et al.* (2015) estiment l'impact potentiel de cette BCAE à 0,55 tCO₂e par hectare de terre arable (stockage dans la biomasse inclus) tout en constatant qu'elle n'a pas empêché l'arrachage des haies sur 2006-2012. Les particularités topographiques rentrent également dans le calcul de la SIE et plusieurs MAEC subventionnent leur entretien.

- Les mesures de soutien à l'agriculture biologique

Le second pilier de la PAC offre des aides à la conversion et au maintien de l'agriculture biologique qui sont efficaces (Chabé-Ferret et Subervie, 2013). Elles sont la pierre angulaire du Plan ambition bio 2017 qui compte également sur la part du bio dans les cantines scolaires. Si l'impact de l'agriculture biologique sur le carbone du sol fait débat (Gattinger *et al.*, 2012 ; Ghabbour *et al.*, 2017 ; Leifeld et Fuhrer, 2010), il semble être positif, notamment du fait de l'importance accrue des amendements organiques en agriculture biologique.

- Les mesures visant à préserver les prairies

Le maintien des prairies est un leitmotiv de la politique agricole depuis de nombreuses années. On peut notamment citer l'interdiction de retournement des prairies permanentes, les aides couplées aux légumineuses fourragères et aux animaux souvent associés aux prairies, certaines MAE systèmes et l'Indemnité Compensatoire de Handicap Naturel (ICHN) qui concerne des territoires dominés par les prairies.

Ces mesures semblent toutefois peu efficaces, comme l'illustre l'inexorable baisse de la surface en prairie (Cattan et Ruas, 2014 ; Chabé-Ferret et Subervie, 2013). Par ailleurs, si le stock de carbone du sol d'une prairie est incontestablement supérieur à celui d'une terre arable (Poeplau et Don, 2013), on peut s'interroger sur les bénéfices carbone des mesures visant au maintien des prairies. D'une part, si ce maintien se fait aux dépens d'un enrichissement, le gain carbone sur le sol est nul et le gain carbone dans la biomasse est négatif (IPCC, 2006 ; Poeplau et Don, 2013). D'autre part, si ce maintien passe par le maintien d'un cheptel, les émissions du cheptel excèdent les émissions liées à une conversion en culture (Baudrier *et al.*, 2015).

- Lutte contre l'artificialisation des terres

Plusieurs politiques visent à contenir l'artificialisation des terres agricoles et forestières, principalement dans un objectif de préservation du patrimoine et de sécurité alimentaire : les différents documents de planification de l'occupation des sols, les Zones agricoles protégées, la protection et mise en valeur des espaces agricoles et naturels périurbains (PAEN), les commissions départementales de préservation des espaces naturels, agricoles et forestiers (CDPENAF) et la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAAF) qui introduit la notion de compensation agricole collective. Là encore, l'efficacité de ces politiques semble limitée.

- Autres mesures

D'autres politiques et mesures ont pu avoir un impact positif sur la séquestration de carbone dans les sols. Citons notamment la BCAE 5 visant à lutter contre l'érosion, le Plan de développement de l'agroforesterie, et le plan Energie méthanisation autonomie azote (MAA, 2017). Plus indirectement, les mesures du second pilier qui

soutiennent le conseil agricole ou les programmes CASDAR qui orientent les travaux des instituts techniques peuvent améliorer l'information ou les connaissances sur le stockage de carbone dans les sols agricoles.

- Forêt

Hormis le boisement et la reconstitution de peuplements ayant subi des perturbations, aucune pratique de gestion forestière autre que celles aujourd'hui majoritairement pratiquées en France n'est aujourd'hui reconnue comme permettant d'augmenter la teneur en carbone des sols forestiers (cf. section 3.6). Par conséquent, il est impossible de dresser l'inventaire des outils existants pour favoriser le 4 pour mille en forêt. En ce qui concerne le boisement toutefois, des subventions européennes, nationales ou régionales sont disponibles (Baron *et al.*, 2013). De manière conjoncturelle et notamment après des tempêtes, des aides à la reconstitution de peuplement sont souvent proposées aux sylviculteurs même si le ministère de l'Agriculture cherche à favoriser les contrats d'assurance : seuls les propriétaires assurés sont éligibles aux déductions fiscales permises par le compte d'investissement forestier et d'assurance (MAA, 2015).

3.13.2.2. Les outils existants dans le monde

Comme dans l'Union Européenne, il n'existe pas, aux Etats-Unis, de politiques ciblées sur l'augmentation du stockage de carbone dans les sols. Les mesures incitatives mises en place concernent l'adoption de bonnes pratiques agricoles: les agriculteurs américains adoptent volontairement des contrats pour modifier leurs pratiques agricoles en échange de paiements compensatoires. Une cinquantaine de projets de loi concernant directement ou indirectement la séquestration du carbone dans les sols ont été introduites depuis les années 2000 par le congrès américain sans aboutir réellement à des lois concrètes.

L'Australie semble être en avance sur la gestion du carbone dans le secteur agricole. Les agriculteurs australiens ont ainsi la possibilité de gagner des crédits carbone en adoptant des techniques qui réduisent les émissions nettes de GES, en prenant en compte les pertes de carbone dans le sol et la séquestration du carbone. Initialement adossée à un projet de marché de quotas similaire au marché carbone européen (voir section 3.13.1), la Carbon Farming Initiative a été remplacée en juillet 2014 par le Fonds de réduction d'émissions (Emissions Reduction Fund ou ERF en anglais) afin de participer aux engagements climatiques de l'Australie pour 2020. L'ERF est un fonds destiné à financer des projets de réduction d'émissions et fonctionne par enchère inversée : les porteurs de projet proposant des projets de réduction des émissions ou de séquestration carbone à un coût d'abattement inférieur au montant fixé par l'Etat australien remportent les enchères. La sixième enchère s'est réalisée en décembre 2017 et s'est soldée par l'achat de 7,95 MtCO₂eq issus de 26 projets pour un montant de 67 millions d'euros. Au total, le gouvernement Australien aura investi près de 2 milliards d'euros dans l'ERF d'ici fin 2018 (IACE, 2018).

Références bibliographiques

- Antle, J.; Capalbo, S.; Mooney, S.; Elliott, E.; Paustian, K., 2003. Spatial heterogeneity, contract design, and the efficiency of carbon sequestration policies for agriculture. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 231-250. [http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696\(02\)00038-4](http://dx.doi.org/10.1016/s0095-0696(02)00038-4)
- Aubert, M.; Enjolras, G., 2016. Do short food supply chains go hand in hand with environment-friendly practices? An analysis of French farms. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 12 (2): 189-213. <http://dx.doi.org/10.1504/ijarge.2016.076932>
- Bangsund, D.A.; Larry Leistritz, F., 2008. Review of literature on economics and policy of carbon sequestration in agricultural soils. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 19 (1): 85-99. <http://dx.doi.org/10.1108/14777830810840381>
- Barkaoui, A., 2007. An econometric supply/demand modelling of domestic timber in France. *Cahier du LEF Working paper nr 2007*, 4: 43-45.
- Baron, F.; Bellassen, V.; Deheza, M., 2013. *The contribution of European forest-related policies to climate change mitigation: energy substitution first*: Mission Climat de la Caisse des Dépôts - Carbon Offsets, Agriculture and Forestry Unit 419807 - France, 44 p. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01151909/>
- Baudrier, M., Bellassen, V., Foucherot, C., 2015. *La précédente Politique Agricole Commune (2003-2013) a réduit les émissions agricoles françaises* Dijon, France: CESAER (Working paper, No. 2015/3), 36 p. 32 p. (annexes). <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01152980/documen>
- Bellassen, V.; Shishlov, I., 2017. Pricing Monitoring Uncertainty in Climate Policy. *Environmental & Resource Economics*, 68 (4): 949-974. <http://dx.doi.org/10.1007/s10640-016-0055-x>

- Cattan, A.; Ruas, J.-F., 2014. La préservation des prairies dans la PAC : raisons d'une illusion. *Dossiers de l'environnement de l'INRA*, 34: 35-50.
- Chabe-Ferret, S.; Subervie, J., 2013. How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65 (1): 12-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2012.09.003>
- Dales, J.H., 1968. Pollution, property and prices: an essay in policy-making and economics. University of Toronto, 111 p.
- Engel, S.; Pagiola, S.; Wunder, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65 (4): 663-674. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- Gattinger, A.; Muller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fliessbach, A.; Buchmann, N.; Mader, P.; Stolze, M.; Smith, P.; Scialabba, N.E.H.; Niggli, U., 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109 (44): 18226-18231. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1209429109>
- Ghabbour, E.A.; Davies, G.; Misiewicz, T.; Alami, R.A.; Askounis, E.M.; Cuozzo, N.P.; Filice, A.J.; Haskell, J.M.; Moy, A.K.; Roach, A.C.; Shade, J., 2017. Chapter One - National Comparison of the Total and Sequestered Organic Matter Contents of Conventional and Organic Farm Soils. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. Academic Press, 1-35. <http://dx.doi.org/10.1016/bs.agron.2017.07.003>
- Grolleau, G.; Mzoughi, N.; Thiébaud, L., 2004. Les instruments volontaires. *Revue internationale de droit économique*, 18 (4): 461-481. <http://dx.doi.org/10.3917/ride.184.0461>
- Haile, M.G.; Kalkuhl, M.; von Braun, J., 2016. Worldwide Acreage and Yield Response to International Price Change and Volatility: A Dynamic Panel Data Analysis for Wheat, Rice, Corn, and Soybeans. *American Journal of Agricultural Economics*, 98 (1): 172-190. <http://dx.doi.org/10.1093/ajae/aav013>
- Hardin, G., 1968. The Tragedy of the Commons. *Science Advances*, 162: 1243-1248.
- Hermann, D.; Sauthoff, S.; Musshoff, O., 2017. Ex-ante evaluation of policy measures to enhance carbon sequestration in agricultural soils. *Ecological Economics*, 140: 241-250. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.05.018>
- I4CE, 2018. *Club Carbone Forêt-Bois : Valoriser le rôle de la filière forêt-bois française dans la lutte contre le changement climatique*. Paris: Institute for Climate Economics, 2 p. <https://www.i4ce.org/download/plaquette-club-carbone-foret-bois-2018/#>
- IPCC; Eggleston, S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K., 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change - Institute for Global Environmental Strategies. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Koesling, M.; Flaten, O.; Lien, G., 2008. Factors influencing the conversion to organic farming in Norway. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 7 (1-2): 78-95. <http://dx.doi.org/10.1504/ijarge.2008.016981>
- Kurkalova, L.; Kling, C.L.; Zhao, J., 2004. Multiple Benefits of Carbon-Friendly Agricultural Practices: Empirical Assessment of Conservation Tillage. *Environmental Management*, 33 (4): 519-527. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-9109-2>
- Lastra-Bravo, X.B.; Hubbard, C.; Garrod, G.; Tolon-Becerra, A., 2015. What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes?: Results from a qualitative meta-analysis. *Environmental Science & Policy*, 54: 1-9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.06.002>
- Leifeld, J.; Fuhrer, J., 2010. Organic Farming and Soil Carbon Sequestration: What Do We Really Know About the Benefits? *Ambio*, 39 (8): 585-599. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-010-0082-8>
- Lewandrowski, J.; Peters, M.; Jones, C.; House, R.; Sperow, M.; Eve, M.; Paustian, K., 2004. Economics of sequestering carbon in the US agricultural sector. *ERS Technical Bulletin*, 1909: 61 p. <https://ideas.repec.org/p/ags/uerstb/33569.html>
- Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2017. *Mise en oeuvre nationale des politiques liées au 4 pour 1000*. Paris, France: Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 14 p. <http://agriculture.gouv.fr/telecharger/86246?token=59390539c8371e53038e996ad8143ad0>
- Nordhaus, W., 2005. *Life After Kyoto: Alternative Approaches to Global Warming*. National Bureau of Economic Research, 32 p. <http://www.nber.org/papers/w11889.pdf>
- Parks, P.J.; Hardie, I.W., 1995. Least-cost forest carbon reserves - cost-effective subsidies to convert marginal agricultural land to forests. *Land Economics*, 71 (1): 122-136. <http://dx.doi.org/10.2307/3146763>
- Pautsch, G.R.; Kurkalova, L.A.; Babcock, B.A.; Kling, C.L., 2001. The efficiency of sequestering carbon in agricultural soils. *Contemporary Economic Policy*, 19 (2): 123-134. <http://dx.doi.org/10.1093/cep/19.2.123>
- Pérez Domínguez, I.; Fellmann, T.; Weiss, F.; Witzke, P.; Barreiro-Hurlé, J.; Himics, M.; Jansson, T.; Salputra, G.; Leip, A., 2016. *An economic assessment of GHG mitigation policy options for EU agriculture* JRC Science for Policy Report, EUR, 126 p. <http://dx.doi.org/10.2791/843461>
- Pigou Arthur, C., 1920. *The economics of welfare*. London: McMillan.
- Pirard, R.; Lapeyre, R., 2014. Classifying market-based instruments for ecosystem services: A guide to the literature jungle. *Ecosystem Services*, 9: 106-114. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.005>
- Plantinga, A.J.; Wu, J.J., 2003. Co-benefits from carbon sequestration in forests: Evaluating reductions in agricultural externalities from an afforestation policy in Wisconsin. *Land Economics*, 79 (1): 74-85. <http://dx.doi.org/10.2307/3147106>
- Poeplau, C.; Don, A., 2013. Sensitivity of soil organic carbon stocks and fractions to different land-use changes across Europe. *Geoderma*, 192: 189-201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.003>

- Sanchez, B.; Alvaro-Fuentes, J.; Cunningham, R.; Iglesias, A., 2016. Towards mitigation of greenhouse gases by small changes in farming practices: understanding local barriers in Spain. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21 (7): 995-1028. <http://dx.doi.org/10.1007/s11027-014-9562-7>
- Stavins, R.N., 1999. The costs of carbon sequestration: A revealed-preference approach. *American Economic Review*, 89 (4): 994-1009. <http://dx.doi.org/10.1257/aer.89.4.994>
- Van Kooten, G.C.; Shaikh, S.L.; Suchánek, P., 2002. Mitigating climate change by planting trees: the transaction costs trap. *Land Economics*, 78 (4): 559-572.
- Weitzman, M.L., 1974. Prices vs quantities. *Review of Economic Studies*, 41 (128): 477-491. <http://dx.doi.org/10.2307/2296698>
- Wreford, A.; Ignaciuk, A.; Gruère, G., 2017. Overcoming barriers to the adoption of climate-friendly practices in agriculture. *OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers*, 101: 40 p. <http://dx.doi.org/10.1787/97767de8-en>
- Wunder, S.; Engel, S.; Pagiola, S., 2008. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65 (4): 834-852. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>
- Xepapadeas, A., 1998. *Advanced Principles in Environmental Policy*. Edward Elgar Publishing (*New Horizons in Environmental Economics series*), 336 p. <https://EconPapers.repec.org/RePEc:elg:eebook:907>

3.14. Synthèse et conclusion de l'analyse bibliographique

Le carbone organique du sol a d'abord été un objet d'étude pour les spécialistes de sciences du sol et les agronomes, du fait de ses effets sur les propriétés physiques et la fertilité chimique des sols, rappelés dans la section 3.4. Depuis l'émergence de l'enjeu climatique dans les années 90, il fait l'objet d'un effort renouvelé de recherches en tant que compartiment clé du cycle global du carbone. Grâce aux connaissances accumulées, beaucoup de questions adressées aux experts scientifiques en charge de cette étude ont donné lieu à des réponses partielles ou complètes dans les sections qui précèdent (e.g. quels sont les principaux mécanismes à l'origine du stockage ou du déstockage de C dans les sols ? quel est l'état de l'art en matière de modélisation ? quel est l'état actuel des stocks en France et quelles sont les tendances d'évolution ? quelles sont les pratiques susceptibles d'accroître les stocks et quels sont les freins à leur mise en œuvre ?...). Il subsiste cependant des manques de connaissances, dont l'analyse sera faite en fin de ce rapport, un déficit fréquent de quantification, et dans quelques cas des controverses, parfois vives, comme sur l'effet du non travail du sol ou sur les ordres de grandeur du stockage annuel en prairie permanente. Une partie non négligeable de ces controverses provient d'ambiguïtés sur les termes utilisés (e.g. stockage versus stockage additionnel, saturation versus équilibre...), d'un manque d'informations sur le système étudié et les méthodes utilisées (e.g. profondeur de sol considérée, historique de la parcelle, méthodes mises en œuvre pour mesurer les variations de stocks...), d'extrapolations abusives (e.g. prolongation linéaire sur plusieurs décennies de valeurs de stockage observées sur quelques années après un changement d'occupation du sol ou de pratique), voire de calculs erronés (non prise en compte des variations de densité apparente dans les calculs de bilan de C entre deux dates) ou d'unités non précisées (e.g. C versus CO₂). Pour cette raison la première section de cette synthèse (3.1) a été consacré à la définition des termes utilisés et aux modes de présentation des résultats. On retiendra de cette analyse le choix argumenté de privilégier dans la partie suivante de ce rapport la quantification du stockage additionnel de carbone d'une pratique par rapport à une pratique de référence, définie comme la pratique actuelle.

Les **processus** par lesquels le carbone entre dans les sols, y est stabilisé pour un temps plus ou moins long et repart vers l'atmosphère après minéralisation sous forme de CO₂ sont bien connus (section 3.2). Une avancée importante de ces dernières années a été la remise en cause de la vision selon laquelle le carbone était majoritairement stabilisé par complexification croissante des molécules organiques (processus dit « d'humification »). Il apparaît aujourd'hui que la plus grande partie du carbone stable est constitué de petites molécules d'origine microbienne. Parmi les trois processus de stabilisation du carbone du sol généralement évoqués dans la littérature, à savoir la récalcitrance chimique, les interactions organo-minérales et la protection physique au sein des agrégats, il apparaît de plus en plus que le deuxième processus joue un rôle prééminent. La stabilisation du carbone résulte donc d'interactions entre des processus biologiques de biodégradation et de biosynthèse d'une part et physico-chimiques d'interaction avec la matrice minérale du sol d'autre part. Il en résulte que les stocks à l'équilibre dépendent non seulement des entrées de C, mais aussi d'un ensemble de variables qui conditionnent son devenir via les processus précédents comme la température, la teneur en eau, la teneur en oxygène pour les processus biologiques et la teneur en argiles, la présence de certains minéraux, le pH du sol pour les processus physico-chimiques. L'effort de compréhension de ces mécanismes et des facteurs qui les contrôlent s'est accompagné d'un effort conjoint de mise au point de **modèles** prédictifs de l'évolution des teneurs ou des stocks de C dans les sols (section 3.3). La plupart des modèles couramment utilisés sont fondés sur la notion de compartiments cinétiques, caractérisés chacun par un temps moyen de résidence. Bien que les avancées des connaissances (section 3.2) remettent en partie en cause les fondements conceptuels de ces modèles, ceux-ci ont fait l'objet d'un effort important de paramétrage et d'évaluation qui les rendent robustes et utilisables pour des travaux de simulation de grande ampleur comme cela a été fait dans le cadre de cette étude (chapitre 4). Beaucoup de ces modèles rendent compte de l'effet de facteurs ayant un effet important sur la dynamique du carbone comme la température du sol, sa teneur en eau, la teneur en argile... Les modèles d'évolution du stock de carbone du sol insérés dans le cadre d'un modèle simulant le fonctionnement de la végétation, comme certains modèles de culture ou de fonctionnement de l'écosystème prairial, présentent l'avantage considérable de simuler non seulement le devenir du carbone dans le sol mais aussi la production de biomasse et donc l'entrée de carbone

dans le sol, qui est une variable de première importance pour simuler correctement l'évolution des stocks. Des modèles basés sur une représentation plus complète des processus (e.g. représentation explicite du compartiment microbien) sont en cours de développement mais ne sont pas encore mobilisables actuellement pour un travail de modélisation à une échelle spatiale large.

L'occupation du sol est une variable d'ordre 1 conditionnant les stocks de C organique, en interaction avec le pédoclimat (section 3.5). A l'échelle du territoire métropolitain, les valeurs moyennes des stocks dans l'horizon 0-30 cm sont de 51.6 t de C ha⁻¹ sous grande culture, 84.6 t de C ha⁻¹ sous prairie permanente et de 81.0 t de C ha⁻¹ sous forêt. Compte tenu des surfaces associées à chacun de ces modes d'occupation des sols, un peu plus importantes en grande culture qu'en prairie et qu'en forêt, les stocks spatialisés sont assez proches entre grande culture et prairies, un peu plus élevés en forêt. En lien avec l'importance du mode d'occupation du sol sur les stocks, les changements d'occupation des sols (ex retournement de prairie, afforestation...) sont à l'origine d'importantes variations de stocks qui s'étalent sur plusieurs années voire plusieurs décennies avant atteinte d'un nouvel équilibre. Les évolutions tendanciennes des stocks, pour chacun des trois grands modes d'occupation du sol, révèlent une légère tendance au déstockage dans le cas des grandes cultures, une très légère tendance au stockage dans le cas des prairies permanentes et une tendance à un stockage plus marqué dans le cas des forêts. Ces chiffres suggèrent que beaucoup de sols français ne sont pas actuellement à l'équilibre, avec un déstockage dans le cas des sols de grande culture qui pourrait être dû un effet persistant de déstockage suite à des retournements d'anciennes prairies et à l'inverse un stockage dans le cas des sols forestiers dû à l'afforestation d'anciennes terres agricoles. Ces tendances doivent cependant être manipulés avec beaucoup de précaution car faute d'informations sur l'historique des parcelles il est souvent difficile de savoir si les stocks et stockages mesurés sont attribuables au mode d'occupation actuel de la parcelle et/ou à un changement d'occupation du sol. La deuxième campagne de prélèvement du Réseau de Mesure et de la Qualité des Sols (RMQS) fournira des informations précieuses sur les évolutions tendanciennes de stock à usage des sols constant.

La recherche, pour chacun des trois grands modes d'occupation du sol, de **pratiques agricoles ou sylvicoles susceptibles de favoriser le stockage** est par construction difficile car compte tenu des multiples interactions dont dépendent les entrées, les transformations et les sorties de C du sol (cf. section 3.2) rien ne garantit qu'une pratique soit systématiquement « stockante » ou « déstockante » car cela dépend du contexte pédoclimatique et agronomique dans lequel elle est mise en œuvre. L'analyse bibliographique des sections 3.6 à 3.9 a cependant permis d'identifier des pratiques « candidates », car donnant souvent lieu à un stockage additionnel d'après la littérature. Leur effet sera ensuite testé dans la diversité des contextes pédoclimatiques et agronomiques du territoire métropolitain grâce au travail de modélisation présenté dans le chapitre 4.

Les **écosystèmes forestiers** sont caractérisés par des stocks actuellement élevés (quoique très variables), et une tendance à la hausse des stocks (+170 kg C ha⁻¹ an⁻¹ pour les forêts anciennes), probablement en partie explicable par le fait qu'une partie non négligeable des surfaces forestières résultent d'afforestations récentes et n'ont pas encore atteint un état d'équilibre. Compte tenu de ces stocks élevés, de la tendance à la hausse des stocks actuels, en particulier dans les forêts jeunes, et plus généralement de la contribution majeure des forêts à l'atténuation du changement climatique via d'autres processus (stockage dans la biomasse, effet de substitution matériau et énergie) la protection voire l'extension des surfaces forestières et la mise en œuvre de pratiques sylvicoles permettant d'entretenir ces stocks est un enjeu majeur d'aménagement du territoire et pour les politiques climatiques. Cependant l'analyse des effets des pratiques sylvicoles sur les stocks n'a pas permis d'identifier une ou plusieurs pratiques différentes de celles mises en œuvre actuellement, dont les effets sur l'augmentation des stocks soient suffisamment avérés et quantifiables, pour faire l'objet d'un effort de quantification plus approfondi. A l'inverse l'analyse a plutôt pointé des évolutions de pratiques, encore marginales, mais qui pourraient être susceptibles de diminuer les stocks (récolte des houppiers par ex).

Les **écosystèmes prairiaux** de longue durée (prairies permanentes) sont également caractérisés par des stocks élevés (84.6 t de C ha⁻¹ sur l'horizon 0-30cm), et une tendance à un léger stockage (+110kg C ha⁻¹ an⁻¹). L'analyse de la littérature a permis d'identifier trois leviers ayant un effet presque toujours positif sur le stockage : (i) **une légère intensification des prairies extensives**, par apport de fertilisants et/ou augmentation des légumineuses, associé à une augmentation des prélèvements d'herbe. Malgré l'augmentation des prélèvements (par des fauches

ou pâtures supplémentaires) la production additionnelle de biomasse augmente le retour au sol de litière et accroît le stockage ; (ii) **l'exploitation de l'herbe par pâturage plutôt que par fauche**, qui a aussi pour effet d'augmenter le retour au sol de litière du fait de la moindre exploitation de l'herbe (refus par les animaux, etc.); et (iii) **l'extensification des prairies les plus intensives**, par réduction des apports de fertilisants et de l'exploitation de l'herbe. Compte tenu de leurs impacts potentiels sur l'alimentation du troupeau (e.g. pâturage versus constitution de réserves hivernales dans le cas de la fauche), et sur la localisation des retours au sol de C par les effluents d'élevage (e.g. sur place dans le cas du pâturage versus potentiellement dans d'autres parcelles dans le cas de la fauche) l'assiette de ces pratiques et leur conséquence sur le bilan gaz à effet de serre (au-delà du seul stockage de C dans la parcelle concernée) devront cependant être analysées avec soin.

Les **écosystèmes de grande culture** sont caractérisés par des stocks plus faibles (51.6 t de C ha⁻¹), et une tendance à la baisse (-170 kg C ha⁻¹ an⁻¹). Plusieurs pratiques ont été identifiées dans la littérature comme susceptibles d'apporter un stockage additionnel de C : (i) le passage au **semis direct** (section 3.8.1). Bien qu'il s'agisse d'un sujet encore controversé, les méta-analyses les plus récentes concluent à un stockage additionnel dans l'horizon de surface perceptible au bout d'une dizaine d'années, plus marqué en climat sec. Ce sur quoi s'accordent les auteurs c'est que ce stockage additionnel est de toute façon moindre que ce qui avait été mis en avant il y a quelques années sur la base d'interprétation trop rapides des résultats d'essais (non prise en compte des variations de densité apparente notamment). Le passage au semis direct n'est cependant pas possible dans certains sols et sur certaines espèces. Par ailleurs l'existence d'un stockage additionnel reste controversée quand on considère la totalité du profil de sol ; (ii) la mise en place de **couverts intermédiaires et intercalaires** (section 3.8.3). Le stockage additionnel confirmé par l'analyse de la littérature est cohérent avec les progrès des connaissances selon lesquelles des apports de biomasse rapidement biodégradable (ce qui est le cas des couverts intermédiaires) peuvent conduire à un stockage additionnel par production de composés microbiens stabilisés à long terme (section 3.2). La mise en place de couverts intermédiaires est déjà largement pratiquée, en particulier pour des raisons réglementaires en zone vulnérable nitrate, mais des possibilités d'extension existent. A l'effet positif attendu par stockage additionnel de C s'ajoute un effet favorable sur le climat via des effets biophysiques; (iii) **l'accroissement de la part des prairies temporaires dans les successions**, par insertion de prairies temporaires dans des successions n'en contenant pas ou par allongement de la durée de ces prairies dans des successions en contenant déjà (section 3.8.4). L'analyse bibliographique a en effet mis en exergue l'importance de la durée relative de la prairie dans la succession sur le stockage additionnel observé. Comme dans le cas des pratiques stockantes identifiées en prairies permanentes l'assiette de ce levier doit être définie avec précaution car elle doit tenir compte des possibilités de valorisation de l'herbe produite (présence d'animaux) ; (iv) la mobilisation et l'apport au sol de **matières organiques exogènes** (section 3.8.5). Les effluents d'élevage et pour partie d'autres produits résiduels organiques sont déjà apportés au sol, mais il existe d'autres gisements mobilisables de PRO actuellement incinérés ou mis en décharge qui pourraient être collectés et épandus sur des parcelles agricoles, sous réserve de leur innocuité. A l'inverse la possibilité d'accroître les stocks de C du sol via la gestion des résidus de culture est apparue très faible dans le contexte de l'agriculture métropolitaine puisque leur brûlage est interdit et que la quasi-totalité des résidus de culture retournent déjà au sol soit directement, après un éventuel broyage (cas d'une partie des pailles de céréales, des cannes de maïs, etc.), soit sous forme de fumier après utilisation comme litière (reste des pailles). Le développement de la bioéconomie pourrait, au contraire, réduire ce retour au sol si une partie croissante des résidus de culture était utilisée à des fins de valorisation énergétique (production de chaleur par brûlage ou production de biogaz par digestion anaérobie). Comme dans le cas de la tendance à l'augmentation du prélèvement de biomasse en forêt (houppiers...), la question qui se pose, hors du champ de la présente étude, est celle de l'intérêt comparé de ces différentes stratégies de valorisation de la biomasse (retour au sol pour accroître les stocks de C versus valorisation énergétique suivi d'un retour au sol des cendres ou digestats) sur le bilan gaz à effet de serre global. Enfin l'exploration d'autres pratiques potentiellement stockantes en grandes cultures n'a pas permis d'identifier d'autres leviers mobilisables soit parce que ces pratiques sont déjà largement mises en œuvre dans le contexte français (fertilisation minérale), soit parce que l'assiette est réduite (chaulage des sols très acides), soit parce que leur mise en œuvre se heurterait à des contraintes fortes (extension de l'irrigation) (section 3.8.6).

Enfin, à la fois dans le cas des écosystèmes prairiaux et de grande culture, **l'agroforesterie et l'implantation de haies**, permettent un stockage additionnel de C dans les sols (section 3.9). Plus précisément, dans le cas de l'agroforesterie, un stockage additionnel n'est observé que pour les systèmes sylvo-arables (arbres implantés en parcelles de grande culture). A l'inverse, pour les systèmes sylvo-pastoraux (arbres implantés en prairie) il n'est pas systématiquement observé de stockage additionnel de C. Cette différence s'explique par l'écart de stock initial, plus faible en grande culture (voir section 3.5).

L'analyse, dans le cadre de la section 3.10, des **relations entre les pratiques « stockantes »** (sections 3.6 à 3.9), **les processus impliqués** (section 3.2) et de la **capacité des modèles à en rendre compte** (section 3.3), montre que la plupart des pratiques agricoles influence l'évolution du stock de C organique du sol à la fois via des effets directs (e.g. via la quantité de C entrant dans le sol) et des effets indirects (e.g. via une modification de la teneur en eau du sol, de sa température, de la disponibilité en azote...) qui conditionnent le devenir du C entrant. Parmi les pratiques stockantes candidates identifiées, la plupart ont un effet direct sur les entrées de C (e.g. cultures intermédiaires, prairies temporaires, apports de C exogène, substitution fauche-pâturage...). Les modèles d'évolution du stock de C inclus dans un modèle plus global de fonctionnement du système sol-plante (e.g. STICS, PaSim) sont à même de rendre compte de ces effets, voire même dans quelques cas de l'effet de pratiques modulant le rapport biomasse racinaire/biomasse aérienne. Plusieurs de ces pratiques ont aussi un effet indirect sur le devenir du carbone via la modification du bilan hydrique et thermique du sol (semis direct, cultures intermédiaires) et du cycle des éléments minéraux (apport de matières organiques exogènes, cultures intermédiaires...). Là encore plusieurs modèles d'évolution du stock de C inclus dans des modèles plus globaux de fonctionnement du système sol-plante incluant des modules hydriques, thermiques et minéraux sont à même de rendre compte de ces effets. Par contre l'effet de certaines pratiques susceptibles d'affecter l'évolution du stock de C via des processus biologiques (e.g. effet du non-labour sur les populations de lombrics) n'est pas pris en compte dans les modèles existants. Enfin, pour certaines pratiques stockantes candidates on ne dispose pas de modèle suffisamment robuste pour être utilisé (cas de l'agroforesterie et des haies). Par contre, les nombreux effets d'interaction entre pratiques stockantes quand on les met en œuvre simultanément sur une parcelle (quand c'est possible) renforce l'intérêt d'une approche par modélisation à même de rendre compte de ces interactions (section 3.11).

La demande faite aux auteurs de cette étude incluait une **évaluation du cout du stockage additionnel de carbone**, ainsi qu'une analyse des **leviers et freins à l'adoption des pratiques stockantes**. Une analyse bibliographique a donc également été faite relativement à ces aspects (sections 3.12 et 3.13). Plusieurs méthodes de calcul de cout existent et la méthode la plus appropriée dépend de la question posée et du contexte. Dans le cadre de la présente étude, l'analyse suggère que le calcul du cout technique des pratiques stockantes par une approche de type ingénieur est la plus adaptée et la plus simple à mettre en œuvre. Bien que les couts calculés disponibles dans la littérature soient difficilement comparables, ils suggèrent par exemple que la réduction du travail du sol apparait souvent comme une mesure peu couteuse. Au-delà de leur cout de mise en œuvre, il existe de nombreux freins à l'adoption des pratiques stockantes, qui peuvent être de nature technique, organisationnelle, réglementaire, psychologique et sociale. En France il n'existe pas de politique publique spécifiquement dédiée au stockage de carbone dans les sols. Par contre de nombreuses politiques conçues pour d'autres enjeux interfèrent avec cet objectif (politiques de préservation de la qualité de l'eau, de protection de la biodiversité...). De nombreux instruments incitatifs seraient mobilisables pour inciter à l'adoption de pratiques stockantes et quelques rares pays comme l'Australie ont mis en place des politiques pionnières en la matière sur lesquelles un retour d'expérience est déjà possible.

Focus 3-1. La génétique, un levier d'action pour l'amélioration du stockage de carbone

Auteur : Isabelle Litrico

La génétique et l'amélioration des plantes, conduisant à l'innovation variétale, constituent un levier essentiel et complémentaire du levier agronomique pour l'amélioration de la productivité des cultures. Alors que la productivité reste un objectif majeur, les services écosystémiques, dont le stockage de carbone, sont des produits attendus de l'agriculture de demain. Le levier agronomique est un levier incontournable pour améliorer le stockage de carbone mais le levier génétique peut augmenter son efficacité. En effet, l'application des pratiques stockantes (voir sections 3.6 à 3.11) peut être conditionnée par la disponibilité de matériel végétal adapté à ces pratiques, c'est-à-dire ayant les capacités de fournir le service attendu dans les conditions générées par ces pratiques. De plus, dans un contexte de changement climatique, certaines espèces peuvent ne plus assurer correctement la fourniture de certains services, y compris celui du stockage de carbone, et le levier génétique a un rôle important à jouer dans l'adaptation de ces espèces. Ainsi, le choix des espèces semées est crucial pour améliorer le stockage de carbone, mais le choix de la composition génétique de ou des espèces choisies (c'est-à-dire les génotypes de plantes composant cette espèce) n'en est pas moins important. A titre d'exemples :

- la réduction du travail du sol (section 3.8.1), quand elle est accompagnée d'un semis direct sous couvert pour l'installation de la culture de rente, peut gagner en efficacité si les caractéristiques génétiques de l'espèce installée sous couvert lui permettent de s'établir correctement dans ces conditions ;
- l'agroforesterie (section 3.9) qui met la culture en interaction directe avec des arbres, nécessite de sélectionner/créer des génotypes des espèces de cultures capables de produire dans ces conditions particulières de compétition pour certaines ressources ;
- les espèces des prairies temporaires (section 3.8.4) qui nécessitent la sélection/création de génotypes ayant une pérennité plus importante et qui soient adaptés à des fauches moins fréquentes ;
- l'introduction de cultures intermédiaires dans les rotations (section 3.8.3) nécessite de modifier les objectifs de sélection, c'est-à-dire les caractéristiques des variétés, par rapport à des variétés destinées à la production. Ce type de cultures, qui constitue un levier majeur pour le stockage de C, nécessite donc un matériel génétique « dédié ».

Il y a donc certains caractères des espèces qui devront être étudiés afin de développer des variétés plus adaptées aux pratiques stockantes dans un contexte de changement climatique.

L'adaptation des variétés aux pratiques n'est pas le seul champ d'action de la génétique. Un effet direct des plantes sur le stockage du carbone existe. En effet, certains mécanismes de stockage du carbone (section 3.2) peuvent être influencés voire conditionnés par les caractéristiques génétiques des plantes. Par exemple, la production primaire souterraine contribue au stockage du carbone et cette production est sous la dépendance directe du ratio aérien/souterrain des plantes qui composent le couvert. Le taux de décomposition et de renouvellement des racines, la composition chimique des tissus racinaires et aériens, la quantité et la composition des exsudats racinaires sont autant de caractéristiques pouvant avoir une action directe ou indirecte (via les interactions avec les microorganismes du sol) sur le stockage de carbone.

Au-delà d'ouvrir un large champ d'investigation, l'étude de ces caractères des plantes, l'exploitation de la variabilité génétique de ces caractères chez les espèces cultivées et les compromis à trouver entre amélioration du stockage de carbone et objectif de production en sélection, constituent de vraies perspectives d'amélioration génétique. La création de variétés adaptées aux pratiques stockantes et/ou de variétés sélectionnées pour le stockage de carbone est une réalité des futurs marchés. Les évolutions actuelles au niveau du CTPS²⁷, notamment avec la *commission d'Inter-Sections Plantes de service*²⁸, vont dans le sens de la prise en compte de services environnementaux dans l'évaluation et l'inscription des variétés au catalogue français. Cette évolution de l'offre variétale et la marge potentielle de progrès génétique du stockage de carbone devra être une composante à considérer dans la modélisation des scénarii agro-économiques d'évolution et de maintien du stock de carbone dans les agroécosystèmes.

²⁷ Comité Technique Permanent de la Sélection (<https://www.geves.fr/qui-sommes-nous/ctps/>)

²⁸ <https://www.geves.fr/expertises-varietes-semences/plantes-de-services/inscription-varietes-catalogue/>

Focus 3-2. Stocks et stockage de carbone : le cas des sols des Antilles

Auteur : Jorge Sierra

Le pédoclimat : clé de voute du stockage de C dans les sols antillais

Les Antilles présentent une forte pédodiversité (ferralsols, vertisols, nitisols, andosols, calcisols, fluvisols) qui représente environ 30% des sols tropicaux. Cette diversité résulte de la variation des roches mères (volcanique, calcaire, alluvions marines), du gradient pluviométrique (de 0,8 à 12 m/an) et de la durée de la pédogenèse (de 10^3 à 10^7 années) (Cabidoche *et al.*, 2004). De ce fait, ces sols ont développé une large gamme de minéraux secondaires fins dont la teneur dépasse 70% (argiles au sens large), cristallisés ou amorphes, caractérisés par une grande et contrastée capacité de stabilisation de la matière organique. Ces traits sont à l'origine d'une forte variabilité spatiale des stocks de C à l'échelle de quelques kilomètres : pour la couche 0-0,25 m des sols agricoles, 90-120 t C/ha pour les andosols (allophanes, climat perhumide), 60-75 t C/ha pour les vertisols (smectites, climat subhumide), 50-65 t C/ha pour les ferralsols (oxy-hydroxydes de Fe et d'Al, climat humide), et 40-55 t C/ha pour les nitisols (halloysite, climat humide) et les calcisols (smectites, climat subhumide) (Sierra *et al.*, 2015). Le pédoclimat est donc le principal facteur explicatif des stocks de C dans les sols antillais (Sierra et Causeret, 2018). Il est intéressant de souligner que, à égalité de climat, ces stocks sont en général 1.5-2 fois supérieurs à ceux observés dans d'autres régions tropicales d'Afrique, d'Asie et d'Amérique du Sud. Ce constat implique que l'on ne peut pas parler strictement de la capacité de stockage de C des "sols tropicaux" sans tenir compte de leur genèse et minéralogie.

Effet des modes d'occupation du sol et des pratiques culturales

L'agriculture antillaise est traditionnellement basée sur les cultures d'exportation de type pluriannuel (par ex., la banane et la canne à sucre représentent ensemble environ 50% de la SAU en Martinique et Guadeloupe). Ce type de culture a trois caractéristiques qui favorisent le maintien des stocks de C (Sierra *et al.*, 2015) : i- un recouvrement rapide et complet, ce qui réduit la température du sol et modère le taux de minéralisation, ii- une restitution de C relativement élevée (4,5 t C/ha/an pour la banane et 7,5 t C/ha/an pour la canne), et iii- un travail du sol peu intensif qui limite la minéralisation (tous les 5-6 ans à la replantation). Ainsi, certains sols canniers en Martinique (Blanchart *et al.*, 2004) et sous banane en Guadeloupe (Clermont-Dauphin *et al.*, 2004) ont des stocks carbonés qui excèdent ceux de la forêt primaire.

Les stocks de C des sols sous monoculture d'exportation et prairie (savanes naturelles non gérées) varient peu dans le temps ($\pm 2-3\%$ sur les deux dernières décennies), et se placent couramment dans la tranche supérieure de la gamme des valeurs citées pour chaque type de sol (Sierra *et al.*, 2015). Ces stocks déclinent rapidement sous maraîchage et cultures vivrières (cultures dites de diversification) ; p. ex., $-0,5\%/an$ en monoculture maraîchère sur andosol et vertisol (Venkatapen, 2012; Sierra *et al.*, 2017). Ces systèmes de culture sont de type annuel, peu couvrants, avec une faible restitution carbonée (1,0-2,5 t C/ha/an) et avec un travail du sol très intensif (jusqu'à 8 labours/an). Le système de culture est ainsi le deuxième facteur en importance affectant les stocks de C.

Certaines pratiques appliquées par les agriculteurs peuvent contribuer à conserver voire augmenter le stock carboné des sols sous culture de diversification ($+0,2-0,4\%/an$), et cela concerne notamment la réduction du travail du sol, l'utilisation des jachères améliorées et l'application d'amendements organiques (≥ 10 t compost/ha/an). Cette gestion du sol n'est pourtant pas généralisée et elle est à présent restreinte aux petites exploitations de <1 ha (Sierra *et al.*, 2017).

L'application du 4 pour mille est-il envisageable aux Antilles ?

Les sols antillais sont relativement riches en matière organique et les taux annuels de minéralisation varient entre 2,5% et 4,5% en fonction du pédoclimat et du système de culture considérés (Sierra *et al.*, 2015), ce qui confère au C des sols antillais une dynamique plus rapide que sous climat tempéré. Dans ce contexte, alors que le maintien des stocks carbonés est possible sous les cultures d'exportation et sous prairie mais problématique sous les cultures annuelles et dans les sols les plus riches (andosols et vertisols), une séquestration de C au niveau du 4 pour mille serait difficile à atteindre au niveau du territoire ou de la région pédoclimatique. Néanmoins, le 4 pour mille pourrait

être envisagé dans des situations particulières ou moyennant le changement des pratiques et des systèmes de culture. Dans ce sens, des simulations réalisées en Guadeloupe avec le modèle MorGwanik (Sierra *et al.*, 2015), en considérant l'impact du changement climatique pour la période 2015-2045 et sans modification de la distribution des cultures et des pratiques actuelles, ont indiqué que le 4 pour mille serait atteint sur 18% de la SAU. La fraction de la SAU concernée par le 4 pour mille serait de 21% si la surface amendée s'accroît de 50% (17% de la SAU est actuellement amendée) et de 24% sous un scénario de réduction du travail du sol (J. Sierra, non publié). Dans tous les cas le 4 pour mille serait atteint sous la canne à sucre et les cultures de diversification cultivées sur les ferralsols, les nitisols et les calcisols ayant les teneurs les plus faibles en C (<20 g C/kg).

Une étude récente a montré que la mise en place de ces changements de pratiques serait abordable pour une grande partie des agriculteurs antillais (Paul *et al.*, 2017). En revanche, l'évolution de l'agriculture antillaise vers des systèmes de culture plus stockants de C est soumise à des contraintes socio-économiques difficiles à contourner à l'heure actuelle (Chopin *et al.*, 2016). Ainsi, bien que l'agroforesterie ait un grand potentiel de séquestration de C aux Antilles (~1 t C/ha/an sur ferralsol et vertisol; Sierra et Nygren, 2005) son adoption par les agriculteurs est négligeable à cause des coûts d'installation et de gestion. Concernant les prairies, elles occupent un tiers de la SAU mais leur contribution à la séquestration de C apparaît à présent limitée. En effet, il s'agit de savanes anciennes de faible valeur fourragère qui ne sont ni fertilisées ni améliorées et, comme il a été mentionné auparavant, elles sont à l'équilibre en termes des stocks carbonés du sol. Néanmoins, une étude réalisée en Guadeloupe sur un vertisol sous savane a mis en évidence que la fertilisation organique à des doses modérées (3 t compost/ha/an) induit une amélioration rapide de la production et de la qualité du fourrage et permet d'atteindre le 4 pour mille (+0,5%/an du stock carboné initial ; Boval *et al.*, 2013). De toute évidence, l'adoption par les agriculteurs de systèmes de culture plus stockants de C nécessiterait des mesures incitatives de long terme destinées à réduire les coûts de transition, lesquels sont particulièrement élevés aux Antilles (Blazy *et al.*, 2015).

Références bibliographiques

- Blanchart, E.; Cabidoche, Y.-M.; Sierra, J.; Venkatapen, C.; Langlais, C.; Achard, R., 2004. Stocks de carbone dans les sols pour différents agrosystèmes des Petites Antilles. *Cahiers du PRAM*, 4: 31-34.
- Blazy, J.M.; Barlagne, C.; Sierra, J., 2015. Environmental and economic impacts of agri-environmental schemes designed in French West Indies to enhance soil C sequestration and reduce pollution risks. A modelling approach. *Agricultural Systems*, 140: 11-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.08.009>
- Boval, M.; Faverial, J.; Mulciba, P.; Loranger-Merciris, G.; Sierra, J., 2013. Intensifier la production animale au pâturage. *Innovations Agronomiques*, 32: 83-93.
- Cabidoche, Y.; Blanchart, E.; Arrouays, D.; Grolleaux, E.; Lehmann, S.; Colmet-Daage, F., 2004. Les Petites Antilles: des climats variés, des sols de natures contrastées et de fertilités inégales sur des espaces restreints. *Les Cahiers du PRAM*, (4): 21-25.
- Chopin, P.; Tirolien, J.; Blazy, J.M., 2016. Ex-ante sustainability assessment of cleaner banana production systems. *Journal of Cleaner Production*, 139: 15-24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.036>
- Clermont-Dauphin, C.; Cabidoche, Y.M.; Meynard, J.M., 2004. Effects of intensive monocropping of bananas on properties of volcanic soils in the uplands of the French West Indies. *Soil Use and Management*, 20 (2): 105-113. <http://dx.doi.org/10.1079/sum2003231>
- Paul, J.; Sierra, J.; Causeret, F.; Guinde, L.; Blazy, J.M., 2017. Factors affecting the adoption of compost use by farmers in small tropical Caribbean islands. *Journal of Cleaner Production*, 142: 1387-1396. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.168>
- Sierra, J.; Causeret, F., 2018. Changes in soil carbon inputs and outputs along a tropical altitudinal gradient of volcanic soils under intensive agriculture. *Geoderma*, 320: 95-104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.025>
- Sierra, J.; Causeret, F.; Chopin, P., 2017. A framework coupling farm typology and biophysical modelling to assess the impact of vegetable crop-based systems on soil carbon stocks. Application in the Caribbean. *Agricultural Systems*, 153: 172-180. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.02.004>
- Sierra, J.; Causeret, F.; Diman, J.L.; Publicol, M.; Desfontaines, L.; Cavalier, A.; Chopin, P., 2015. Observed and predicted changes in soil carbon stocks under export and diversified agriculture in the Caribbean. The case study of Guadeloupe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 213: 252-264. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.015>
- Sierra, J.; Nygren, P., 2005. Role of root inputs from a dinitrogen-fixing tree in soil carbon and nitrogen sequestration in a tropical agroforestry system. *Australian Journal of Soil Research*, 43 (5): 667-675. <http://dx.doi.org/10.1071/sr04167>
- Venkatapen, C., 2012. *Étude des déterminants géographiques et spatialisés des stocks de carbone des sols de la Martinique*. Thèse de doctorat (Géographie). Université des Antilles et de la Guyane, U.F.R. des Lettres et Sciences Humaines. 333 p. <http://www.theses.fr/2012AGUY0513/document>

Annexes du Chapitre 3

Annexe 3-1. Corpus bibliographique de l'étude : méthode d'élaboration

Annexes externes

De la section 3.5.3.2. (stockage tendanciel de carbone dans les sols de prairies permanentes) :

Annexe 3.5.3.2-1. (références et données, fichier excel)

De la section 3.8.5. (effet des apports de PRO sur le stockage de carbone dans les sols) :

Annexe 3.8.5-1. (références bibliographiques, fichier pdf)

Annexe 3.8.5-2. (données, fichier excel)

Annexe 3-1. Corpus bibliographique de l'étude : méthode d'élaboration

1. Constitution du corpus préliminaire pour l'étude 4 pour 1000

1.1. Principes d'élaboration de la requête de base

La construction d'une requête sur le principe général « (carbone du sol OU matière organique du sol) ET séquestration²⁹ » conduit à un très grand nombre de résultats. L'examen rapide des articles montre que beaucoup ne sont pas pertinents car les mots clés du registre « séquestration » et ceux du registre « carbone » ne sont pas forcément associés : beaucoup d'articles ne traitent pas de séquestration de carbone.

Une stratégie de recherche alternative a donc été élaborée, sur un autre principe général : ((séquestration PROCHE DE carbone) OU (séquestration PROCHE DE matière organique)) ET sol.

La requête ((soil* AND carbon) OR (soil* AND "organic matter")) AND (sequestration...) a ainsi été transformée en utilisant les options de proximité (NEAR) pour restreindre aux expressions du type (« sequestration of carbon », « carbon sequestration »...) et éliminer ainsi les références où la « séquestration » ne concerne pas le carbone. Le même raisonnement s'applique à la « matière organique » et aux autres mots clés sémantiquement proches du registre de la séquestration (storage, stabilization, etc.). Cette méthodologie alternative a permis de réduire de plus d'un tiers le corpus. Par ailleurs, la requête a été limitée aux mots du titre (TI) et non pas sur toute la notice (titre, résumé, mots-clés = TS), sauf dans le cas où l'on obtenait un trop faible nombre de références.

Le périmètre initial du Web of Science (WoS) dans lequel on a effectué les recherches comprend les sciences de la vie et les SHS, sur la période 1956-2017.

1.2. Résultats des équations de recherche de base

Les mots clés « CARBON » et « ORGANIC MATTER » associés aux mots clés du registre de la séquestration et du stockage ont permis de délimiter un corpus de 3 647 références (Tableau A3.1-1). Il était légitime de se baser sur ce corpus de 3 647 références pour élaborer tous les sous-corpus thématiques, car dans tous les cas, c'est bien des pratiques permettant un stockage de carbone dans les sols qu'il s'agit d'inventorier

Tableau A3.1-1. Equation de recherche de base du corpus de l'étude.
Cette requête (#3) est nommée « reket 1 » dans la suite du texte

# 1	TI=(carbon NEAR/2 Sequestration) OR TI=(carbon NEAR/2 storage) OR TI =(carbon NEAR/2 stabili*ation) OR TI =(carbon NEAR/2 turnover) OR TI =(carbon NEAR/2 turn-over) OR TI =(carbon NEAR/2 "residence time") OR TI =(carbon NEAR/2 minerali*ation) (6787 réfs)	AND	TS=Soil	3018 refs
# 2	TI=(organic NEAR/3 Sequestration) OR TI =(organic NEAR/3 storage) OR TI =(organic NEAR/3 stabili*ation) OR TI =(organic NEAR/3 turnover) OR TI =(organic NEAR/3 turn-over) OR TI =(organic NEAR/3 residence) OR TI =(organic NEAR/3 minerali*ation) (1930 refs)	AND	TS=Soil	1017 refs
# 3	#1	OR	#2	3647 refs

1.3. Sous-corpus thématiques

L'objectif final du travail d'élaboration du corpus préliminaire est de le répartir entre les experts, sous forme de 12 sous-corpus de volume raisonnable pouvant leur servir de base à un travail préalable. Ces 12 sous-corpus sont classés en 7 thématiques principales (Tableau A3.1-2).

²⁹ On inclut dans « séquestration » tous les mots clés concernant la dynamique du C dans le sol : Sequestration, storage, stabilization, mineralization, turnover, residence time...

Tableau A3.1-2. Méthode d'élaboration des sous-corpus : sur la base des thématiques (colonne 1) et des sous-thèmes (colonne 2) sont élaborées les équations de recherche (colonne 3) qui sont appliquées au corpus principal de l'étude (reket 1) de 3 467 références pour obtenir les sous-corpus (colonne 4). Ceux-ci sont livrés à des groupes d'experts (colonne 6) avec des critères de lecture pour sélectionner les articles pertinents (colonne 5).

Thématique	Sous-thème	Equations de recherche	Nombre de références	Critère de lecture (titre et résumé des articles)	Experts concernés (en gras, animateur proposé)
1. Processus		Les 3647 références sont potentiellement utiles, mais le volume étant excessif, le choix a été de restreindre le corpus aux seules « reviews »	142 (Reviews)	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Compartiment de SOC concerné (stable/labile, profond/superficiel, etc.) Processus bio-physico-chimiques étudiés Echelles spatiale et temporelle concernées Implications pour la gestion des sols ? Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Denis Angers Jérôme Balesdent Claire Chenu Isabelle Basile-Doelsch
2. Pratiques « stockantes » en grandes cultures	2.1.Travail du sol	TI=(till* OR plough* OR plow* OR "conservation agriculture")	157	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (TCS, non-labour, etc.) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Jean Roger-Estrade
	2.2.- 2.3.Cultures intermédiaires/ intercalaires et résidus de culture	TI=("undersown crop*" OR "cover crop*" OR covercrop OR intercrop* OR "catch crop*" OR catchcrop OR "green manur*" or fallow) OR TI=(permanent NEAR/2 cover*) OR TI=(crop residue* or litter or straw or "maize stover" or mulch* or stubble)	166	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (espèce de CI, type de résidu, ITK) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Eric Ceschia Safya Menasseri
	2.4.Apports produits organiques exogènes	TI=(manure or slurry or sludge* or compost*)	137	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (type de résidu, mode d'épandage) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Sabine Houot Thierry Morvan
	2.5.Agroforesterie / Bords de champs	TI=(agroforestry or hedge* or "buffer strip*" or "grass strip*" or riparian or grove* or copse* or tree*)	157	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (système de culture) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Rémi Cardinéal Delphine Mézière Valérie Viaud
	2.6.Autres pratiques	TI=(fertiliz* or fertilis* or liming or "ph correction*")	154	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (amendement, engrais) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Jérôme Balesdent
	2.7.Combinaison de pratiques et succession de culture	TI=("Cropping system*" or rotation* or practice* or "agricultural system*" or management)	305	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la combinaison étudiée (système de culture) Effet de la combinaison (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Olivier Thérond Potentiellement tous les experts du champ « pratiques stockantes »

3. Pratiques « stockantes » en sols forestiers		TS="forest management*" OR TS="clear cut*" OR (TS=forest AND TS="age effect*") OR TS=deforestation OR (TS=forest AND TS=fertilization*) OR TS="forest type" OR (TS=forest AND TS="plantation densit*") OR (TS=forest AND TS="species effect*") OR TS="thinning intensit*"	213	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (espèces forestière, ITK) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Laurent St André Laurent Augusto Lauric Cecillon
4. Pratiques « stockantes » en sols prairiaux		TI=(Grassland* or pasture* or meadow* or peatland*)	241	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Description de la pratique étudiée (espèces prairiales, ITK) Effet de la pratique (stockage - déstockage- les 2) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	François Gastal Katja Klumpp Anne-Isabelle Graux
5. Modélisation agronomique		TS=(Model* or simul*)	43 (reviews)	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Méthode utilisée : Modèle cité : Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Bertrand Guenet Julie Constantin
6. Spatialisation		TI=(Spatialization or map* or inventor* or "spatial variability" or toposequence* or scal* or landscape* or regional)	126	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Variables étudiés (dont carbone du sol) Evolution du stock (-/+) Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Valérie Viaud Manuel Martin
7. Economie		Voir équations de recherche spécifiques Tableaux 3, 4 et 5	224	Si rejet de l'article : pourquoi (hors sujet, redonnant, etc.) Pratique « stockante » / combinaison étudiée Instrument d'incitation étudié Méthode / Modèle économique utilisé Echelles spatiale et temporelle concernées Commentaire global sur l'intérêt de l'article	Philippe Delacote Elodie Letort Claire Mosmier Nathalie Delame Valentin Bellassen

Le corpus thématique « Economie » a été constitué à partir de trois requêtes complémentaires. Il se base sur l'identification par les pilotes scientifiques et les experts économistes de l'étude de trois champs de la discipline économique dont la mobilisation est pertinente vis-à-vis de la thématique de la séquestration du carbone dans les sols : les politiques publiques et incitations, les analyses de coûts et enfin la modélisation. Ces trois champs ont été croisés avec celui de la séquestration du carbone dans le sol, pour obtenir des corpus de 223, 204 et 30 articles, respectivement, totalisant 224 références.

Les trois équations de recherche utilisées pour la constitution du corpus thématique « Economie » sont détaillées ci-dessous (Tableaux A3.1-3, A3.1-4 et A3.1-5).

Les résultats des trois interrogations (#4 (223 réfs) OR #7 (204) OR #9 (30 réfs) ont été combinés pour constituer un corpus « Economie » de 224 références.

Une recherche complémentaire a été réalisée dans la base Econlit. Elle a fourni 181 références dont 143 articles dans des revues scientifiques.

2. Réduction et enrichissement du corpus préliminaire

Les 12 sous-corpus thématiques (totalisant 1 630 références, soit près de 45% des 3 647 références sélectionnées avant de réaliser ce découpage thématique) constituent donc le corpus de base de l'étude. Ils ont été transmis aux experts en amont de la plénière du 15/09/2017 avec des critères de lecture (cf. Tableau A3.1-2) afin qu'ils en éliminent les articles non pertinents et identifient d'éventuelles lacunes. L'enrichissement du corpus s'est poursuivi tout au long du travail de rédaction des contributions des experts, dans la mesure où de nouvelles publications pertinentes, non référencées au moment de la requête initiale, sont venues s'ajouter. Le corpus final de l'étude est de 951 références, dont 113 avaient été identifiées dans la requête initiale et 838 (dont 7 issues de la veille bibliographique) sont venues s'ajouter au cours du travail d'enrichissement du corpus.

Tableau A3.1-3. Incitations à l'adoption de pratiques stockantes

Set	Results	
		<input type="button" value="Save History / Create Alert"/> <input type="button" value="Open Saved History"/>
# 4	223	#3 AND #2 AND #1 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 3	539,165	TS=(agriculture OR (agricultur* AND practice*) OR (production AND system) OR (farming AND system) OR (agricultur* AND (management AND option*)) OR (agricultur* AND technique*) OR (farm AND management)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 2	75,700	TS=((carbon AND sequestration) OR (soil AND organic AND matter)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 1	101,258	TS=(incentive* OR (policy AND instrument*) OR (economic AND incentive*) OR (policy AND incentive*) OR (agrienvironment* AND measure*) OR (agri-environment* AND measure*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>

Tableau A3.1-4. Evaluation des coûts des pratiques stockantes

# 9	30	#8 AND #7 AND #5 AND #1 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 8	1,218,953	TS=((cost OR costs) OR ((cost OR costs) AND (opportunity OR enforcement)) OR revenue OR (gross AND margin)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 7	567,908	#6 OR #2 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 6	68,795	TS=(soil* AND agricultur*) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 5	19,748	#4 OR #3 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 4	1	TS=(coupling AND (microeconom* AND bioeconomic*)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 3	19,748	TS=((microeconom* OR bioeconom* OR biophysic*) AND model*) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 2	539,165	TS=(agriculture OR (agricultur* AND practice*) OR (production AND system) OR (farming AND system) OR (agricultur* AND (management AND option*))) OR (agricultur* AND technique*) OR (farm AND management)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>
# 1	75,700	TS=((carbon AND sequestration) OR (soil AND organic AND matter)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>

Tableau A3.1-5. Modélisation des changements de pratiques et des systèmes de production

Set	Results	Save History / Create Alert	Open Saved History
# 7	204	#6 AND #3 AND #2 AND #1 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	
# 6	1,285,913	#5 OR #4 <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	
# 5	1,268,033	TS=(coupling) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	
# 4	19,748	TS=((microeconom* OR bioeconom* OR biophysic*) AND model*) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	
# 3	4,173,841	TS=change <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	
# 2	539,165	TS=(agriculture OR (agricultur* AND practice*) OR (production AND system) OR (farming AND system) OR (agricultur* AND (management AND option*))) OR (agricultur* AND technique*) OR (farm AND management)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	
# 1	75,700	TS=((carbon AND sequestration) OR (soil AND organic AND matter)) <i>Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, CPCI-S, CPCI-SSH, BKCI-S, BKCI-SSH, ESCI, CCR-EXPANDED Timespan=1956-2017</i>	

Chapitre 4

Estimations du potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols français

Contributeurs :

Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Camille Launay,
Raphaël Martin, Michele Schiavo, Julie Constantin,
Katja Klumpp, Anne-Isabelle Graux, Olivier Thérond,
Nathalie Delame, Olivier Réchauchère

Décembre 2020

4.1. Approche globale mise en œuvre pour l'analyse conjointe du potentiel de stockage additionnel et du coût.....	261
4.1.1. Etapes de la démarche et variables calculées.....	262
4.1.2. Situation de référence et ligne de base	262
4.1.3. Sources de données mobilisées	263
4.1.4. Estimation du stockage additionnel de C lié à l'adoption d'une pratique « stockante ».....	264
4.1.5. Estimation du coût des pratiques.....	265
4.1.6. Assemblage des résultats et allocation coût-efficace de l'effort de stockage	266
<i>Références bibliographiques</i>	270
4.2. Pratiques stockantes retenues	271
4.3. Simulations réalisées pour l'estimation du stockage additionnel	272
4.3.1. Modèles utilisés	272
4.3.2. Plan de simulation.....	272
4.3.3. Calculs des bilans de gaz à effet de serre des scénarios.....	278
<i>Références bibliographiques</i>	279
4.4. Résultats relatifs au potentiel de stockage additionnel	280
4.4.1. Résultats en grande culture et prairie temporaire	280
4.4.2. Résultats en prairie permanente	302
4.4.3. Résultats pour les pratiques stockantes pour lesquelles le stockage additionnel de carbone a été estimé d'après la bibliographie	315
4.4.4. Analyse transversale et agrégée du potentiel de stockage et des bilans gaz à effet de serre	317
<i>Références bibliographiques</i>	321
4.5. Calculs réalisés pour l'estimation du coût technique des pratiques et résultats	322
4.5.1. Méthode générale de calcul du coût technique des pratiques stockantes	322
4.5.2. Méthode d'agrégation des résultats à l'échelle régionale	324
4.5.3. Calcul des marges brutes régionales des cultures	328
4.5.4. Assiette et coût technique unitaire comparés des pratiques stockantes	333
Annexes	343
4.6. Allocation coût-efficace de l'effort de stockage	369
4.6.1. Modèle utilisé : BANCO	369
4.6.2. Intégration des pratiques dans le modèle BANCO	370
4.6.3. Résultats	372
4.6.4. Conclusions	381
<i>Références bibliographiques</i>	382
Annexes	383

Les objectifs de cette partie de l'étude sont (i) de proposer des pratiques permettant d'accroître le stockage de carbone organique dans les sols métropolitains français, (ii) de quantifier le potentiel de stockage additionnel associé et de le cartographier, (iii) d'évaluer le coût de mise en œuvre des pratiques stockantes retenues, (iv) de proposer une allocation coût-efficace de l'effort de stockage aux échelles nationales et régionales, (v) d'évaluer les conséquences des pratiques stockantes vis-à-vis d'autres enjeux (qualité de l'air, de l'eau, bilan gaz à effet de serre complet...) et (vi) d'identifier les freins à l'adoption et les instruments incitatifs à même de favoriser la mise en œuvre des pratiques identifiées.

4.1. Approche globale mise en œuvre pour l'analyse conjointe du potentiel de stockage additionnel et du coût

Auteurs : Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Nathalie Delame, Michele Schiavo, Camille Launay, Olivier Thérond, Olivier Réchauchère

La démarche globale est résumée dans la figure 4.1-1 et détaillée dans les paragraphes suivants. Cette partie présente de manière détaillée la méthodologie appliquée à l'instruction des pratiques. Le périmètre d'analyse des pratiques y est précisé (éléments pris en compte dans les calculs de stockage du carbone et de coûts). La situation de référence (i.e. ligne de base, par rapport à laquelle les pratiques sont comparées) y est définie. Les méthodes de calcul et de simulation mises en œuvre sont explicitées (estimation du stockage de carbone, du coût, et de l'assiette de chaque pratique aux échelles régionales et nationale, assemblage des résultats et estimation du potentiel de stockage pour un prix du carbone donné). Enfin la nature et la source des différentes données mobilisées pour réaliser ces simulations et calculs sont présentées.

L'approche a été mise en œuvre pour les systèmes de grandes cultures (incluant les prairies temporaires) et les systèmes de prairies permanentes. Les écosystèmes forestiers n'ont pas donné lieu à ce travail de calcul et de simulation puisque l'analyse bibliographique n'a pas permis d'identifier de pratiques sylvicoles plus stockantes que celles mises en œuvre actuellement (voir section 3.6).

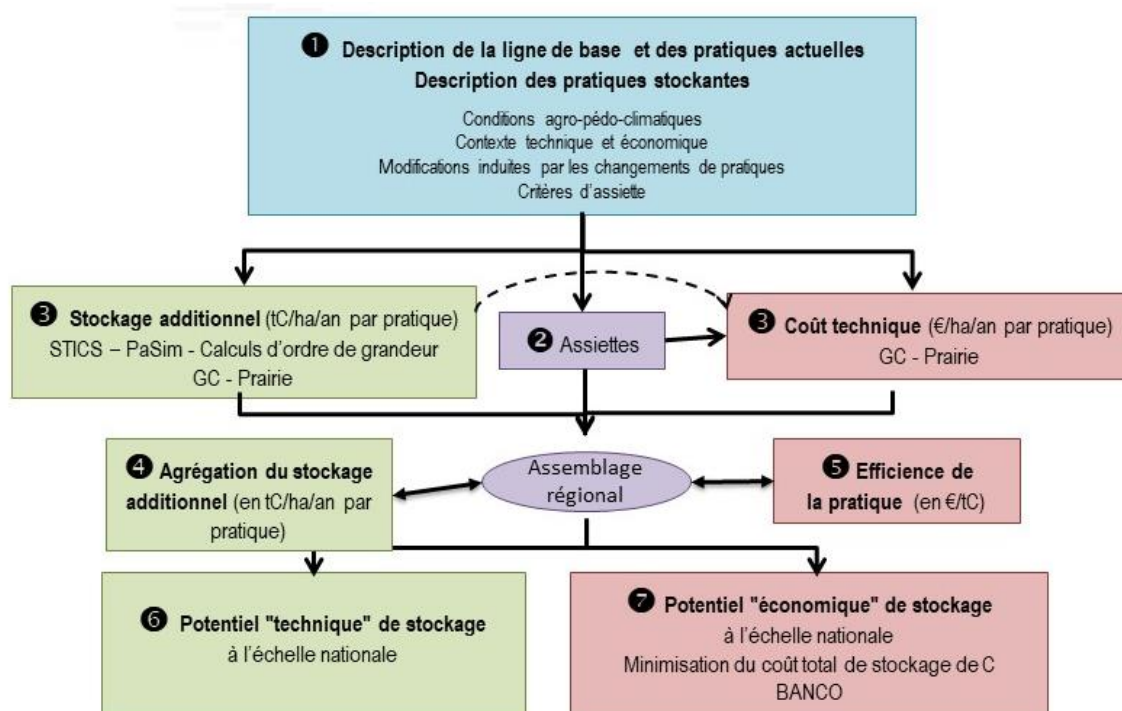


Figure 4.1-1. Démarche mise en œuvre pour l'évaluation technico-économique du potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols métropolitain français (GC : grande culture)

4.1.1. Etapes de la démarche et variables calculées

Le potentiel de stockage additionnel de carbone et le coût associés aux pratiques proposées ont été calculés ou simulés en distinguant plusieurs étapes (figure 4.1-1) :

- 1- Description des pratiques actuelles (pour simulation de la ligne de base) et des pratiques stockantes (objectif et périmètre de la pratique, dont coûts de mise en œuvre pris en compte et critères d'assiette) ;
- 2- Evaluation de l'assiette de la pratique, c'est-à-dire du nombre d'hectares potentiellement concernés par la pratique, au niveau régional et national (en ha) ;
- 3- Evaluation du stockage additionnel de carbone lié à l'adoption de la pratique proposée, soit par calcul d'ordre de grandeur (agroforesterie intra-parcellaire, haies et enherbement des vignes), soit à l'échelle de l'unité pédoclimatique à l'aide des modèles de culture STICS et de prairie PaSim (en kgC/ha/an), et évaluation du coût technique unitaire de mise en œuvre de la pratique à l'échelle de la région (en €/ha/an) ;
- 4- Agrégation du stockage additionnel de C induit par la pratique, de l'unité pédoclimatique à la région (en tC/ha/an) ;
- 5- Combinaison des valeurs unitaires pour obtenir l'efficacité unitaire de la pratique à l'échelle régionale (coût de la tonne additionnelle de C stockée, en €/tC) ;
- 6- Combinaison des valeurs unitaires et de l'assiette pour obtenir une évaluation du potentiel "technique" et du coût total associé, à l'échelle du territoire national et sur un horizon de 30 ans (respectivement en tC/an et en €/an), pratique par pratique ;
- 7- Utilisation du modèle d'allocation optimale de l'effort de stockage (BANCO), pour déterminer le potentiel "économique" de stockage (obtenu pour une cible donnée de stockage ou, ce qui est équivalent, pour un prix donné du carbone) à l'échelle du territoire national, et générer une courbe de coût marginal de stockage (ou courbe de coût d'abattement marginal, dite MACC en anglais).

4.1.2. Situation de référence et ligne de base

Le stockage additionnel de carbone lié à l'adoption d'une pratique dite stockante, ainsi que le coût associé, doivent être mesurés relativement à une situation de référence. L'objectif étant d'estimer le stockage de carbone potentiel à horizon de 30 ans, il convient de se référer à la situation que l'on aurait observée dans 30 ans si aucun changement de pratique n'était intervenu dans le secteur agricole. Cette situation de référence peut être statique (pas de changement de contexte, tel que le climat par exemple, sur tout l'horizon temporel) ou dynamique (changement de contexte au cours des 30 années).

Concernant les stocks de carbone, deux éléments sont à distinguer : le choix du stock de carbone de référence (point de départ) et son évolution dans la ligne de base (évolution du stock sans mise en œuvre des pratiques stockantes additionnelles). Le stock de carbone de départ a été renseigné d'après les données produites par l'unité de service INRA InfoSol, à partir de différentes données du GIS Sol (Meersman et al., 2012). La ligne de base donne l'évolution de ce stock de C de référence sous l'effet des pratiques actuelles, pendant les 30 années de simulation. Le stockage additionnel de C lié à l'adoption d'une pratique, exprimé en tC/ha/an, est donc calculé par différence entre le stock à horizon de 30 ans simulé sous hypothèse d'adoption de la pratique stockante et le stock à horizon 30 ans simulé sous hypothèse de maintien de la pratique actuelle, divisé par le nombre d'années de simulation (cf. Figure 3.1-2, section 3.1).

Les pratiques actuelles ont été renseignées en mobilisant toutes les références et bases de données statistiques disponibles (enquêtes "Pratiques culturelles", Statistique agricole annuelle...). Les simulations ont été faites sous l'hypothèse d'une référence statique (systèmes de culture constants sur 30 ans), sous scénario climatique récent (1983-2013)¹.

Concernant les aspects économiques, le coût d'une pratique stockante, exprimé en € ha⁻¹ an⁻¹, est calculé par différence entre son coût de mise en œuvre et le coût de la pratique actuelle, incluant les gains et les pertes liés à la hausse ou à la baisse de la production agricole. La ligne de base est également une référence statique (années de référence 2009-2013, avec une moyenne quinquennale pour lisser la variabilité interannuelle). Le choix d'une

¹ Des simulations sous un second scénario climatique (RCP 8.5 2030-2060) ont été réalisées postérieurement à cette étude ; elles font l'objet d'un rapport complémentaire, qui figure à la fin du document.

référence dynamique aurait en effet nécessité d'établir une projection à 30 ans des assolements, du cheptel, des prix des facteurs de production et des produits en s'appuyant sur des projections existantes ce qui n'était pas réalisable dans le temps imparti.

4.1.3. Sources de données mobilisées

L'évaluation du potentiel de stockage additionnel de carbone dans le sol nécessite de connaître les caractéristiques pédoclimatiques des unités de simulation ainsi que les pratiques culturales actuelles et modifiées (pratiques stockantes). **Les calculs d'assiette** requièrent des données sur les surfaces des différentes productions végétales et la proportion des surfaces cultivées ayant des caractéristiques compatibles avec les pratiques "stockantes" considérées. **Les calculs de coût technique unitaire des pratiques stockantes** nécessitent de connaître les prix des intrants et des productions agricoles, les coûts des opérations culturales, les rendements et les marges à l'hectare de certaines productions agricoles (différence entre les recettes et les dépenses pour un hectare de production donnée).

Les sources de données doivent être disponibles (existence et accessibilité) à l'échelle de la France métropolitaine, avec une déclinaison au niveau régional *a minima*, pour la période de référence (2009-2013), et être homogènes entre les pratiques et cohérentes entre elles.

Tableau 4.1-1. Les sources de données utilisées par type de calcul

Type de calcul	Besoin en données	Sources de données utilisées
Calculs de stockage de C et bilan de GES	Données pédologiques	Base de Données Géographique des Sols de France (BDGSF) à l'échelle du 1/1 000 000 (INRA Infosol)
	Données climatiques	Données Météo-France SAFRAN, mailles 8x8 km, traitées par INRA Agroclim
	Séquences de cultures	Exploitation du Registre Parcellaire Graphique (INRA ODR)
	Pratiques culturales en grandes cultures (fertilisation, travail du sol...)	Enquête "Pratiques culturales" 2006 et 2011 (SSP), pour les grandes cultures (prairies temporaires comprises)
	Modes de gestion des prairies permanentes	Enquête (SSP) pour les prairies permanentes
	Equations et facteurs d'émission de GES	Inventaire national CITEPA (GIEC 2006)
Calcul de coûts	Emissions induites de GES amont/aval	Base Carbone (ADEME)
	Prix des productions végétales et animales	RICA (2009-2013 ; SSP)
	Rendements	RICA (2009-2013 ; SSP)
	Prix des intrants	Eurostat
	Coûts des opérations culturales	Barèmes CUMA pour prestation par des tiers (FNCUMA, APCA)
Calcul d'assiette	Marges brutes des cultures	RICA (2009-2013 ; SSP)
	Superficie des productions végétales	Statistique Agricole Annuelle (2009-2013 ; SSP)
	Effectifs animaux	
	Caractéristiques limitantes des sols	BDGSF (INRA Infosol)

Les principales sources de données communes à toutes les pratiques sont issues du Service de la statistique et de la prospective du ministère de l'agriculture (SSP) :

- la Statistique agricole annuelle (SAA), qui recense les superficies occupées par les principales cultures
- les enquêtes "Pratiques Culturales", réalisées tous les 5 ans environ, qui enregistrent l'itinéraire technique détaillé mis en œuvre sur les parcelles pour les 8 cultures principales. La dernière enquête disponible date de 2011 ; les résultats de celle de 2017 ne sont pas encore accessibles ;
- le Réseau d'information comptable agricole (RICA), qui enregistre sur un échantillon représentatif des grandes et moyennes exploitations agricoles (couvrant 93% de la SAU et 97% du potentiel productif), de nombreuses informations économiques, par exemple sur les volumes produits en quantité et en valeur, et sur les coûts de production.

Ont aussi été utilisés, plus ponctuellement : les barèmes CUMA pour prestation par des tiers pour les coûts des opérations culturales² (labour, épandage d'engrais...), ou la base de données Eurostat pour le prix des engrais

² Ces tarifs incluent l'amortissement du matériel, son entretien, la consommation de carburant et le travail.

azotés. Pour compléter les bilans de GES (émissions non simulées par les modèles utilisés et émissions induites par les pratiques en amont/aval de l'exploitation), ce sont les équations et facteurs d'émission de l'inventaire CITEPA et la Base Carbone qui ont été utilisés.

4.1.4. Estimation du stockage additionnel de C lié à l'adoption d'une pratique « stockante »

4.1.4.1. Données de stockage : modélisation et estimations d'après la littérature scientifique

Pour les raisons invoquées à l'issue de la synthèse bibliographique (nécessité de rendre compte des nombreux processus contrôlant l'évolution des stocks de C du sol sous l'effet des pratiques, en interaction avec la variabilité du pédoclimat), l'approche choisie, pour toutes les pratiques pour lesquelles cela était techniquement possible, a été celle d'une modélisation spatialement explicite à une résolution spatiale fine (de l'ordre du km²) pour rendre compte de la très grande diversité des contextes agropédoclimatiques français. Les simulations ont été réalisées sur 30 ans pour tenir compte du temps de réponse du stockage de C aux pratiques mises en œuvre et de la variabilité climatique interannuelle. Dans chaque unité de simulation où une (ou plusieurs) pratiques stockantes pouvaient être mises en œuvre, le stock de C du sol a été calculé à l'horizon 30 ans avec les pratiques agricoles actuelles d'une part (ligne de base), et avec les pratiques plus « stockantes » sélectionnées d'autre part (voir tableau 4.2-1). Comme indiqué précédemment le stockage additionnel annuel permis par une pratique stockante a été calculé par différence entre le stock à 30 ans avec la pratique stockante et le stock à 30 ans avec la pratique actuelle, divisé par le nombre d'années. Une agrégation spatiale a ensuite été réalisée aux niveaux régional et national (calcul du potentiel « technique » de stockage).

Les modèles utilisés pour estimer le stockage additionnel sont le modèle STICS³ pour les systèmes de grandes cultures et les prairies temporaires et le modèle PaSim⁴ pour les prairies permanentes. Ces modèles simulent le fonctionnement du système sol-végétation (incluant l'animal dans le cas du modèle PaSim) à l'échelle parcellaire et à un pas de temps journalier en fonction des caractéristiques du système (espèce cultivée...), du contexte pédoclimatique (température, rayonnement, pluviométrie, type de sol...) et des pratiques agricoles mises en œuvre (travail du sol, apports de fertilisants, irrigation, mode de valorisation de l'herbe...). L'utilisation couplée de ces deux modèles avec une représentation spatialement explicite du climat, du type de sol, des modes d'occupation du sol et des pratiques permet en partie de rendre compte des nombreux processus et de leurs interactions dont dépend l'évolution des stocks de carbone du sol. Malgré ses limites, liées au fait que les modèles choisis ne représentent qu'une partie des processus en jeu (voir sections 3.2, 3.3, 3.10), cette approche est de loin préférable à l'extrapolation sans précaution sur une grande surface de valeurs de stockage additionnel observées sur un ou au mieux quelques dispositifs expérimentaux, comme cela est souvent fait.

L'intérêt d'utiliser les modèles STICS et PaSim est que le cycle du carbone dans le système sol-plante y fait l'objet d'une représentation explicite et que les principaux processus gouvernant l'évolution du stock de C y sont représentés, ainsi que l'effet de plusieurs facteurs majeurs contrôlant ces processus (température, teneur en eau, teneur en argile, teneur en CaCO₃...). L'élaboration de biomasse étant explicitement simulée, en réponse aux variables du milieu et aux pratiques agricoles mises en œuvre, ces modèles sont à même de simuler l'effet de ces variables et de ces pratiques sur les entrées de C dans les sols, dont l'importance vis-à-vis de l'évolution du stock de C organique à moyen terme a été rappelée (section 3.2). Un autre avantage d'utiliser ce type de modèle est qu'ils simulent un ensemble d'autres processus et variables de sortie nécessaires à l'évaluation multicritère des pratiques stockantes proposées (rendement, drainage, émissions de N₂O...). Enfin les deux modèles choisis ont été largement utilisés et évalués en France et dans des contextes agropédoclimatiques similaires, ce qui leur confère une certaine robustesse pour une utilisation à l'échelle nationale (Constantin et al., 2012 ; Coucheney et al., 2015 ; Ma et al., 2015 ; Clivot et al., 2019).

Huit cultures (blé tendre, tournesol, colza, maïs grain, maïs fourrage, betterave sucrière, pois de printemps, pois d'hiver), deux types de prairies temporaires (luzerne, prairie de graminées) et deux types de prairies permanentes (prairie productive, landes et estives) ont été simulées. Les espèces de grandes cultures non simulées par STICS ont été appariées à des espèces simulées. Pour quelques pratiques stockantes sélectionnées (voir section 4.2) la

³ <https://www6.paca.inra.fr/stics/Qui-sommes-nous/Presentation-du-modele-Stics>

⁴ https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim_FR.htm

quantification du stockage additionnel permis par leur mise en œuvre n'a pas pu être faite par modélisation faute de modèles adaptés. C'est le cas de l'agroforesterie, des haies, et dans une moindre mesure de l'enherbement des cultures en rang (cultures intercalaires). Pour ces pratiques le stockage additionnel « moyen » dans les conditions françaises a été estimé d'après la littérature. L'inconvénient de ce choix est d'introduire une hétérogénéité d'approche entre pratiques stockantes testées, avec un calcul à une résolution spatiale fine pour certaines et un calcul moyen à l'échelle France pour d'autres. En contrepartie il permettait d'explorer une gamme plus large de leviers.

4.1.4.2. Sorties et présentation des résultats

L'ensemble des variables de sortie d'intérêt pour caractériser les pratiques stockantes a été analysé : production de biomasse, rendement, quantité d'eau drainée, lixiviation de nitrate, émissions de N_2O ... La cohérence des résultats de simulation en termes d'ordres de grandeur a été vérifiée. Les (rares) simulations présentant des anomalies ont été écartées.

Dans chaque unité de simulation, le stock de COS a été simulé après 30 ans de pratiques agricoles actuelles d'une part (ligne de base), et de pratiques *a priori* plus stockantes qui y sont applicables d'autre part. Le stockage additionnel annuel *absolu* permis par une pratique stockante est égal à la différence entre ces stocks à 30 ans avec la pratique stockante et ceux avec la pratique actuelle, divisée par le nombre d'années. Le stockage additionnel annuel *relatif*, exprimé en ‰ du stock initial de COS, est aussi calculé (stockage additionnel annuel absolu divisé par le stock initial). La distribution des valeurs de stockage additionnel a été représentée sous forme d'histogrammes, analysée et cartographiée.

Pour les données issues des simulations STICS et PaSim, afin d'assurer la représentativité des résultats aux échelles régionales et nationales, ainsi que la cohérence entre les calculs de coûts, de potentiels et d'assiette, une procédure d'agrégation spatiale en trois étapes a été mise en œuvre. La nécessité de cette procédure est liée au fait que dans chaque unité de simulation les modèles STICS et PaSim ne simulent que les systèmes dominants :

- Dans chaque unité de simulation, la surface des systèmes dominants est extrapolée à la surface agricole de l'unité de simulation.
- Connaissant le poids de chaque unité de simulation dans la région, une agrégation est réalisée à l'échelle régionale (sur la base des surfaces en grandes cultures pour STICS et des surfaces en prairies permanentes pour PaSim).
- Enfin, un facteur de correction est appliqué aux surfaces de la ligne de base pour retrouver les surfaces régionales de chaque culture issues de la Statistique agricole annuelle.

Ces trois étapes sont résumées en un coefficient d'extrapolation / de pondération, qui permet d'agréger respectivement le stockage et le coût de chaque pratique au niveau régional, d'en calculer l'assiette, et d'alimenter le modèle d'allocation coût-efficace BANCO.

Pour les pratiques qui n'ont pas fait l'objet d'une simulation sous STICS ou PaSim, (agroforesterie, haies et enherbement des cultures en rang), le stockage additionnel « moyen » dans les conditions françaises a été estimé d'après la littérature et a été appliqué à l'assiette maximale technique calculée.

4.1.5. Estimation du coût des pratiques

4.1.5.1. Le périmètre et la nature des coûts pris en compte

L'estimation du coût de la mise en œuvre d'une pratique ne prend en compte que les coûts techniques pour l'agriculteur, c'est-à-dire les variations de dépenses et de recettes associées aux modifications induites par la pratique "stockante" par rapport aux pratiques actuelles. Ce coût peut représenter une perte (coût positif) ou un gain (coût négatif) pour l'agriculteur. L'évaluation n'intègre *a priori* pas les coûts supplémentaires pour la société : coûts des effets indirects sur l'environnement, coûts de transaction publics et privés (coûts d'information et de contrôle, coût de négociation...) sur lesquels on ne dispose pas d'informations fiables et complètes. Le coût technique de mise en œuvre d'une pratique est calculé à la résolution de la culture dans une région, avant d'être agrégé à l'échelle de la région.

4.1.5.2. Le mode de calcul des coûts unitaires

Le coût technique de mise en œuvre est basé sur la description des modifications engendrées par une pratique stockante par rapport à la ligne de base, et donc par rapport aux pratiques actuelles.

Ce calcul du coût technique unitaire de mise en œuvre de la pratique (CP), exprimé en euros par hectare et par an, prend en compte :

- l'augmentation ou la diminution des charges variables (engrais, pesticides, aliments du bétail, temps de travail, prestations par des tiers...),
- l'augmentation ou la diminution des rendements (cultures, prairies) et donc des revenus associés,
- les pertes de revenu dues au changement d'activité (substitution de cultures par exemple),
- la création éventuelle d'un nouveau revenu (vente de bois par exemple),
- les investissements clairement identifiés (achat d'un matériel, implantation d'une haie...).

Pour les pratiques nécessitant un investissement initial et ayant des coûts ou des revenus non réguliers ou différés dans le temps (l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies), est calculé un coût unitaire constant qui, sur la durée de la pratique, serait équivalent pour l'agriculteur (annuité constante équivalente). Ce calcul nécessite l'utilisation d'un taux d'actualisation, pour lequel la valeur retenue est 4,5%⁵.

Le calcul du coût inclut les subventions lorsqu'elles sont indissociables du prix payé ou reçu par l'agriculteur (défiscalisation du prix des carburants agricoles, prix de vente du compost ne reflétant pas son coût complet de production du fait des aides et redevances pour le traitement des déchets). Il ne prend pas en compte les aides PAC, ni les subventions optionnelles souvent d'origine locale. Lorsqu'une pratique stockante fait déjà l'objet d'une subvention qui modifie fortement les résultats, un calcul sans subvention est effectué pour permettre une comparaison des pratiques hors incitations.

Enfin, pour pouvoir réaliser les calculs de coût y compris pour les espèces non simulées par STICS, la procédure suivante a été mise en œuvre :

- Les cultures recensées dans la Statistique agricole annuelle (SAA) mais non simulées par STICS sont associées à une culture paramétrée dans STICS (par exemple, blé dur, orge, avoine, seigle et méteil sont associés au blé tendre, féverole et lupin sont associés au pois).
- La variation du rendement d'une culture simulée par STICS (blé tendre par exemple) est appliquée (en %) à toutes les cultures qui lui sont associées.
- Le même calcul est appliqué pour les variations d'intrants, en % ou valeur absolue, selon la pertinence.
- Les modifications d'itinéraire technique non paramétrées dans STICS, ou concernant d'autres cultures, ont été renseignées par les experts.
- Pour les pertes de marge résultant de changement d'usages des sols (emprise de l'agroforesterie intra-parcellaire par exemple), l'hypothèse est faite que dans chaque séquence, la culture simulée par STICS (blé tendre par exemple) est composée des cultures associées selon leurs proportions respectives dans l'assolement régional. Une marge composite de la culture STICS est ainsi calculée.

4.1.6. Assemblage des résultats et allocation coût-efficace de l'effort de stockage

4.1.6.1. Détermination de l'assiette de chaque pratique

L'assiette d'une pratique correspond à la surface sur laquelle elle peut être mise en œuvre. Elle est estimée à l'échelle des anciennes régions administratives (découpage en 22 régions). On distingue :

- L'assiette théorique (AT), qui correspond à l'assiette sur laquelle la pratique stockante peut être appliquée si l'on ne tient pas compte d'éventuels obstacles techniques. Par exemple, pour une pratique concernant les prairies permanentes, l'AT est la surface totale en prairie permanente de chaque région ;
- L'assiette maximale technique (AMT), inférieure à l'AT, qui désigne la surface sur laquelle la pratique stockante peut être mise en œuvre sans contre-indication technique, ni effet secondaire défavorable, et dans des conditions

⁵ Le taux retenu de 4,5% est la valeur conseillée par le Centre d'analyse stratégique (devenu Commissariat général à la stratégie et à la prospective) et mentionnée par le Commissariat général au développement durable (CGDD).

techniquement acceptables pour l'agriculteur. Ces différentes restrictions conduisent par exemple à soustraire de l'assiette d'une pratique certaines cultures ou types de sol. Quand c'était nécessaire, ces calculs d'assiette et les modalités de mise en œuvre des pratiques stockantes testées ont tenu compte d'autres objectifs majeurs assignés à l'agriculture, tels que la réduction de l'usage du glyphosate, en interaction avec le développement du semis direct, ou la préservation de la qualité des sols, en interaction avec la mobilisation de nouvelles ressources organiques épandables ;

- L'assiette effective (AE), inférieure ou égale à l'AMT, qui correspond aux surfaces sur lesquelles la pratique va effectivement être mise en œuvre pour atteindre une cible de stockage donnée, à horizon de 30 ans et au niveau national. Dans la présente étude, l'AE de chaque pratique est obtenue par allocation optimale de l'effort de stockage de carbone⁶, c'est-à-dire de manière à minimiser le coût total de stockage, pour une cible de stockage donnée. Cette optimisation est réalisée par le modèle BANCO.

4.1.6.2. Calcul de l'efficience de chaque pratique

L'efficience de chaque pratique est mesurée par le coût, pour l'agriculteur, de la tonne de C additionnelle stockée (en €/tC) via l'application de cette pratique. Pour chaque pratique, dans chaque région, ce coût est obtenu en divisant son coût technique unitaire (en €/ha/an) par son potentiel de stockage additionnel (en tC/ha/an). Le coût est ensuite calculé pour la France dans son ensemble, en pondérant les coûts unitaires et les potentiels de stockage additionnels régionaux par les AMT régionales.

Ce coût de la tonne de C additionnelle stockée permet, en première approche, de comparer les pratiques entre elles mais également de les positionner sur le marché du carbone. Ce coût ne considère que le stockage de carbone et n'inclut pas le bilan de GES complet de la pratique — qui sera fourni en complément à titre indicatif. Il ne tient pas compte de la concurrence entre pratiques pour des ressources limitées, notamment les surfaces agricoles. En revanche, la méthode d'optimisation économique globale mise en œuvre (modèle BANCO) tient compte de la compétition pour les surfaces.

4.1.6.3. Détermination de l'allocation optimale de l'effort de stockage par le modèle BANCO

Le potentiel technique de stockage de C correspond au niveau de stockage qu'il est potentiellement possible d'atteindre à partir des actions techniquement réalisables sur les surfaces éligibles d'un territoire. Le potentiel économique de stockage du C inclut le stockage permis par les actions techniques et le coût associé à la mise en œuvre de ces actions. La question n'est pas seulement de savoir "quelle quantité additionnelle de carbone peut-on stocker dans les sols français ?", mais "quelle est la combinaison d'actions permettant d'atteindre un objectif donné de stockage de C au coût total le plus faible ?".

Pour déterminer le niveau effectif de mise en œuvre des différentes pratiques envisagées, beaucoup de travaux procèdent par construction, à dire d'experts, de scénarios de diffusion de chaque pratique. Pour cette étude, le choix a été fait de recourir à la simulation économique pour déterminer l'assiette effective des pratiques par optimisation de l'effort pour atteindre l'objectif de stockage.

Plusieurs approches de modélisation étaient envisageables (Encadré 4.1-1). Les types de modèles utilisables ont été comparés selon leur capacité à simuler les pratiques actuelles et stockantes, en cohérence avec les résultats fournis par les simulations agronomiques, le scénario de référence (la ligne de base) et l'horizon temporel retenus pour l'étude. Les approches de type "analyse coût-bénéfice", les modèles d'équilibre et les modèles d'offre économétriques ont été écartés, au profit d'une approche de type "programmation mathématique", qui permet d'intégrer plus facilement des contraintes agronomiques et des pratiques agricoles nouvelles. L'outil choisi pour effectuer cette allocation optimale de l'effort de stockage de carbone est le modèle BANCO. Ce modèle correspond à une approche hybride entre analyse coût-bénéfice et programmation mathématique. Il présente l'avantage de ne

⁶ Cette méthodologie diffère de celle de l'étude « Agriculture et gaz à effet de serre. Dix actions pour réduire les émissions » (Pellerin et al., 2013), dans laquelle l'assiette effective était obtenue à dire d'expert, avec un pourcentage de l'AMT pouvant raisonnablement être atteint dans 30 ans et un scénario de diffusion intégrant les nombreux facteurs susceptibles de ralentir, limiter ou différer l'adoption de la pratique (un contexte économique défavorable, la réticence face à un engagement à long terme (agroforesterie), des difficultés organisationnelles induites par l'action sur l'exploitation, l'insuffisance de trésorerie limitant les investissements, des problèmes d'acceptabilité pour les citoyens ou les consommateurs...).

pas nécessiter un lourd travail d'adaptation, de paramétrage et de calibrage, incompatible avec le temps limité de l'étude et de permettre une évaluation homogène et commune à toutes les pratiques, transparente et reproductible.

Le modèle d'optimisation mis en œuvre, utilisant les informations issues des simulations agronomiques et les calculs de coûts, permet, pour une cible de stockage donnée, de sélectionner les pratiques à mobiliser, et les régions où le faire, pour atteindre la cible de stockage fixée en minimisant le coût. C'est cette procédure qui détermine la part de l'assiette maximale technique sur laquelle une pratique favorable au stockage est effectivement mise en œuvre.

Le modèle BANCO utilise les informations issues des simulations agronomiques et les calculs de coûts, et fonctionne de la manière suivante: pour une cible nationale de stockage donnée, le modèle sélectionne les pratiques à mettre en œuvre, et les régions où le faire, pour atteindre la cible fixée en minimisant le coût. Le processus d'optimisation tient compte d'un certain nombre de contraintes : le respect de l'objectif de stockage, le respect de l'AMT de chaque pratique dans chaque région, les interactions entre pratiques (concurrence entre pratiques pour l'usage des surfaces à l'échelle régionale) et les éventuelles incompatibilités entre pratiques.

Les données d'entrée du modèle sont donc, pour chaque région :

- le coût technique unitaire, le potentiel de stockage par hectare et l'AMT de chaque pratique ;
- la matrice d'éligibilité des cultures aux différentes pratiques ;
- la matrice de compatibilité entre pratiques, les changements d'usage des sols induits par certaines pratiques (surfaces soustraites à la culture par l'implantation d'arbres agroforestiers ou de haies, par exemple) ;
- l'assolement de référence, c'est-à-dire la surface de chaque culture, issu de la Statistique agricole annuelle.

En sortie, le modèle fournit, pour une cible de stockage donnée, l'assiette effective (AE) de chaque pratique dans chaque région, le coût de stockage de la dernière tonne de carbone stockée (c'est-à-dire le coût marginal) et le coût national total de stockage (annuel, que l'on peut transformer selon les besoins en coût total actualisé sur 30 ans). A partir de ces résultats, et en faisant varier la cible de stockage de 0 au potentiel de stockage additionnel maximal, on peut dessiner une courbe de coût marginal de stockage qui est le pendant de la courbe de coût d'abattement marginal que l'on obtient lorsque l'on travaille non plus sur des pratiques stockantes mais sur des pratiques ou options de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Cette courbe indique, pour une quantité additionnelle donnée de C stockée, combien il faudrait "acheter" au minimum la tonne de C stockée aux agriculteurs, et à l'inverse, pour un prix donné de la tonne de carbone, quelle quantité additionnelle de C stockée l'on pourrait atteindre. Afin de maximiser la pertinence des sorties du modèle dans un cadre d'atténuation du changement climatique, le modèle d'optimisation a été utilisé en considérant le stockage additionnel de C sur la totalité de la profondeur de sol.

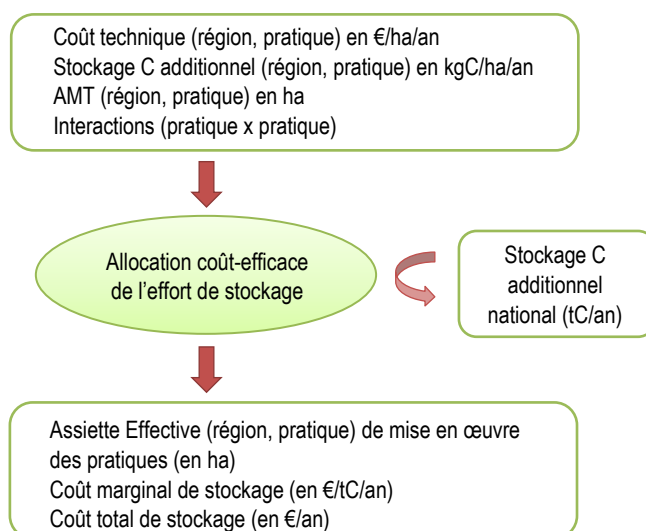


Figure 4.1-2. Variables d'entrée et de sortie du modèle d'allocation coût-efficace de l'effort de stockage

Encadré 4.1-1. Différentes approches possibles pour construire des MACC (Marginal Abatement Cost Curves, courbe de coût d'abattement marginal) et justification du choix du modèle BANCO

1. Différentes approches possibles

Il existe trois grandes catégories d'approches pour construire des MACC : les modèles d'offres, parmi lesquels se trouvent les modèles économétriques et les modèles de programmation mathématique, les modèles d'équilibre, partiel ou général, et les approches de type "analyse coût-bénéfice".

- **L'approche de type coût-bénéfice** adopte une logique comptable. Dans le cas de notre étude, elle évaluerait, de manière très détaillée, les coûts associés à chaque pratique et calculerait, pour chaque pratique, le coût moyen pour une tonne de carbone stockée. Dans ce type d'approche, le coût marginal de chaque pratique correspond à son coût moyen, car il ne dépend pas des quantités de carbone stockées, d'où la forme en escalier de la MACC (c'est ce type d'approche qui avait été retenu pour l'étude "Agriculture et GES" de 2013).
- Dans **les modèles d'offre**, les agriculteurs sont supposés maximiser leur profit, ou minimiser leurs coûts, dans un contexte économique et politique donné et sous un certain nombre de contraintes techniques. Par définition, toute modification de pratiques ou d'assolement par rapport à leurs choix de production optimaux est coûteuse pour les agriculteurs. Dès lors, ils ne modifieront leurs pratiques que si, en contrepartie, ils reçoivent une compensation financière égale à leur perte de revenu. Dans ce type de modèle, on construit la MACC en faisant varier la valeur monétaire du carbone stocké, qui correspond au gain auquel l'agriculteur peut prétendre en stockant une tonne supplémentaire de carbone. Ce gain potentiel incite l'agriculteur à modifier ses choix.
- **Les modèles d'équilibre** reposent sur les mêmes principes que les modèles d'offre, mais ils intègrent en plus une description de la demande de produits agricoles et décrivent explicitement la formation des prix à l'équilibre des marchés. Contrairement aux modèles d'offre, les prix sont endogènes et répondent aux variations de l'offre et/ou de la demande dues à la mise en œuvre de politiques d'atténuation. Cette approche permet donc de rendre compte des effets indirects induits par l'ajustement des prix à l'équilibre des marchés. Les MACC issues de ces modèles d'équilibre ne sont pas directement comparables avec celles issues des modèles d'offre, puisqu'elles tiennent compte des effets induits d'une politique sur les marchés et sur les prix.

2. Les raisons du choix du modèle BANCO

Chacune des approches ci-dessus présente des avantages et inconvénients. Le choix d'une approche résulte d'un arbitrage entre la recherche de fiabilité des résultats et la simplicité de construction et d'utilisation du modèle. Ce choix dépend donc étroitement de la question étudiée et des moyens disponibles pour y répondre (en termes de temps de travail et de données notamment).

- Les approches de type coût-bénéfice sont, a priori, plus simples à construire et à utiliser que les autres approches. Elles ne permettent pas néanmoins de conclure sur les combinaisons de pratiques les moins coûteuses pour une cible de stockage donnée.
- Les modèles d'équilibre ont l'avantage de tenir compte des effets indirects qu'une politique sur le stockage de carbone aurait sur les marchés, sur les prix et donc sur les coûts des nouvelles pratiques. Si l'importance de ces effets induits sur les résultats doit être discutée, cela ne justifie pas le choix de ce type de modèles qui, le plus souvent, couvrent les marchés mondiaux et/ou l'ensemble de l'économie (pour les modèles d'équilibre général), ce qui dépasse le cadre de cette étude.

Pour cette étude, un modèle d'offre semble donc plus approprié. Parmi ceux-ci, les modèles économétriques sont supposés produire des résultats fiables car leurs paramètres sont estimés par inférence statistique sur la base des décisions passées des agriculteurs. Toutefois, ces modèles peuvent difficilement rendre compte d'une pratique peu ou pas appliquée jusqu'à présent, et donc peu ou pas présente dans les données observées qui ont servi à estimer les paramètres du modèle. Par ailleurs, la complexité de résolution de ce type de modèle contraint généralement les économistes à se focaliser sur une, voire deux pratiques stockantes en carbone.

Pour ces différentes raisons, le modèle choisi pour cette étude est un modèle de programmation mathématique souple et facilement adaptable tel que l'est le modèle BANCO. BANCO est un modèle d'optimisation : pour une cible de stockage donnée, le modèle sélectionne les pratiques à mettre en œuvre en fonction de leur coût et de leur potentiel de stockage dans chaque région, de façon à minimiser le coût global.

Références bibliographiques

- Clivot, H.; Mouny, J.-C.; Duparque, A.; Dinh, J.-L.; Denoroy, P.; Houot, S.; Vertès, F.; Trochard, R.; Bouthier, A.; Sagot, S.; Mary, B., 2019. Modeling soil organic carbon evolution in long-term arable experiments with AMG model. *Environmental Modelling & Software*, 118: 99-113. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>
- Constantin, J.; Beaudoin, N.; Launay, M.; Duval, J.; Mary, B., 2012. Long-term nitrogen dynamics in various catch crop scenarios: Test and simulations with STICS model in a temperate climate. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 147: 36-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>
- Coucheney, E.; Buis, S.; Launay, M.; Constantin, J.; Mary, B.; Garcia de Cortazar-Ataury, I.; Ripoche, D.; Beaudouin, N.; Ruget, F.; Andrianarisoa, K.S.; Le Bas, C.; Justes, E.; Léonard, J., 2015. Accuracy, robustness and behavior of the STICS soil-crop model for plant, water and nitrogen outputs: Evaluation over a wide range of agro-environmental conditions in France. *Environmental Modelling & Software*, 64:177-190. DOI: [10.1016/j.envsoft.2014.11.024](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.024)
- Ma, S.X.; Lardy, R.; Graux, A.I.; Ben Touhami, H.; Klumpp, K.; Martin, R.; Bellocchi, G., 2015. Regional-scale analysis of carbon and water cycles on managed grassland systems. *Environmental Modelling & Software*, 72: 356-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.007>
- Meersmans, J.; Martin, M.P.; Lacerce, E.; De Baets, S.; Jolivet, C.; Boulonne, L.; Lehmann, S.; Saby, N.P.A.; Bispo, A.; Arrouays, D., 2012. A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (4): 841-851. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0086-9>

4.2. Pratiques stockantes retenues

La liste des pratiques stockantes retenues est présentée dans le tableau 4.2-1. Le choix de ces pratiques s'appuie sur la synthèse bibliographique et sa conclusion, qui ont permis d'identifier des pratiques stockantes « candidates » (voir Chapitre 3, en particulier la section 3.14).

En grande culture, quatre pratiques stockantes ont été identifiées, à la fois au titre d'un accroissement de stock par unité de surface avéré et d'une assiette de déploiement significative en France métropolitaine : (i) l'extension des cultures intermédiaires ; (ii) le passage au semis direct ; (iii) l'insertion de prairies temporaires dans les successions de grande culture ou l'allongement des prairies temporaires déjà existantes et (iv) la mobilisation de nouvelles ressources organiques auparavant non épandues sur des sols agricoles. A noter que le semis direct a été retenu, mais les simulations se sont a posteriori avérées fragiles du fait de difficultés du paramétrage du modèle en l'absence de données expérimentales suffisantes. Par ailleurs l'analyse bibliographique concluait à un stockage additionnel dans l'horizon de surface mais à l'absence de stockage additionnel quand on considère l'ensemble du profil de sol. Cette pratique a donc été exclue pour les calculs d'atténuation considérant l'ensemble du profil de sol.

En prairie permanente l'analyse de la littérature a permis d'identifier trois leviers ayant un effet presque toujours positif sur le stockage : (i) l'exploitation de l'herbe par pâturage plutôt que par fauche ; (ii) une légère intensification des prairies extensives et (iii) l'extensification des prairies les plus intensives. Cette dernière pratique stockante par extensification n'a cependant pas été instruite car il s'est avéré que les prairies françaises les plus intensives étaient en général pâturées, ce qui correspondait à une situation déjà fortement « stockante ». L'intensification des prairies extensives n'a été appliquée qu'aux prairies productives, à l'exclusion des landes et estives compte tenu de la nécessité de préserver la biodiversité de ces écosystèmes (voir section 4.3.2).

L'agroforesterie et les haies ont été également sélectionnées pour un chiffrage approfondi du potentiel de stockage.

En cultures pérennes, l'enherbement des inter rangs a été retenu.

Par contre, en forêt, l'analyse bibliographique n'a pas permis d'identifier une ou plusieurs pratiques différentes de celles mises en œuvre actuellement dont les effets sur l'augmentation des stocks soient suffisamment avérés et quantifiables pour faire l'objet d'un effort de quantification plus approfondi.

Comme indiqué dans la section 4.1, l'effet de ces pratiques sur le stockage additionnel de carbone a été estimé par simulation avec les modèles STICS et PaSim, en les considérant individuellement ou en combinaison quand c'était possible, ou en utilisant des ordres de grandeur issus de la littérature pour les pratiques pour lesquelles on ne disposait pas de modèle (agroforesterie, haie, enherbement).

Tableau 4.2-1. Liste des pratiques « stockantes » retenues

Intitulé	Intitulé court
Extension des cultures intermédiaires, en surface et en durée	Cultures intermédiaires
Passage au semis direct	Semis direct
Insertion de nouvelles prairies temporaires (en remplacement du maïs ensilage) et allongement de prairies temporaires déjà en place	Prairies temporaires
Mobilisation et épandage de nouvelles ressources organiques	Nouvelles ressources organiques
Substitution fauche-pâturage en prairie permanente	Substitution fauche-pâturage
Intensification modérée de prairies permanentes extensives	Intensification modérée des prairies extensives
Développement de l'agroforesterie	Agroforesterie
Développement des haies	Haie
Enherbement des cultures en rang	Enherbement

4.3. Simulations réalisées pour l'estimation du stockage additionnel

Auteurs : Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Olivier Réchauchère

4.3.1. Modèles utilisés

Pour simuler l'évolution des stocks de carbone des sols sur 30 ans, ainsi que d'autres variables nécessaires à l'évaluation multicritère des pratiques « stockantes » testées (comme les rendements, les pertes d'azote, la quantité d'eau drainée, etc.), le choix fait a été de recourir à des modèles de simulation dynamique du système sol-plante-(animaux). Deux modèles développés par l'Inra ont été privilégiés, STICS⁷ et PaSim⁸, qui simulent respectivement le fonctionnement des systèmes de culture (sol-grandes cultures / prairies temporaires) et celui des systèmes toujours en herbe (sol-prairies-animaux pâturant). Les arguments expliquant le recours à ces modèles ont été exposés dans la section 4.1. Les grands processus simulés par ces modèles sont la croissance et le développement du couvert, les composantes des bilans hydrique, azoté et carbone. Ces deux modèles ont fait l'objet d'évaluations antérieures et leur utilisation est maîtrisée par le collectif d'experts de l'étude. La version du modèle STICS utilisée a fait l'objet d'améliorations au niveau de la simulation du carbone racinaire et de la minéralisation du carbone du sol par rapport à la version officielle disponible au moment du début de l'étude (v8.5).

4.3.2. Plan de simulation

Maillage du territoire, série temporelle de données climatiques et caractérisation des pratiques agricoles actuelles

Le stock, le taux de stockage de carbone et les autres variables observées ont été quantifiés à la résolution de mailles homogènes en termes de type de sol et de climat (SAU française découpée en 24 356 mailles). Ces Unités Pédo-Climatiques (UPC) correspondent à l'intersection spatiale entre les Unités Cartographiques de Sol (UCS) de la carte des sols au 1/1 000 000 (Base de Données Géographique des Sols de France - BDGSF) et les mailles SAFRAN 8 km x 8 km de description du climat. 23 149 UPC ayant au moins 100 ha de surface déclarée dans le Registre Parcellaire Graphique (RPG)⁹ ont été considérées dans l'étude. Ce découpage du territoire est celui qui a été élaboré dans le cadre de l'étude EFESE EA (Tibi, Théron, 2017) et qui a été repris ici.

Les paramètres d'entrées des modèles ont été définis pour ces UPC à l'aide de différentes bases de données (Figure 4.3-1) :

- Le climat a été caractérisé grâce à la base de données SAFRAN de Météo France et classifié par Joly *et al.*, 2010 (Figure 4.3-2) ; Les données utilisées correspondent au climat effectivement observé ces 30 dernières années (1983-2013). Des simulations sous climat futur (projection sur 2030-2060 du scénario RCP8.5 du GIEC) ont été réalisées postérieurement à cette étude et font l'objet d'un rapport séparé.
- Les caractéristiques et propriétés des sols ont été fournies par l'US Inra Infosol pour chaque UCS. Une UCS peut contenir plusieurs types de sol. Les sols ont été classés selon la typologie de l'INRA, 1998¹⁰ (Figure 4.3-3). Au sein d'une UCS, on trouve généralement plusieurs types de sol (ou UTS). Une à 3 UTS ont été sélectionnées par UCS afin de représenter au moins 70% de sa surface pour les simulations.
- Les teneurs en azote et carbone organique initiales ont été recalculées à partir des données de stocks de carbone sur 0-30 cm (pour STICS) et sur 0-100 cm (pour PaSim) de Mulder *et al.* (2016). Etant donné la forte influence du stock initial de carbone sur son évolution, les simulations ont été réalisées avec une estimation minimale, médiane et maximale de ce stock initial. L'estimation médiane ainsi que l'intervalle de confiance de cette estimation ont été utilisés dans les simulations STICS afin de réaliser une analyse de sensibilité de la réponse du stockage de carbone à l'estimation du stock de carbone initial.

⁷ <https://www6.paca.inra.fr/stics/Qui-sommes-nous/Presentation-du-modele-Stics>

⁸ https://www1.clermont.inra.fr/urep/modeles/pasim_FR.htm

⁹ <https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/registre-parcellaire-graphique-rpg-2010>

¹⁰ Inra, Base de données Géographique des Sols de France à 1/1 000 000, 1998.

- Les séquences de culture et les types de prairies sont issus de la base de données développée et gérée par l'Inra (UMR AGIR et ODR à Toulouse) développée à partir de l'analyse des Registres parcellaires graphiques (RPG) des années 2006 à 2012 (Leenhardt *et al.*, 2012). Au maximum 3 rotations de grandes cultures/ prairies temporaires et deux types de prairies permanentes ont été sélectionnés par UPC (Figure 4.3-4), correspondant aux systèmes couvrant la plus grande surface de grandes cultures ou de prairies par UPC (systèmes "dominants").
- Les pratiques agricoles ont été caractérisées essentiellement à partir des données des enquêtes "Pratiques Culturelles" 2006 et 2011¹¹ à la résolution de la région administrative, de l'enquête Prairies 1998 du SSP à la résolution de la région fourragère, et du Recensement Agricole 2010¹² (RA) à la résolution du canton ou de la petite région agricole.

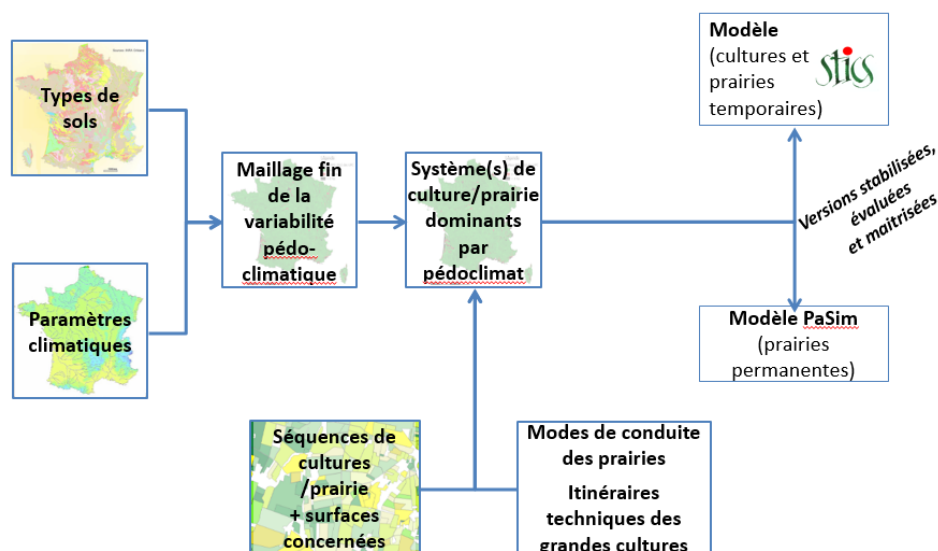


Figure 4.3-1. Synoptique simplifié du dispositif de simulation des systèmes de culture et de prairies en France

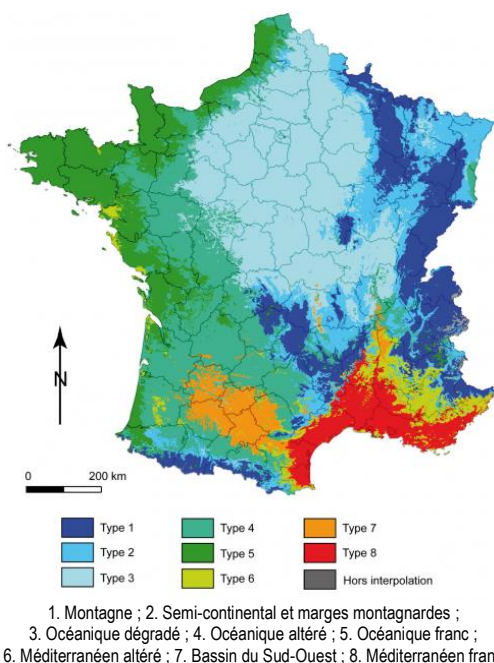


Figure 4.3-2. Les 8 grands types de climat en France selon Joly *et al.* (2010).

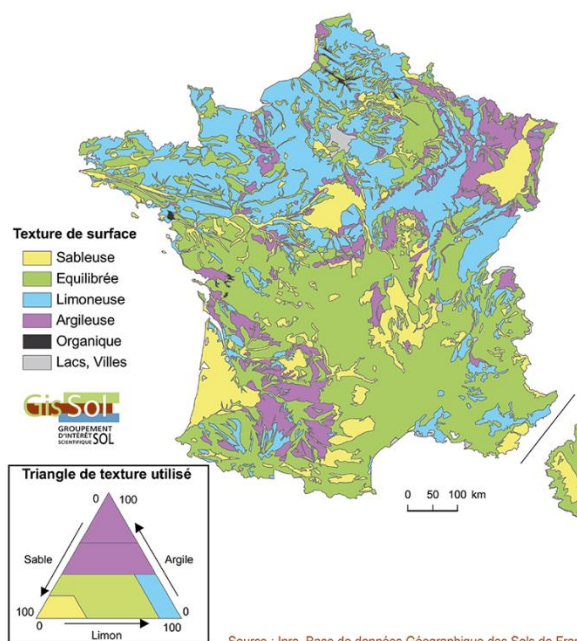


Figure 4.3-3. Les 5 classes de texture dominantes de l'horizon de surface des sols de France (Inra, 1998)

¹¹ <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturelles/>

¹² <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>

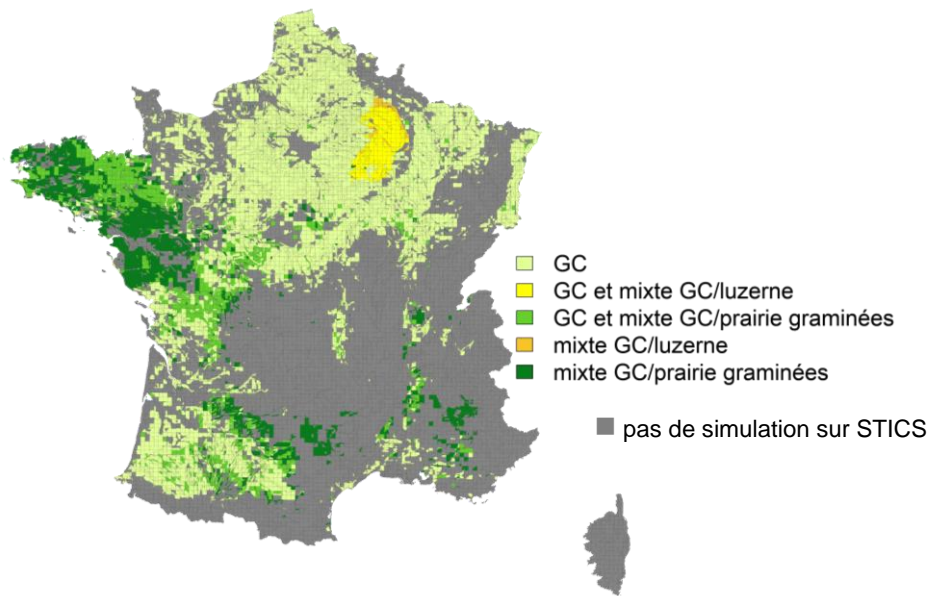


Figure 4.3-4. Type(s) de rotations simulées dans chaque UPC considérée dans l'étude pour les simulations sur le modèle STICS. Les rotations uniquement de grandes cultures (GC) sont différenciées des rotations incluant une prairie de luzerne (mixte GC/luzerne) et des rotations incluant une prairie de graminées (mixte GC/prairie graminées).

Sous STICS, le croisement des différentes unités cartographiques (de sol, de climat et d'occupation du sol) et l'identification des systèmes de culture dominants aboutissent à la production de 62 557 **Unités de simulation** ; chacune est définie par son UPC, son UTS, sa séquence de cultures, son mode de fertilisation (organique ou minérale uniquement) et son mode d'exploitation de la prairie temporaire (Figure 4.3-5). Sous STICS, sont ainsi simulées les zones hors grisé, avec des UPC auxquelles sont affectées de 1 à 3 séquences de cultures comportant, ou non, des prairies temporaires, de luzerne ou de graminées (Figures 4.3-6).

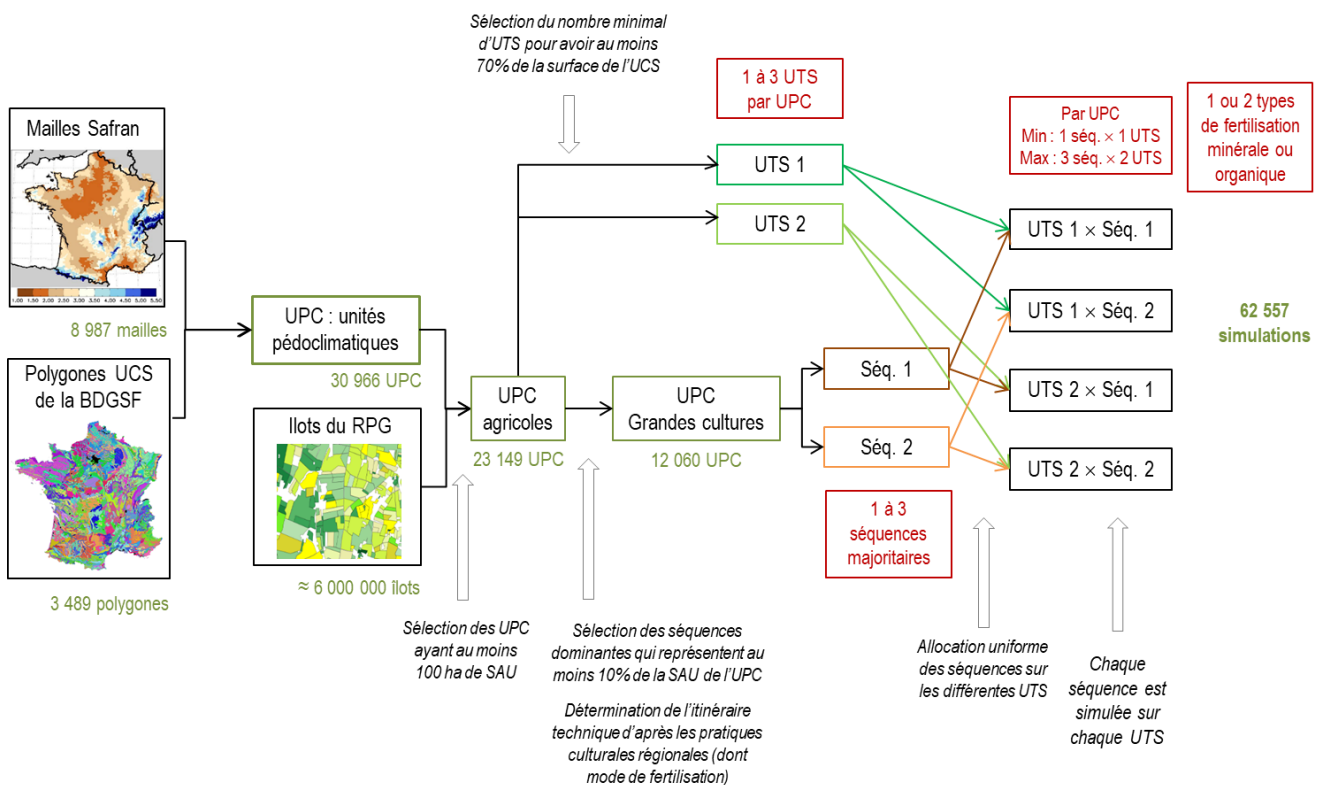
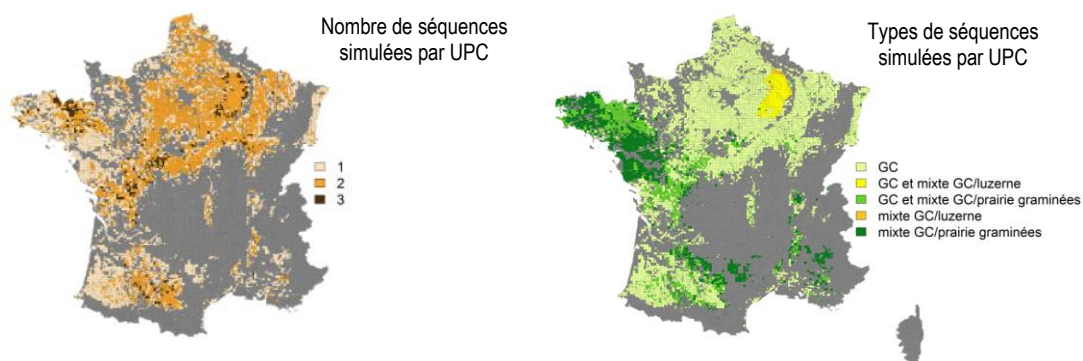


Figure 4.3-5. Maillage pédoclimatique et renseignement des séquences de cultures pour les simulations STICS



Figures 4.3-6. Nombre de séquences de cultures simulées par unité pédoclimatique (gauche) et types de séquences simulés (droite)

La démarche est similaire pour les prairies permanentes simulées sous PaSim : les unités de simulation sont définies par le croisement des UPC, des îlots de prairies permanentes de types 1 (landes, estives) et 4 (prairies productives) du RPG, et des régions fourragères définies en 1998 et dont les modes d'exploitation les plus fréquents sont issus des données du dispositif ISOP (Information et suivi objectif des prairies), aboutissant à 32 847 unités de simulation (Figure 4.3-7).

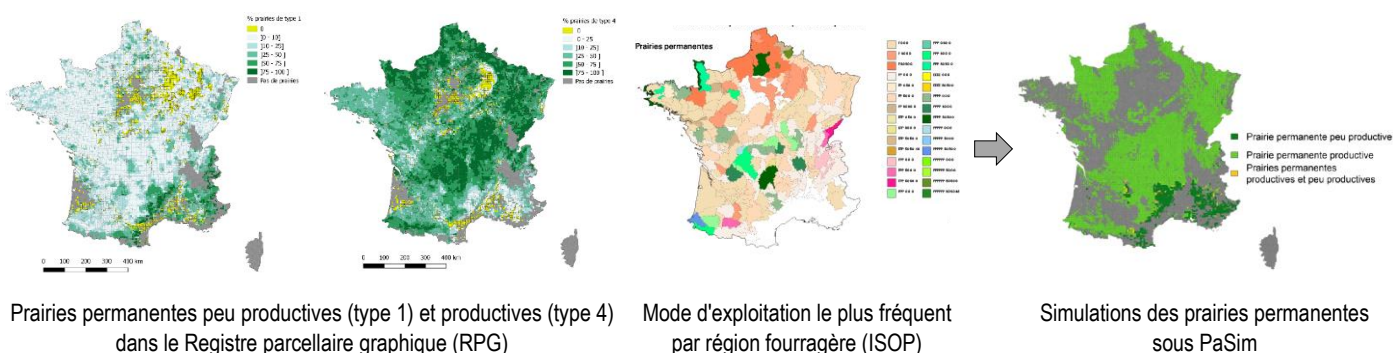


Figure 4.3-7. Maillage pour les simulations des prairies permanentes sous PaSim

Simulations réalisées pour l'estimation du stockage additionnel - Plan de simulation

Pour tenir compte du temps de réponse du stockage de C aux pratiques mises en œuvre et de la variabilité climatique interannuelle les simulations ont été réalisées sur une période de 30 années (1983-2013), pendant laquelle sont enchaînées les rotations de culture ou couverts prairiaux simulés. Les années 1981 et 1982 ont également été utilisées pour simuler un état initial réaliste du stock d'eau et d'azote minéral du sol en 1983 sur STICS. La mise à l'équilibre du modèle PaSim se fait quant à elle sur 5 ans (1979 à 1983).

Le dispositif de simulation ainsi élaboré a permis de **simuler les "systèmes actuels"**, autrement dit les systèmes de cultures et de prairies conduits avec les pratiques dominantes actuelles, pour huit cultures (blé tendre, tournesol, colza, maïs grain, maïs fourrage, betterave sucrière, pois de printemps, pois d'hiver), deux types de prairies temporaires (luzerne, prairie de graminées) et deux types de prairies permanentes (prairie productive, landes et estives). Si un mode de fertilisation organique est recensé dans les enquêtes Pratiques culturelles pour une culture ou un type de prairie dans une région donnée alors ce mode de fertilisation, complété par de l'azote minéral est simulé. Sinon, seul le mode de fertilisation 100% minérale est simulé. Les pratiques de fertilisation organique simulées ont été vérifiées par comparaison des quantités de fumier bovin épandues avec les quantités de fumier bovin produites (et estimées par l'IDELE à dire d'expert). Les pailles de céréales sont exportées en cohérence avec les pratiques de fertilisation et les quantités d'effluents simulées, les autres résidus sont laissés sur place, en surface ou enfouis. Le maïs, le blé et le tournesol sont irrigués dans les UPC où la majorité de leurs surfaces sont irriguées (information fournie par le RPG). L'irrigation est gérée automatiquement par STICS, elle est permise tout le long du cycle du maïs et seulement autour de la floraison du tournesol et du blé afin d'assurer une irrigation

d'appoint. Des couverts intermédiaires de moutarde et ray-grass d'Italie sont implantés en interculture d'hiver longue dans les séquences de culture des UPC situées en Zone Vulnérable selon la Directive Nitrate, sauf si des dérogations récolte tardive ou argile sont accordées. La préparation du sol se fait avec labour ou en techniques culturales simplifiées suivant les pratiques régionales. Les modes d'exploitation des prairies temporaires et des prairies permanentes sont décrits de la même façon : type (fauche, pâturage, les deux), nombre d'exploitations, fertilisation. Le (ou les deux) mode(s) d'exploitation dominants par région fourragère et type de prairie sont simulés. Le chargement animal instantané des prairies permanentes (nombre d'Unité Gros Bétail pâturant à un instant t par hectare) a été estimé sur la base des informations du RA 2010.

A partir de ces « systèmes actuels », **6 scénarios de changements de pratiques** ont été construits afin d'estimer le potentiel de stockage de carbone additionnel permis par des pratiques identifiées comme potentiellement stockantes (voir section 4.2). Les quatre premiers scénarios concernent les systèmes de grande culture tandis que deux scénarios impliquent les prairies permanentes productives. Aucun scénario n'a été simulé sur les landes et les estives, ces écosystèmes étant trop fragiles pour subir une intensification. Les modifications de pratiques simulées sont présentées, pour chaque pratique, dans les Annexes I à VI, et résumées ci-dessous :

- **Extension des cultures intermédiaires** en termes de surface, en les étendant aux intercultures d'été et d'hiver courtes, en zone vulnérable (suppression des dérogations) et hors zone vulnérable (Figure 4.3-8), et en termes de durée, en les détruisant un mois avant le semis de la culture de printemps. La moutarde et le ray-grass d'Italie sont conservés en tant que couverts d'hiver principaux. La vesce est choisie comme couvert d'été et la féverole est implantée après maïs grain afin d'éviter la faim d'azote de la culture suivante (Figure 4.3-9). Si l'UPC est irrigable (c'est-à-dire que le maïs, le tournesol ou le blé sont irrigués) alors une irrigation de 30mm est autorisée au semis de la culture intermédiaire si nécessaire.
- Passage au **semis direct** des systèmes de culture. Si la séquence de culture ne contient pas de culture incompatible d'un point de vue technique avec le semis direct (betterave, tournesol, monoculture de maïs grain) alors tout travail du sol est supprimé. Une exception est faite pour la destruction des couverts intermédiaires et des prairies temporaires afin d'éviter le recours à la destruction chimique, dans ce cas la destruction se fait par un travail superficiel.
- **Insertion et allongement des prairies temporaires de graminées**. Afin de ne pas apporter de modification trop drastique à l'assolement, les prairies de graminées de moins de 3 ans sont allongées à 3 ans tandis que les prairies de 3 à 4 ans sont allongées à 5 ans. D'après la littérature, 3 ans étant un âge à partir duquel l'effet de la prairie sur le stockage de carbone devient visible (Soussana *et al.*, 2004), les prairies insérées dans les systèmes de cultures durent toutes 3 ans. Elles sont insérées à la place du maïs fourrage, celui-ci étant pris comme indicateur de la présence de systèmes d'élevage, et exploitées selon le mode d'exploitation dominant de la région fourragère. La fertilisation des cultures suivant les nouvelles prairies ou les prairies allongées est réduite.
- **Mobilisation de nouvelles ressources organiques**. Les nouvelles ressources mobilisées correspondent à 50% du gisement de biodéchets et 35% du gisement de déchets verts. Pour les boues de station d'épuration les quantités mobilisées sont celles déjà épandues actuellement, correspondant à 70% du gisement total. La proportion de boues mobilisées n'a pas été augmentée pour tenir compte des risques de contamination des sols et des problèmes d'acceptabilité sociale. Ces différentes ressources sont compostées ou méthanisées selon la disponibilité des déchets verts pour le compostage. Ces ressources sont épandues sous forme de compost en fin d'été avant blé ou colza et sous forme de digestat brut au printemps avant maïs ou tournesol. Une dose moyenne de 15 t MB de compost/ ha et de 25 m³ MB de digestat/ ha a été déterminée afin de ne pas dépasser les réglementations dans les zones vulnérables. Ces nouvelles ressources ont été épandues dans le cadre de systèmes de cultures ne recevant aucune fertilisation organique actuellement.
- **Substitution fauche-pâturage en prairie permanente**. Si la prairie était fauchée deux fois par an alors la dernière fauche est remplacée par deux événements de pâturage. Si la prairie était fauchée quatre fois par an alors ce sont les deux dernières fauches qui sont remplacées par deux événements de pâturage. En même temps, la fertilisation est adaptée dans certains cas.
- **Intensification des prairies productives peu/pas fertilisées** par un apport additionnel modéré de 50 kgN/ha. Cet apport peut se faire sous forme organique selon les quantités d'effluent disponibles.

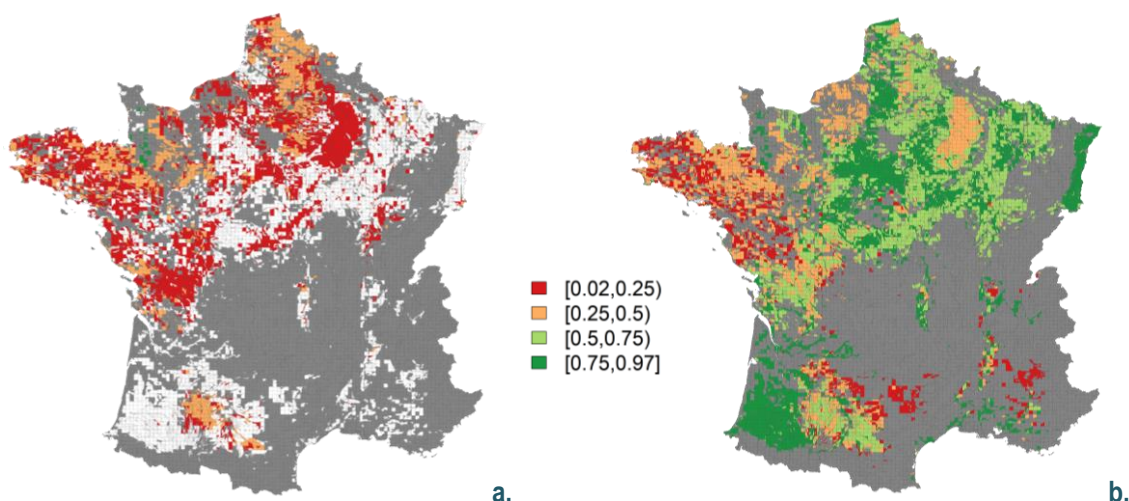


Figure 4.3-8. Fréquence des cultures intermédiaires dans les rotations (a) des « systèmes actuels » et (b) du scénario « Extension des cultures intermédiaires ».

En blanc : aucun couvert intermédiaire dans la rotation. En gris : pas de simulation sur STICS

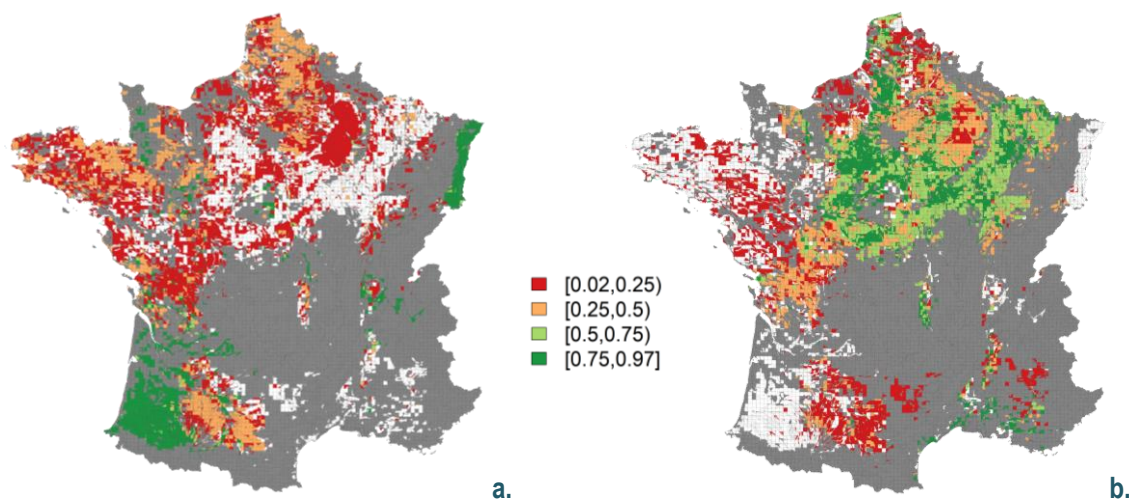


Figure 4.3-9. Fréquence (a) des intercultures d'hiver et (b) des intercultures d'été couvertes dans le scénario « Extension des cultures intermédiaires ». Les intercultures d'été sont exclusivement couvertes par de la vesce, tandis que les intercultures d'hiver peuvent être couvertes par de la moutarde, du ray-grass d'Italie et de la féverole.

En blanc : pas de culture intermédiaire sur les intercultures d'hiver ou d'été. En gris : pas de simulation sur STICS

La cohérence des résultats de simulation en termes d'ordres de grandeur des biomasses produites et exportées, des quantités d'azote lixiviées et émises, des quantités de carbone et d'azote restituées, a été vérifiée et les simulations ne passant pas ces tests ont été discriminées dans les analyses. Pour chaque variable de sortie du modèle, la valeur calculée à la résolution de l'UPC (permettant la réalisation des cartographies) correspond à une moyenne des valeurs obtenues pour chaque combinaison [type de sol X séquence X fertilisation X mode d'exploitation de la prairie] pondérée par le poids de chacun de ces quatre facteurs dans la surface de l'UPC. Les variables, sorties à la récolte de chaque culture ou sorties annuellement, sont ramenées à des moyennes annuelles sur 30 ans. L'évolution du stock de carbone du sol sous l'effet des pratiques actuelles et le stockage additionnel sous l'effet de l'adoption des pratiques stockantes ont été calculés et cartographiés. Une analyse des relations avec les principaux déterminants connus du stockage de C dans les sols a été effectuée (analyse de l'effet du stock initial, des entrées de C, du climat, de la texture du sol et de son pH...). A noter cependant que le plan de simulation n'étant pas un dispositif factoriel toutes choses égales par ailleurs ce type d'analyse peut être à l'origine de confusions d'effet.

4.3.3. Calculs des bilans de gaz à effet de serre des scénarios

Le stockage additionnel de carbone quantifié par simulation (ou calculé d'après la littérature pour les pratiques n'ayant pas donné lieu à des simulations) a été complété par une analyse du bilan de GES complet tenant compte des modifications d'émissions de CO₂, N₂O et CH₄ liées à l'adoption des pratiques stockantes. Ce calcul considère les modifications d'émissions directes intervenant sur la parcelle (émissions directes de N₂O liées à d'éventuelles modifications des apports d'azote, émissions de CO₂ liées aux passages d'engins, stockage de C dans la biomasse ligneuse...), les modifications d'émissions indirectes (émissions liées aux modifications des pertes par lixiviation de nitrate ou volatilisation ammoniacale), ainsi que les modifications de quelques postes majeurs d'émissions induites (CO₂ émis pour la fabrication et le transport des engrais azotés, substitution d'énergie fossile par l'usage du bois), mais sans prétendre à une analyse complète et exhaustive des modifications de l'empreinte carbone associée au changement de pratique. Pour la pratique mobilisant de nouvelles ressources organiques épandues sur les parcelles, le stockage additionnel calculé par simulation a été corrigé pour tenir compte du stockage intervenant dans la ligne de base en dehors des parcelles agricoles simulées (cas des déchets verts mobilisés pour la fabrication de composts épandus sur parcelles agricoles dans la pratique stockante "Mobilisation de nouvelles ressources organiques" retournant déjà en grande partie au sol, mais hors parcelle agricole, dans la ligne de base). Les calculs de bilans de GES ont utilisé à la fois des sorties des modèles (émissions de N₂O, lixiviation de nitrate, volatilisation ammoniacale...), et des ordres de grandeur issus de bases de données. Pour les pratiques simulées avec STICS et PaSim, un bilan GES « sol » tenant compte du stockage de C dans le sol et des émissions directes et indirectes de N₂O est présenté dans la section 4.4. Un bilan plus complet tenant compte des autres postes d'émissions (consommation de carburant, émissions liées à la fabrication des engrais...) est présenté dans les Annexes I à VI.

Calcul des émissions de N₂O

Pour les pratiques simulées par les modèles STICS et PASIM, les émissions directes de N₂O sont calculées par le modèle. Les émissions indirectes ont été calculées d'après les quantités d'azote perdues par lixiviation et volatilisation, fournies par le modèle. Pour les pratiques non simulées et ayant fait l'objet de calculs d'ordres de grandeur (agroforesterie, haies, enherbement des vignobles), les émissions de N₂O ont été calculées avec la même méthode que pour les inventaires nationaux réalisés par le CITEPA, sur la base des variations de quantité d'engrais estimées par les experts. Les équations utilisées pour calculer les émissions de N₂O ont la forme suivante :

$$E(N_2O) = QN \times \text{Frac} \times FE \times FCN-N_2O \times PRG$$

avec : QN la quantité d'engrais azoté épandue (en tN), Frac la proportion d'émissions, FE le facteur d'émission (en tN₂O–N/tN), FCN-N₂O le facteur de conversion de N en N₂O (en tN₂O / tN₂O–N), PRG le Pouvoir de Réchauffement Global (conversion de N₂O en CO₂ équivalent, tCO₂e/tN₂O), et E(N₂O) les émissions de N₂O exprimées en tCO₂e.

La valeur des paramètres Frac et FE varie selon qu'il s'agit d'émissions directes ou indirectes, et de fertilisation minérale ou organique. Le tableau 4.3-1 récapitule les coefficients d'émission et autres paramètres utilisés.

Tableau 4.3-1. Valeur et source des paramètres utilisés pour le calcul des émissions de N₂O

Paramètre		Emissions directes	Emissions indirectes volatilisation	Emissions indirectes lixiviation	Source
Frac	N minéral	1	0,1	0,3	IPCC 2006
	N organique	1	0,2	0,3	IPCC 2006
FE	N minéral	0,01	0,01	0,0075	IPCC 2006
	N organique	0,01	0,01	0,0075	IPCC 2006
PRG N ₂ O		298			IPCC 2006, AR4
FCN-N ₂ O		44/28			

Calcul du stockage de carbone dans la biomasse

Pour l'agroforesterie et les haies, le calcul du bilan GES complet tient compte du stockage de C dans la biomasse, en plus du stockage de C dans le sol. Les valeurs utilisées sont issues des analyses bibliographiques du rapport (section 3.9).

Calcul des émissions de CO₂ liées à la consommation d'énergie

Pour toutes les pratiques, les émissions directes et induites de CO₂ liées à la consommation d'énergie suite aux modifications des opérations culturales ont été calculées sur la base des consommations de carburant fournies par le barème CUMA (cf. Annexe 4.5-1) et sont calculées comme suit :

$$\Delta E_{op} = \Delta NB_{op} \times Q_{Diesel_{op}} \times FE$$

avec : ΔNB_{op} le nombre de passages en plus ou en moins pour une opération donnée (ex : labour, épandage d'engrais...), $Q_{Diesel_{op}}$ la consommation de carburant par passage (en L/passage), et FE le facteur d'émission du carburant (en tCO₂/L).

Les modifications des opérations culturales entre la ligne de base et les scénarios stockant (passages supplémentaires, etc.) ont été renseignées en cohérence avec les modifications renseignées en entrées des modèles STICS et PASIM. Dans le cas des mesures non simulées ayant donné lieu à des calculs d'ordre de grandeur, elles proviennent de la description des modifications d'itinéraire technique induites par la mise en œuvre de ces pratiques stockantes, fournie par les experts.

La variation des émissions de CO₂ induites par la fabrication des engrais azotés minéraux a été calculée comme suit :

$$\Delta E_N = \Delta QN \times FE$$

avec : ΔQN la quantité d'azote apportée en plus ou en moins par une pratique stockante (en uN), et FE le facteur d'émission induite lié à la fabrication de l'engrais azoté minéral (en tCO₂/uN).

Le tableau 4.3-2 récapitule les coefficients d'émission et autres paramètres utilisés :

Tableau 4.3-2. Valeur et source des paramètres utilisés pour le calcul des émissions de CO₂(e).

Paramètre	Valeur	Source
Facteur d'émissions directes carburant (kgCO ₂ /L diesel)	2,51	Base carbone Ademe (gazole B7 – données 2015)
Facteur d'émissions induites liées à la fabrication d'engrais (kgCO ₂ e/uN)	5,34	Base carbone Ademe, engrais azoté moyen, PRG AR4
Facteur d'émissions induites liées à la fabrication du carburant fuel (kgCO ₂ /L diesel)	0,66	Base carbone Ademe (gazole B7 – données 2015)
Facteur de conversion du carbone en CO ₂ (kgCO ₂ e /kgC)	44/12	

Références bibliographiques

- Joly, D., Brossard, T., Cardot, H., Cavailles, J., Hilal, M., Wavresky, P. (2010). Les types de climats en France, une construction spatiale. Cybergeo : European Journal of Geography [En ligne], URL : <http://cybergeo.revues.org/23155>, Cartographie, Imagerie, SIG, document 501.
- Leenhardt, D., Therond, O., Mignolet, C. (2012). Quelle représentation des systèmes de culture pour la gestion de l'eau sur un grand territoire ? *Agronomie, Environnement & Sociétés*, 2 (6), 77-90.
- Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P., Arrouays D. (2016) National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D. (2004). Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, 20(2), 219–230.
- Tibi A., Therond O. (2017). Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Synthèse du rapport d'étude, Inra (France), 118 p.

4.4. Résultats relatifs au potentiel de stockage additionnel

Auteurs : Camille Launay, Raphaël Martin, Julie Constantin, Katja Klumpp, Anne-Isabelle Graux, Olivier Thérond, Sylvain Pellerin

Cette section présente les résultats relatifs au potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols pour les 9 pratiques stockantes étudiées. Ces résultats sont issus de simulations réalisées avec le modèle STICS pour 4 pratiques stockantes testées dans les systèmes de grande culture et prairies temporaires (section 4.4.1), et avec le modèle PaSim pour 2 pratiques stockantes testées en prairie permanente (section 4.4.2). En grande culture (section 4.4.1) et prairie permanente (section 4.4.2), l'analyse démarre par une caractérisation des stocks actuels de C sous chacun de ces modes d'occupation du sol et de son évolution sous l'effet des pratiques actuelles (sections 4.4.1.1 et 4.4.2.1). Les sections suivantes présentent le stockage additionnel simulé sur l'horizon 0-30 cm avec la mise en place des pratiques stockantes testées (sections 4.4.1.2 et 4.4.2.2). Les résultats sont complétés par un calcul du bilan gaz à effet de serre tenant compte des différents postes d'émission au niveau du sol (stockage carbone, émissions directes et indirectes de N₂O). Un bilan GES plus complet intégrant d'autres postes d'émissions (carburants agricoles, stockage dans la biomasse ligneuse, fabrication des intrants...) est présenté dans les annexes relatives à chacune des pratiques. Pour les 3 pratiques pour lesquelles on ne disposait pas de modèle (agroforesterie, haies et enherbement des vignobles), les résultats de stockage additionnel sont issus de la bibliographie (section 4.4.3). Pour ces 3 pratiques seul le bilan GES complet est présenté. Pour les calculs d'atténuation relatifs à l'ensemble des 9 pratiques, le bilan GES a été calculé en considérant le stockage additionnel de C sur l'ensemble du profil de sol (section 4.4.4).

4.4.1. Résultats en grande culture et prairie temporaire

4.4.1.1. Stocks et évolutions de stocks sous l'effet des pratiques actuelles

4.4.1.1.1. Stocks de carbone actuels sous grandes cultures et prairies temporaires

La figure 4.4-1 représente le stock de C du sol (en t de C par ha pour l'horizon 0-0,3 m) initial des simulations dans les sols couverts par des grandes cultures et prairies temporaires à la résolution des unités pédoclimatiques.

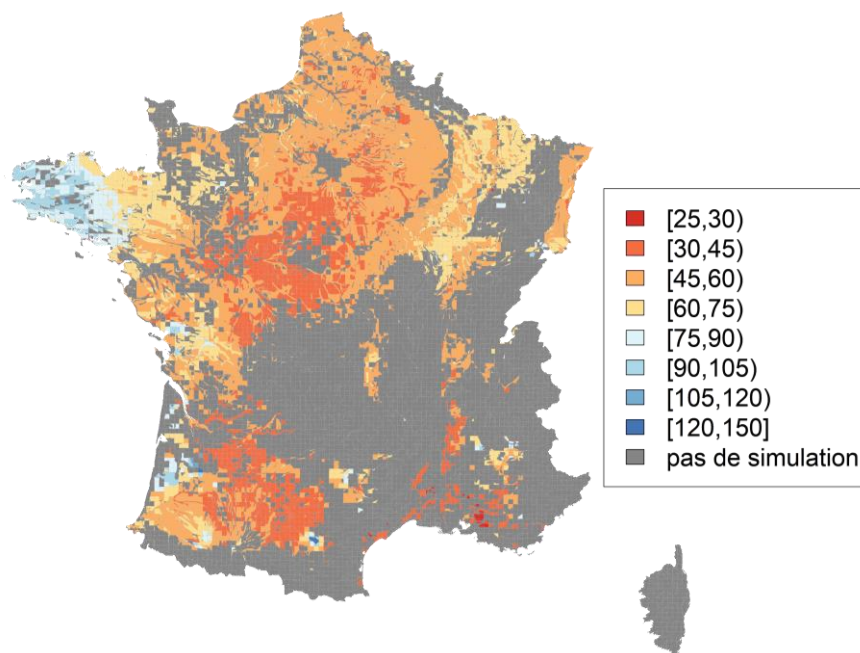


Figure 4.4-1. Stock de C du sol, en t C/ha sur l'horizon 0-0,3 m sous grandes cultures et prairies temporaires. Stocks de C adaptés de Mulder *et al.* (2016) et initialisés pendant 3 ans de simulations.

Les stocks les plus faibles sont observés dans les zones de plaine (Bassin Parisien, Bassin Aquitain, Couloir Rhodanien, Alsace). Des stocks élevés sont observés en Bretagne, Charente maritime, Landes et bordure Est du Bassin Parisien qui peuvent s'expliquer par l'historique d'occupation du sol (sols anciennement en prairie permanente en Bretagne et en Charentes), et/ou le type de sol et le climat (sol argileux du Marais Poitevin, sol argileux et climat froid sur la bordure Est du Bassin Parisien).

En moyenne, le stock de C sous l'horizon 0-0,3 m est de 54 tC/ha sous grandes cultures et prairies temporaires. Cette valeur, obtenue sur les unités pédoclimatiques ayant donné lieu à des simulations, est proche de celle indiquée par Meersmans *et al.* (2012) (56,4 tC/ha sous grandes cultures) et de celle indiquée dans la section 3.5, obtenues avec un autre mode de calcul (51,6 tC/ha).

4.4.1.1.2. Variation annuelle du stock de carbone sous l'effet des systèmes de cultures actuels

Les figures 4.4-2 (a) et (b) représentent la variation annuelle moyenne sur 30 ans et sur l'horizon 0-0,3 m des stocks de carbone sous systèmes de grandes cultures et prairies temporaires simulés à l'échelle de l'unité pédoclimatique. La figure 4.4-3 représente l'histogramme de ces variations pour les 62 557 systèmes simulés. 95% des situations ont une variation moyenne annuelle comprise entre -351 kgC/ha/an et +710 kgC/ha/an, équivalent à un intervalle de -5,8‰/an et +13‰/an, avec une classe modale comprise entre 0 et -100 kgC/ha/an. En pondérant la valeur estimée pour chaque système de cultures ou et prairies temporaires par sa surface, on estime un stockage national moyen de +47 kgC/ha/an sur l'horizon 0-0,3 m pour les systèmes de grandes cultures et prairies temporaires (tableau 4.4-1). Il est important de noter que malgré ce stockage moyen positif, plus de la moitié de la surface simulée (55%) présente un déstockage (les autres surfaces présentent un niveau de stockage supérieur en valeur absolue à celui du déstockage). Considérant l'incertitude sur le stock de C initial de l'horizon 0-0,3 m, la variation de stock annuelle moyenne nationale est comprise entre -514 kgC/ha/an et +283 kgC/ha/an. Les systèmes incluant une prairie temporaire présentent en moyenne un stockage annuel de +259 kgC/ha/an alors que ceux qui n'en incluent pas présentent en moyenne un déstockage de -91 kgC/ha/an. Cet écart de stockage n'est pas dû à un effet stock initial étant donné que les stocks initiaux sont distribués quasiment de la même façon entre ces deux types de séquences. Il est donc lié à l'effet de l'insertion d'une prairie dans une rotation de grandes cultures et ce alors même que la plupart des prairies temporaires simulées sont situées dans le nord-ouest en climat océanique, plus favorable au déstockage.

En Bretagne et Pays-de-la-Loire, on observe un stockage moyen positif malgré des stocks initiaux déjà élevés (Figure 4.4-2 et figure 4.4-1). Ce stockage élevé peut être expliqué par l'importante surface de prairies temporaires dans ces régions (Figure 4.3-4). On observe le même type de phénomène dans les zones de prairies temporaires du sud-ouest. A l'inverse, dans le croissant qui part de la Lorraine pour aller jusqu'au nord de la Bourgogne, ainsi qu'en Poitou-Charentes, les stocks initiaux élevés sont associés à un déstockage. Dans ces zones, les systèmes actuels de grandes cultures (très peu de prairies temporaires et très peu de cultures intermédiaires) ne permettent pas de maintenir le stock élevé hérité des systèmes de cultures et prairies passés.

Dans le bassin Parisien, le nord et l'Alsace un faible stockage ou un faible déstockage traduisent des situations à l'équilibre associées à des stocks initiaux faibles et des systèmes de culture sans prairie temporaire, forte présence de cultures intermédiaires en interculture longue d'hiver, retour des pailles et des cannes de maïs grain.

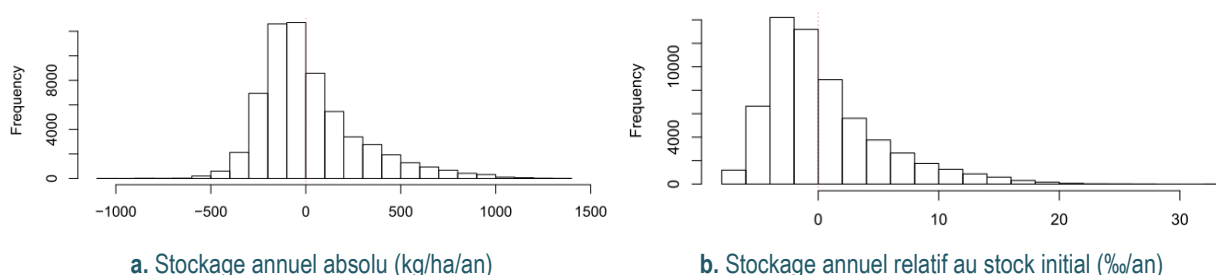
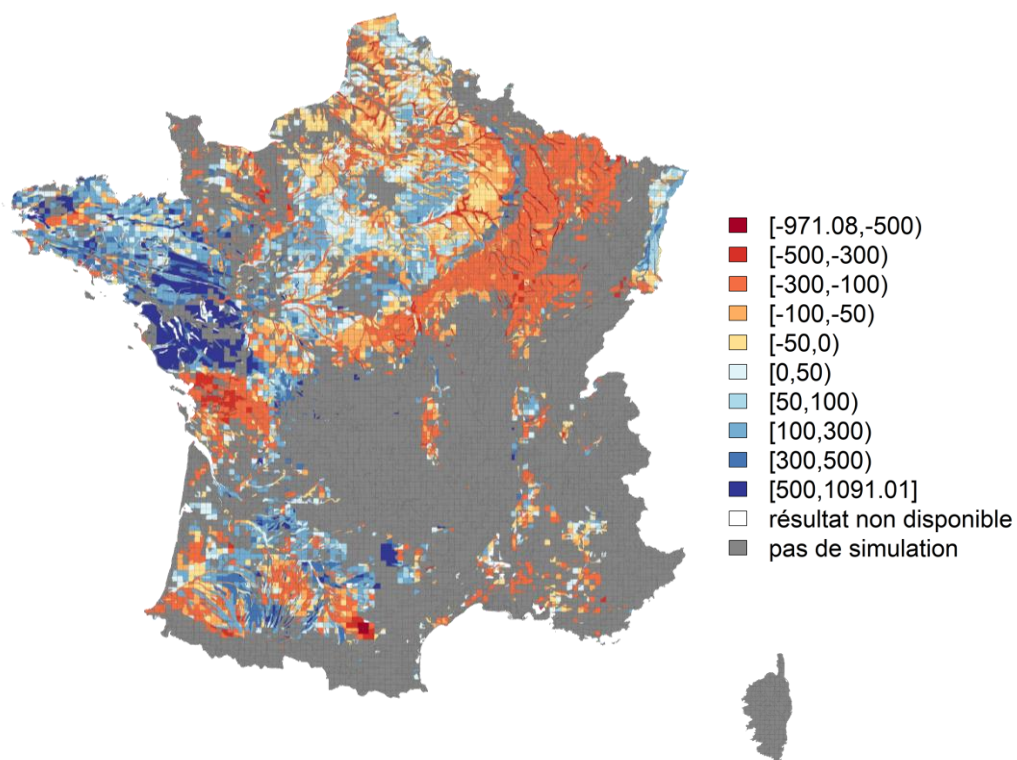
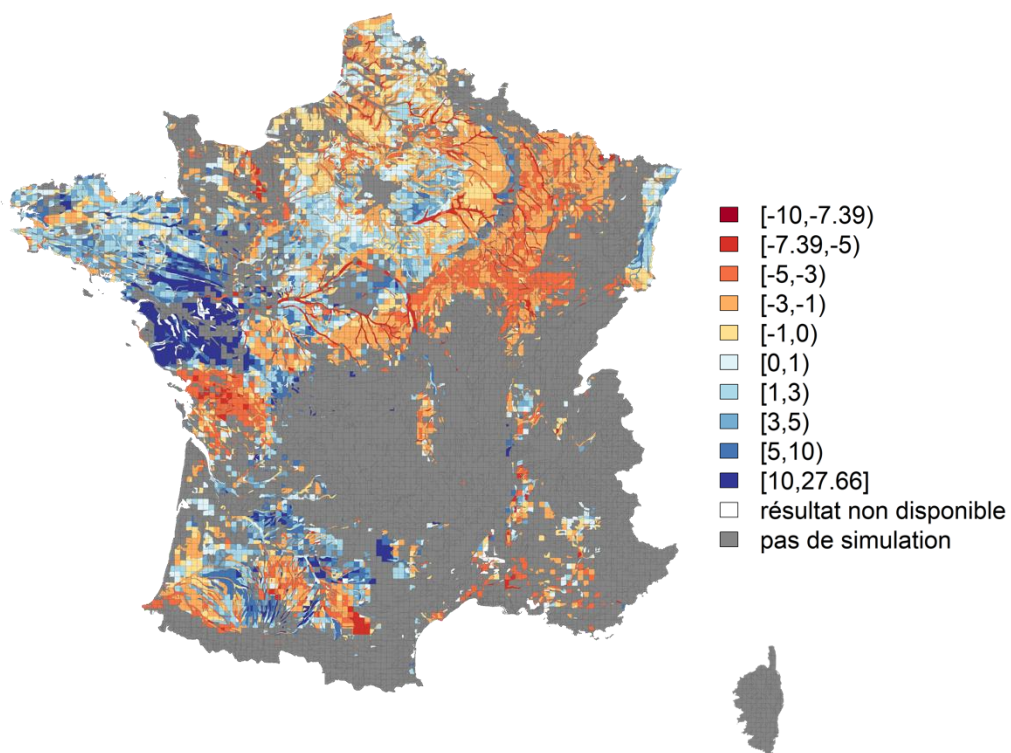


Figure 4.4-3. Variation moyenne annuelle du stock de C (a) absolu (kg/ha/an) et (b) relatif au stock initial (‰/an) dans l'horizon 0-0,3 m pour les 62 557 systèmes de grandes cultures simulés sur 30 ans avec STICS



a. Stockage annuel absolu (kg/ha/an)



b. Stockage annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-2. Carte du stockage de carbone annuel (a) absolu et (b) relativement au stock de C initial sur l'horizon 0-0,3 m pour les systèmes de grandes cultures et prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS

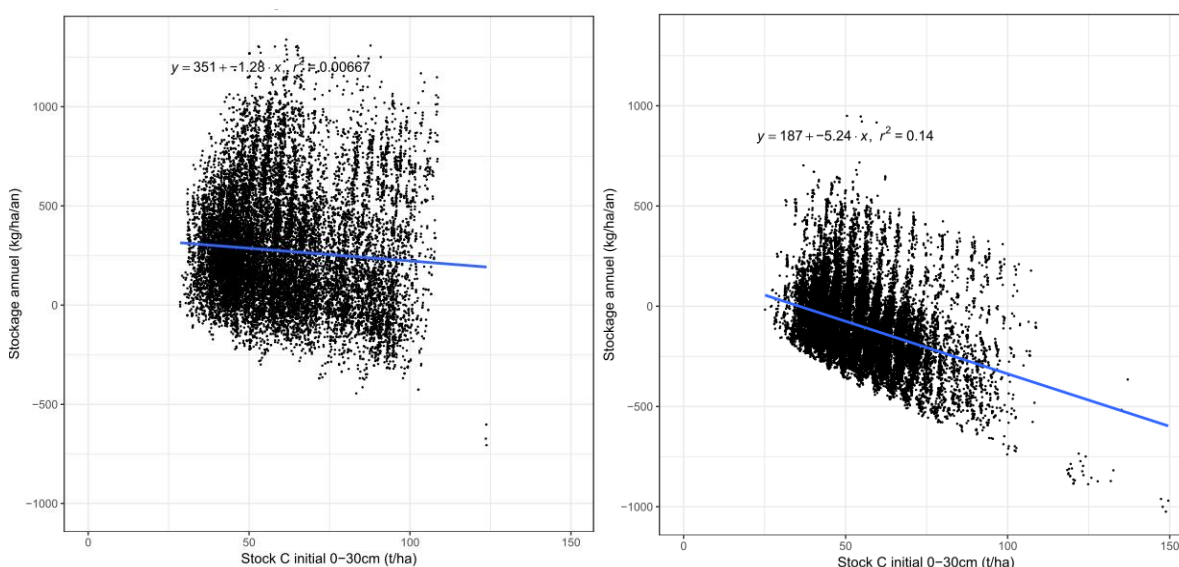
Alors que les systèmes de culture avec luzerne sont réputés stockants (section 3.8.4), le bassin de production de luzerne de Champagne-Ardenne présente en moyenne un déstockage. Cependant, ces résultats de simulation sont à prendre avec beaucoup de précaution étant donné les importantes incertitudes associées à la simulation du cycle du carbone sous Luzerne avec le modèle STICS dont le paramétrage pour cette culture reste à finaliser. De ce fait, par la suite, seuls les résultats des prairies temporaires de graminées sont analysés.

Tableau 4.4-1. Incertitude sur la variation annuelle du stock de C (moyenne nationale pondérée par la surface de chaque situation) considérant l'incertitude associée à l'estimation initiale du stock de C initial dans l'horizon 0-0,3 m. Les estimations minimales et maximales du stock de C initial représentent l'intervalle de confiance à 95%.

	Estimation du stock initial médiane	Estimation du stock initial minimale	Estimation du stock initial maximale
Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kg/ha/an)	47	283	-514
Variation moyenne annuelle relative du stock de C (%/an)	0.9	11	-4.1

Influence du stock de C initial

Les figures 4.4-4 (a) et (b) représentent la variation annuelle moyenne du stock de C en fonction du stock de C initial sur l'horizon 0-0,3 m. Comme attendu (section 3.2), en moyenne le stock de C initial a un impact visible sur le stock de C final : plus le stock initial est élevé, plus la fréquence des cas de déstockage augmente. Cet effet est dû aux pertes de C par minéralisation qui sont d'autant plus importantes que le stock de C du sol est élevé. Cette tendance est nettement moins visible sur les séquences avec prairie temporaire, d'autres facteurs de variation importants comme la durée de la prairie ou le niveau de fertilisation tendant à l'occulter.



a. Séquences incluant une prairie temporaire

b. Séquences de grandes cultures sans prairie temporaire

Figure 4.4-4. Variation annuelle du stock de C (kg/ha/an) en fonction du stock de C initial pour les 62 557 systèmes de grande culture (a) avec prairie temporaire et (b) sans prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS (en t de C par ha pour l'horizon 0-0,3 m)

Effets des caractéristiques des prairies temporaires dans la rotation

La figure 4.4-5 montre que l'effet d'une prairie temporaire sur le stockage de C est d'autant plus fort que sa fréquence d'apparition dans la rotation est élevée. Plus précisément, cet effet est très fort lorsque le ratio nombre d'années de prairie sur nombre d'années de la rotation passe de 0 à presque un tiers. Ensuite, accroître ce ratio jusqu'à environ 60% augmente légèrement le stockage de C. Au-delà de cette valeur l'effet sur le stockage a tendance à se stabiliser. De la même façon, allonger la prairie dans la durée a tendance à augmenter le stockage de C (figure 4.4-6). Ces résultats sont conformes à ce que dit la bibliographie (section 3.8.4).

Alors que le mode d'exploitation des prairies, fauche, pâturage ou mixte, a un effet reconnu sur le stockage de C (section 3.7), cet effet n'est pas visible dans les résultats des simulations analysées ici (figure 4.4-7). Cet écart avec la bibliographie peut s'expliquer du fait de confusions d'effets.

En revanche, l'effet positif de la fertilisation azotée des prairies temporaires sur le stockage de C apparaît très clairement sur la figure 4.4-8. L'augmentation de l'apport annuel de fertilisation azotée augmente le stockage de C annuel moyen à l'échelle de toute la rotation. Ceci s'explique directement par l'augmentation de la production de la prairie temporaire et des retours au sol avec l'augmentation de la fertilisation azotée (figure 4.4-9).

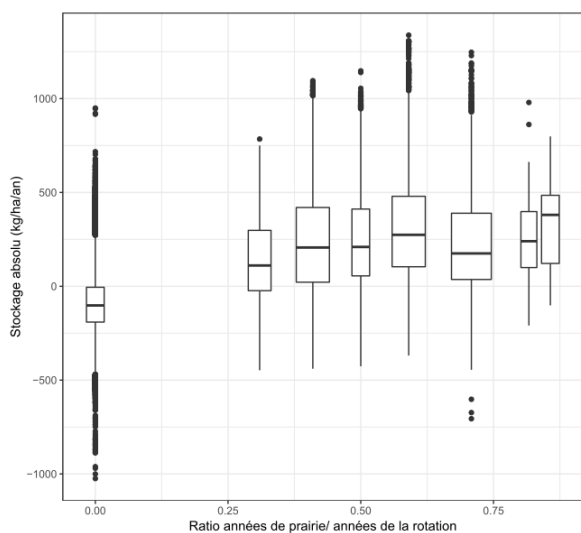


Figure 4.4-5. Variation moyenne annuelle du stock de C dans l'horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des systèmes de grandes cultures simulés en fonction de la part de prairie temporaire dans la rotation

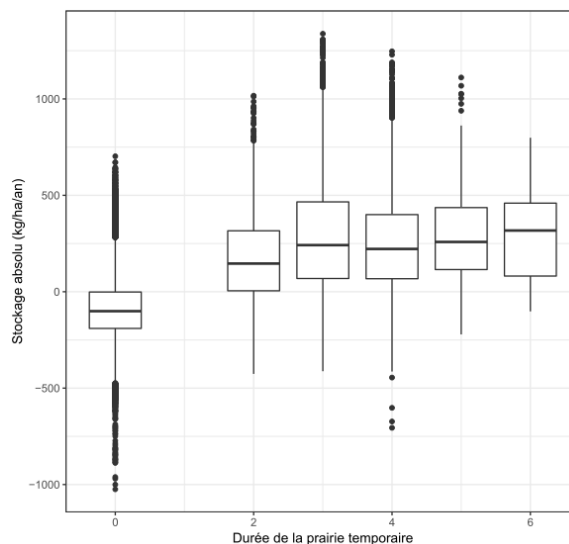


Figure 4.4-6. Variation moyenne annuelle du stock de C dans l'horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des systèmes de grandes cultures simulés en fonction de la durée de la prairie temporaire

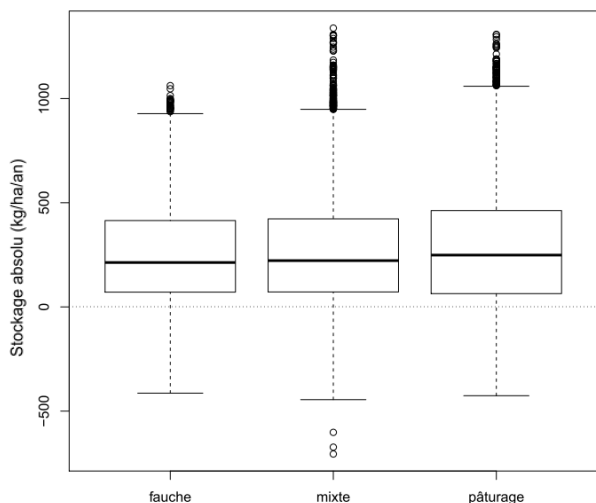


Figure 4.4-7. Variation moyenne annuelle du stock de C dans l'horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des séquences incluant des prairies temporaires de graminées en fonction du type d'exploitation (fauche uniquement, fauche et pâturage, pâturage uniquement).

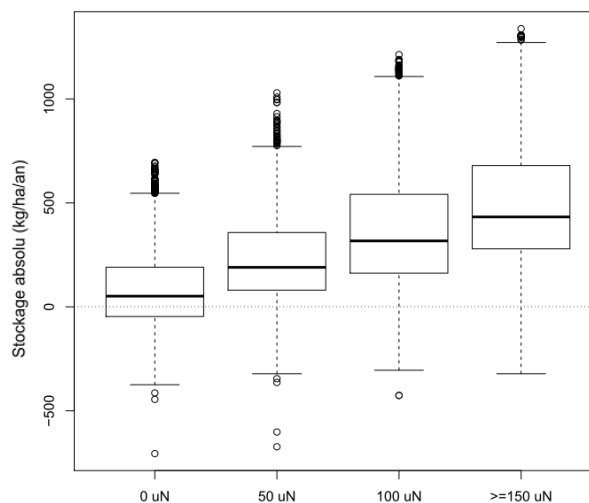


Figure 4.4-8. Variation annuelle du stock de C dans l'horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des séquences incluant des prairies temporaires de graminées en fonction de la quantité de fertilisation azotée (kg N/ha) apportée chaque année sur la prairie

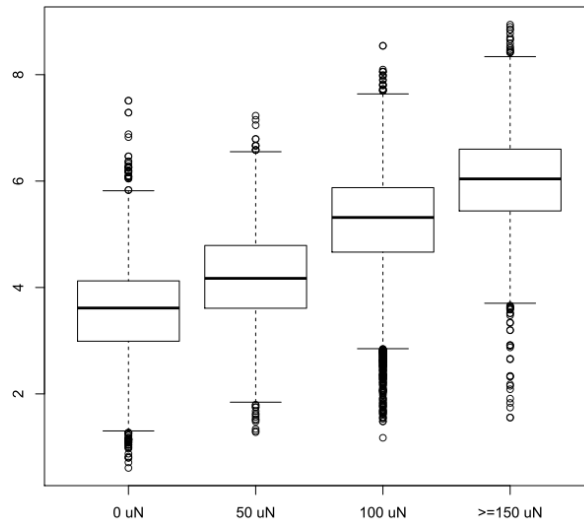


Figure 4.4-9. Rendement des prairies de graminées (t/ha/an) en fonction de leur niveau de fertilisation azotée.

Influence des entrées de carbone et d'azote

La figure 4.4-10 représente la relation entre la variation moyenne annuelle du stock de C et la quantité de C retournant au sol annuellement pour les 62 557 systèmes de grandes cultures et prairies temporaires simulés. Bien qu'associée à une faible relation positive, on observe une forte dispersion de la relation entre le stockage de C et les entrées de C dans le système. Les entrées de C dans le système sont majoritairement plus élevées dans les séquences incluant des prairies temporaires, notamment via le système racinaire. La pente des deux régressions linéaires est presque parallèle, la pente des séquences avec prairie temporaire étant très légèrement plus forte. On attend une pente un peu plus forte sous prairie qui traduirait une humification plus élevée du C apporté par leurs racines (section 3.2), mais cet effet prairie est sans doute dilué dans le résultat global de la séquence.

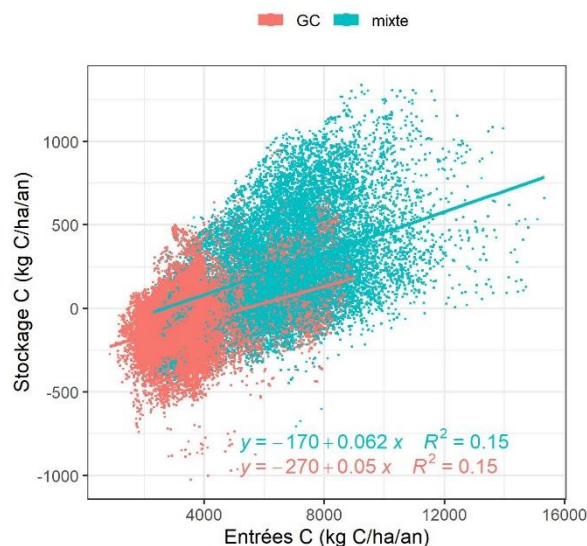


Figure 4.4-10. Variation annuelle du stock de C dans l'horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des séquences de grandes cultures sans prairie temporaire (GC) et des séquences de grandes cultures incluant des prairies temporaires (mixte) en fonction de la quantité de C retournant au sol annuellement (kg/ha/an)

La figure 4.4-11 représente la relation entre la variation moyenne annuelle du stock de C et la quantité d'N organique et minéral retournant au sol uniquement pour les systèmes de grandes cultures n'incluant pas de prairie temporaire. La dispersion est très forte. La relation entre le stockage de C moyen annuel des séquences mixtes et l'apport d'N minéral sur les prairies temporaires a été vue juste au-dessus (figure 4.4-9). Ajouter les retours d'azote

organique sur la prairie et les apports d’N des autres cultures dans l’équation a seulement pour effet d’augmenter la dispersion autour de la relation linéaire (figure 4.4-12).

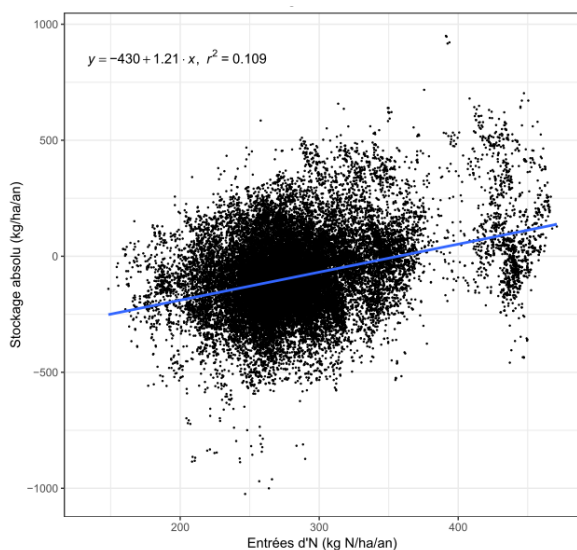


Figure 4.4-11. Variation annuelle du stock de C dans l’horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des séquences de grandes cultures sans prairie temporaire en fonction de la quantité d’N entrant dans le sol annuellement (kg/ha/an)

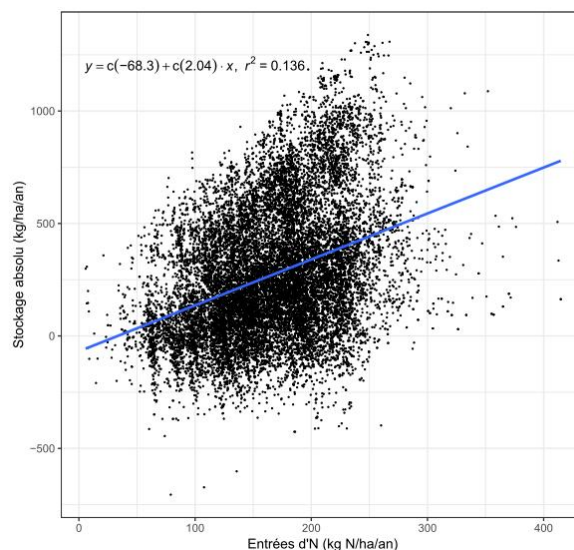


Figure 4.4-12. Variation annuelle du stock de C dans l’horizon 0-0,3 m (kg/ha/an) des séquences de grandes cultures avec prairie temporaire en fonction de la quantité d’N entrant dans le sol annuellement (kg/ha/an)

Influence de la texture et du pH du sol

En accord avec ce que l’on sait des facteurs qui contrôlent la dynamique du C du sol (cf. section 3.2), le stockage de C est plus élevé en sol argileux qu’en sol sableux (Figure 4.4-13). Le stockage de C est également plus élevé en sol acide qu’en sol basique (Figure 4.4-14). L’effet du pH apparaît comme plus marqué que celui de la texture du sol. Ces résultats sont cohérents avec la nouvelle équation de minéralisation de l’humus de STICS qui intègre un facteur pH et un facteur teneur en argile (Clivot *et al.*, 2017).

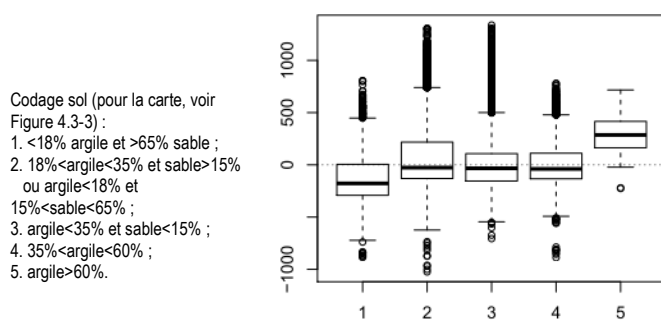


Figure 4.4-13. Effet du type de sol sur le stockage de C (kg/ha/an)

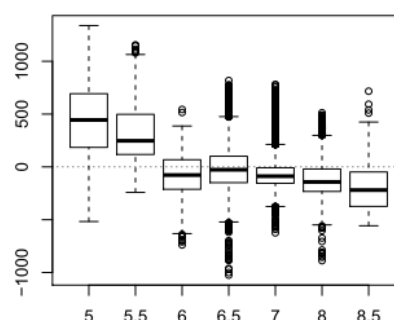
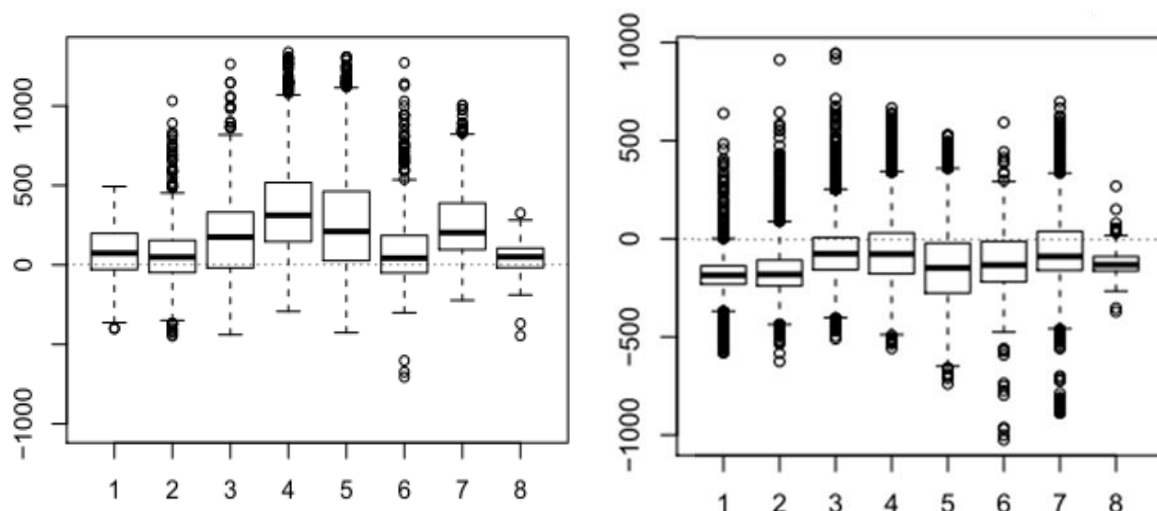


Figure 4.4-14. Effet du pH sur le stockage de C (kg/ha/an)

Influence du climat

Les figures 4.4-15 a et b représentent le stockage en fonction du type de climat. Les climats montagnards (types 1 et 2) et méditerranéen franc (8) sont caractérisés par des valeurs de stockage plus faibles. A l’inverse, les climats toulousain (type 7) et océaniques (types 3, 4 et 5) sont caractérisés par des stockages plus élevés, surtout sur les séquences contenant des prairies temporaires. Ces effets peuvent être la conséquence d’une moindre production de biomasse et donc de moindres retours de C au sol en climat froid ou sec. A l’inverse des températures basses ou des séquences de sécheresse ont pour effet de ralentir la minéralisation (section 3.2). Les effets observés du climat traduisent probablement surtout des interactions avec les systèmes de culture pratiqués.



Codage climat (pour la carte, voir Figure 4.3-2) : 1. Montagne ; 2. Semi-continental et marges montagnardes ; 3. Océanique dégradé ; 4. Océanique altéré ; 5. Océanique franc ; 6. Méditerranéen altéré ; 7. Bassin du Sud-Ouest ; 8. Méditerranéen franc

a. Stockage des séquences mixtes

b. Stockage des séquences de grandes cultures pures

Figure 4.4-15. Effet du climat sur le stockage de C (kg/ha/an) (a) des séquences mixtes et (b) des séquences ne contenant pas de prairie temporaire

4.4.1.2. Scénarios mettant en jeu une pratique stockante

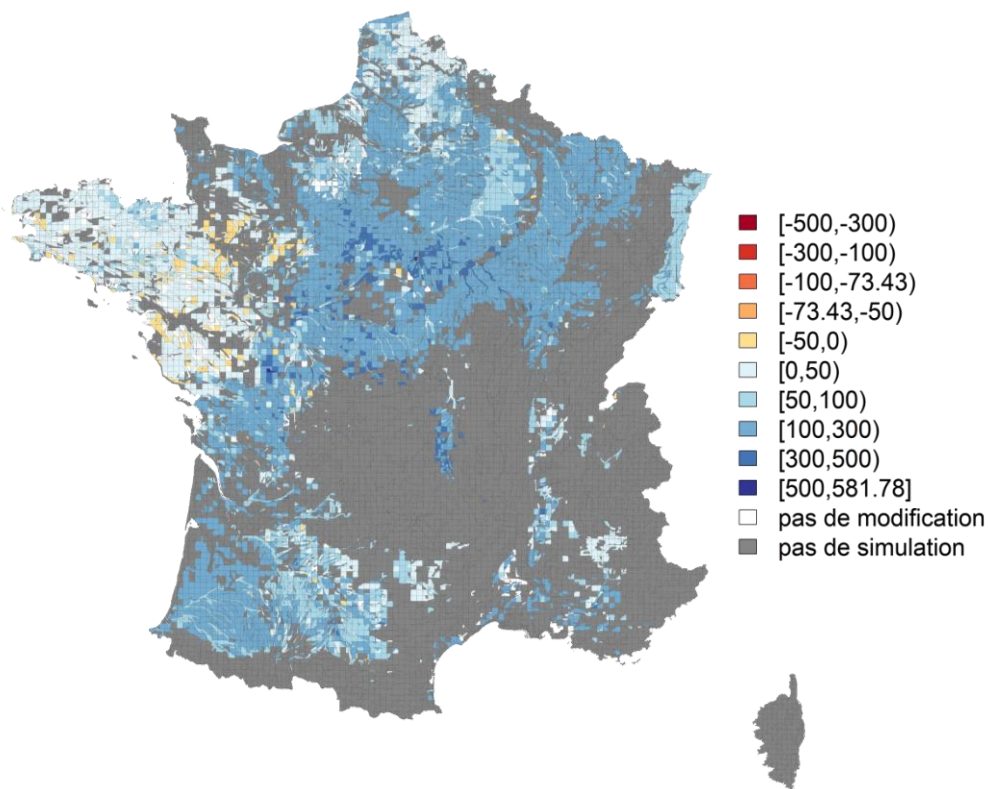
4.4.1.2.1. Insérer et allonger les cultures intermédiaires

Stockage de C additionnel permis par le scénario insertion et allongement des cultures intermédiaires

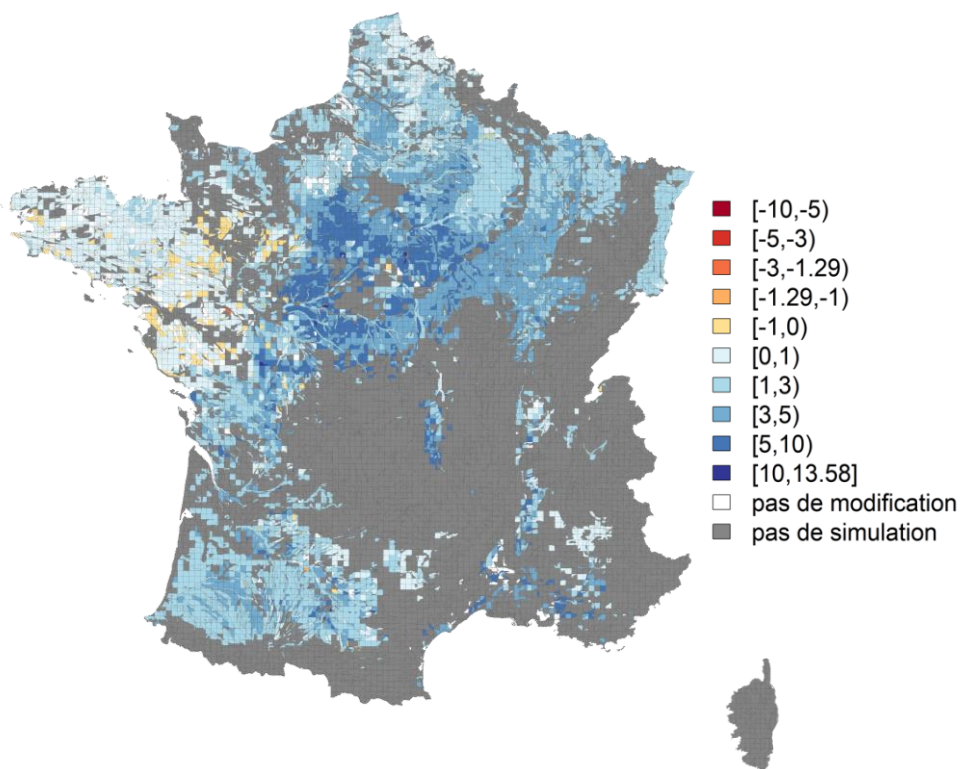
Les figures 4.4-16 a et b présentent les gains de C par ha et par an acquis en modifiant les pratiques actuelles selon les hypothèses du scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » (voir section 4.3). La distribution des valeurs de stockage additionnel est présentée dans la Figure 4.4-17. Quasiment toute la surface de grandes cultures de la France est concernée par ce scénario, soit par l'implantation de cultures intermédiaires là où elles n'existent pas actuellement, soit par l'augmentation de la fréquence¹ des couverts intermédiaires dans la rotation, soit par l'allongement des couverts intermédiaires déjà en place.

En moyenne, le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » permet un stockage additionnel par rapport à la situation actuelle de +126 kgC/ha/an soit +2,3%/an par rapport aux pratiques actuelles sur les surfaces où il est mis en place. Ce niveau est inférieur à celui donné par la littérature (+313 kgC/ha/an, voir section 3.8.3), ce qui s'explique par le fait que la littérature compare des situations avec et sans cultures intermédiaires alors que nos simulations comparent une situation dans laquelle on a maximisé la présence de cultures intermédiaires avec une situation dans laquelle elles sont déjà présentes, mais dans une moindre proportion (figure 4.3-8). Sur les seules séquences dans lesquelles les cultures intermédiaires sont introduites alors qu'il n'y en avait pas auparavant, le niveau de stockage additionnel est de +174 kgC/ha/an. Ce chiffre, quoique plus élevé, reste inférieur à celui indiqué par la bibliographie. Cela peut s'expliquer par le fait que les situations où ont été introduites des cultures intermédiaires alors qu'il n'y en avait pas dans la ligne de base correspondent à des situations moins favorables que celles considérées dans les expérimentations relatives par la bibliographie (intercultures courtes notamment).

¹ Des couverts peuvent être implantés sur les intercultures d'été qui sont laissées nues dans les systèmes actuels, sur les intercultures d'hiver des séquences hors zone vulnérable et sur les intercultures d'hiver qui faisaient l'objet de dérogation en zone vulnérable.



a. Stockage additionnel annuel absolu (kg/ha/an)



b. Stockage additionnel annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-16. Carte du stockage additionnel par rapport à la situation actuelle de carbone annuel (a) absolu (kg/ha/an) et (b) relativement au stock de C initial (%/an) sur l'horizon 0-0,3 m produit par le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » pour les systèmes de grandes cultures et prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS

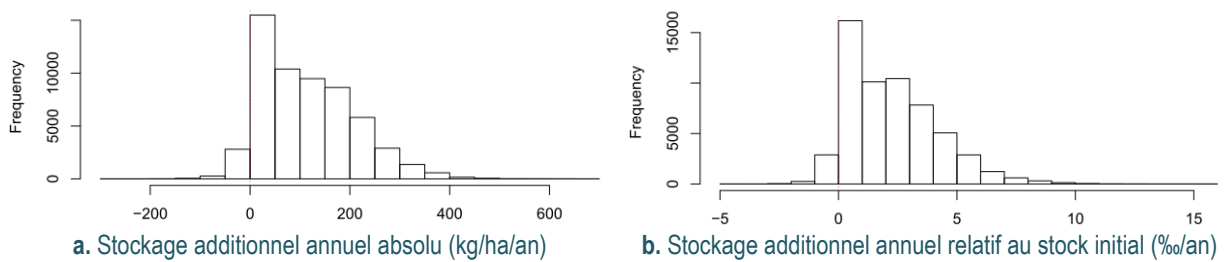


Figure 4.4-17. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu (kg/ha/an) et (b) relatif au stock initial (%/an) dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes simulés par STICS.

La Bretagne, les Pays-de-la-Loire et l'extrême Nord de la France se démarquent par un stockage additionnel plus faible qu'ailleurs (moins de 50 kgC/ha/an). Dans ces régions très concernées par la réglementation nitrate, donc déjà bien couvertes par les cultures intermédiaires, peu d'intercultures sont libres pour l'insertion de nouvelles cultures intermédiaires. Les cultures intermédiaires déjà en place sont allongées de 2 semaines / 1 mois dans le Nord-Ouest et de 4 mois dans le Nord (Figure 4.3-8). C'est encore plus vrai en Bretagne et Pays-de-la-Loire où les prairies temporaires occupent également le sol en hiver et en fin d'été (Figure 4.3-4). Dans le nord du Bassin Parisien et en Poitou-Charentes également concernés par la réglementation nitrate, beaucoup d'intercultures d'été sont disponibles pour l'insertion de cultures intermédiaires d'où le stockage plus important. Ailleurs, dans les régions hors zone vulnérable nitrate, ce sont principalement des couverts de féverole en Alsace et dans le Sud-Ouest qui ont été insérés dans des systèmes très axés sur le maïs grain, et des couverts de vesce entre cultures d'hiver dans le centre, l'est du Bassin Parisien et le Sud-Est de la France.

On peut remarquer quelques points avec un stockage additionnel négatif, principalement situés en Bretagne et Pays-de-la-Loire. Ce résultat est inattendu puisqu'il traduit le fait que l'insertion et/ou l'allongement de cultures intermédiaires conduit à un stockage moindre que dans la ligne de base. Ce moindre stockage serait lié à i) un décalage de l'apport d'effluent au semis de la culture intermédiaire du fait de sa destruction tardive, provoquant une moindre disponibilité en azote sur la culture de printemps suivante et ii) à un léger effet dépressif du retard de la destruction de la culture intermédiaire (décalage de 2 semaines à un mois) sur le rendement de la culture suivante. Ce léger déstockage est en moyenne de -11,3 kgC/ha/an par unité pédoclimatique avec un maximum de -73,4 kgC/ha/an.

Influence de la fréquence d'insertion des cultures intermédiaires

Plus le nombre de périodes d'interculture couvertes par une culture intermédiaire augmente, plus le gain de stockage de C est important (Figure 4.4-18). Quand aucune culture intermédiaire n'est ajoutée mais que la durée des couverts déjà en place est allongée, le gain de stockage est en moyenne +16 kgC/ha/an. Ce très faible effet est lié à la faible augmentation des entrées de carbone permise par ce scénario, en moyenne de +745 kgC/ha/a soit 17% de la moyenne des entrées de C de la situation actuelle.

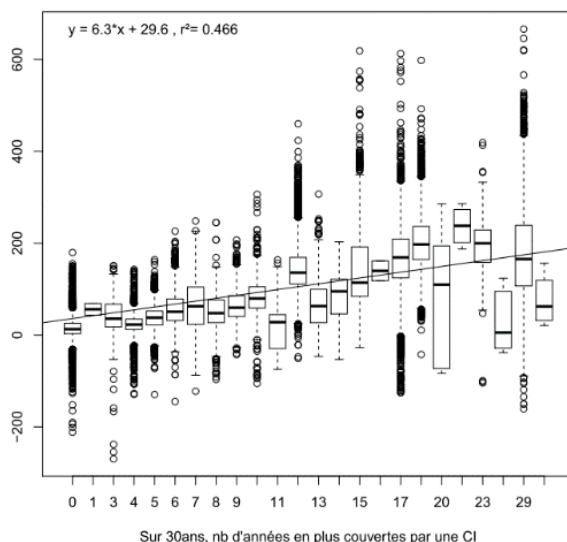


Figure 4.4-18. Stockage additionnel moyen annuel (kg/ha/an) en fonction du nombre d'années supplémentaires sur 30 ans de simulation couvertes par une culture intermédiaire

Influence de la texture du sol

La texture du sol a un faible effet sur le gain de stockage de C du scénario « insertion et allongement des cultures intermédiaires ». La tendance est quand même à l'augmentation du gain de stockage avec l'augmentation du taux d'argile (Figure 4.4-19).

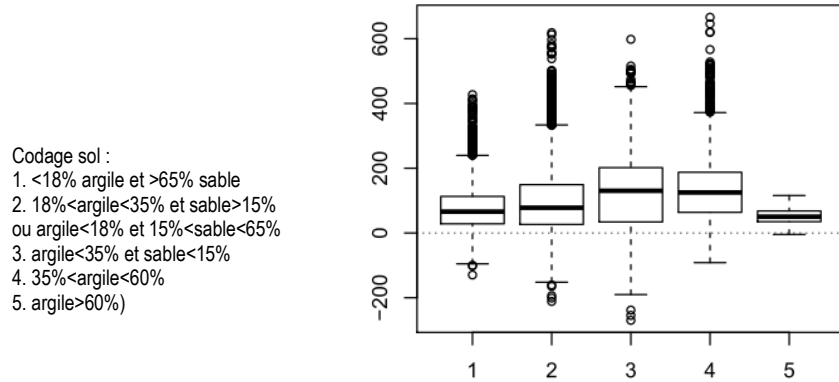


Figure 4.4-19. Stockage additionnel moyen annuel (kg/ha/an) lié au scénario insertion et allongement des cultures intermédiaires en fonction de la texture du sol

Influence du climat

Le stockage de C additionnel lié aux cultures intermédiaires est moins important dans les climats océaniques (Figure 4.4-20). Cela peut s'expliquer par les conditions climatiques plus favorables à la minéralisation du carbone additionnel apporté au sol.

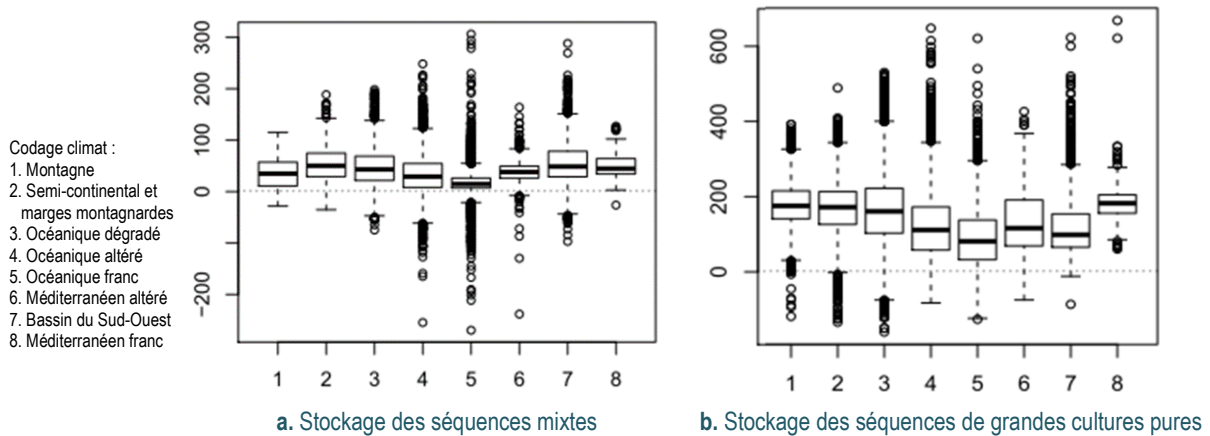


Figure 4.4-20. Stockage additionnel annuel moyen (kg/ha/an) en fonction du type de climat sur (a) les séquences mixtes et (b) les séquences de grandes cultures pures

Bilan gaz à effet de serre parcellaire du scénario insertion et allongement des cultures intermédiaires

Le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » améliore le bilan GES global par rapport aux pratiques actuelles principalement grâce au stockage additionnel de C dans le sol (Tableau 4.4-2). Les émissions de N₂O directes et indirectes sont légèrement augmentées. En augmentant la couverture du sol, ce scénario diminue le drainage (Figure 4.4-21) et augmente l'absorption d'N par les plantes, et donc diminue la lixiviation (Tableau 4.4-2). La légère augmentation des émissions indirectes est liée à une augmentation relative moyenne de la volatilisation dans les systèmes avec fertilisation organique (Figure 4.4-22). Dans ces systèmes, l'apport organique qui se faisait au printemps est décalé au semis de la culture intermédiaire. Dans certains cas, les conditions de volatilisation sont plus favorables à cette période. Du fait de cette augmentation des pertes par volatilisation ammoniacale, et donc des émissions indirectes de N₂O, le bilan GES global du scénario « Insertion

et allongement des cultures intermédiaires » est légèrement moins favorable que le bilan calculé sur le seul stockage additionnel de C.

Tableau 4.4-2. Décomposition du bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » (CI). Ce bilan « sol » ne tient pas compte des émissions de CO₂ par les engins agricoles et des émissions induites liées à la fabrication des engrais. Un bilan plus complet incluant ces postes est présenté dans l'Annexe I.

Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

	Emissions N ₂ O directes kg N-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kg N-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kg N-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kg CO ₂ eq/ha/an	C stocké 0-0,3 m kg CO ₂ eq/ha/an	Bilan kg CO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario CI et les pratiques actuelles	+0.10	+0.10	-3.70	+34	-463	-429

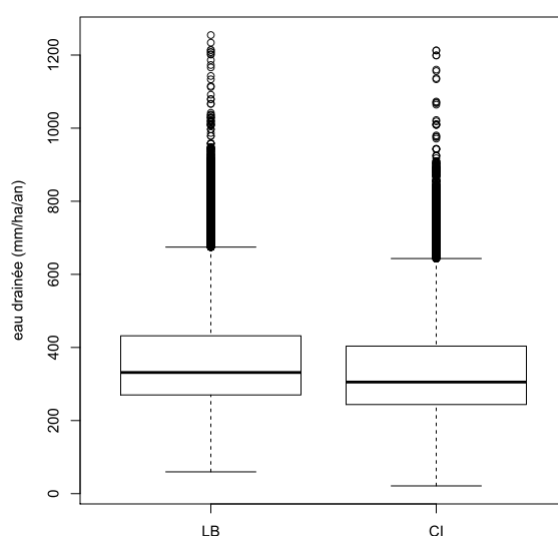


Figure 4.4-21. Drainage moyen annuel dans les simulations de la ligne de base (LB) en comparaison au scénario cultures intermédiaires (CI)

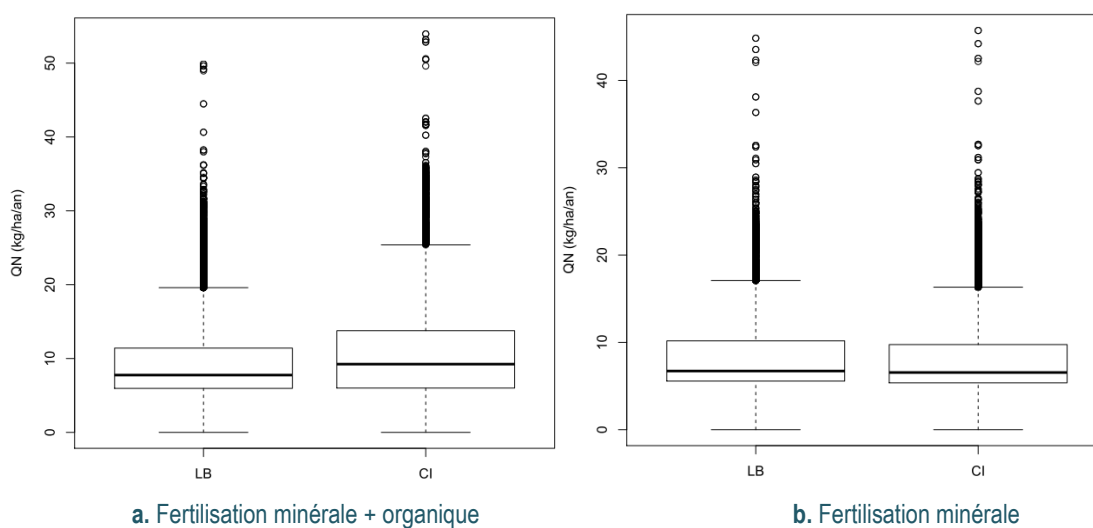


Figure 4.4-22. Comparaison de la volatilisation des systèmes avec pratiques actuelles (LB) et des mêmes systèmes avec les modifications du scénario « insertion et allongement des cultures intermédiaires » (CI), (a) sur les systèmes avec fertilisation organique et (b) sur les mêmes systèmes sans fertilisation organique.

4.4.1.2.2. Développer le semis direct

Les résultats des simulations relatives au semis direct sont présentés mais, comme cela a été annoncé dans la section 4.2, ces simulations se sont avérées plus fragiles que celles relatives aux autres pratiques stockantes du fait d'un manque de données expérimentales pour paramétrer le modèle. Ces résultats sont donc à considérer avec beaucoup de précaution.

Stockage de C additionnel permis par le scénario semis direct

Les figures 4.4-23 a et b représentent le gain de stockage de C par ha et par an sur l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « semis direct ». De manière générale, le gain de stockage existe mais il reste faible : en moyenne de +60 kg C/ha/an soit +1,1‰/an sur les surfaces où il est mis en place. La figure 4.4-24 représente la distribution du gain de stockage de C entre les différentes simulations.

Quelques rares situations déstockent jusqu'à -59,2 kgC/ha/an avec une moyenne à -11,6 kgC/ha/an. On peut l'expliquer par une légère baisse du rendement du blé et des restitutions de résidus de culture associées (-4%).

La Bretagne est la région qui présente le moins de gain de stockage de C avec le passage au scénario « Semis direct ». Ceci s'explique à la fois par son climat favorable à la minéralisation et par la forte présence de prairies temporaires (figure 4.3-4). De manière générale, les séquences contenant une prairie temporaire gagnent 10 kg C/ha/an de moins que les séquences de grandes cultures pures (figure 4.4-25). La présence de prairie dans la séquence réduit la possibilité de réduction du travail du sol puisque déjà aucun travail n'est effectué durant toute la durée de la prairie.

Sur une grande partie du Sud-Ouest et en Alsace, la pratique du semis direct continu ne peut pas être mise en place à cause des systèmes maïs grains dominants (voir section 4.3 et Annexe II). Dans la partie nord de la France, c'est à cause de la betterave sucrière que le semis direct est exclu (section 4.3 et Annexe II). Globalement, presque 2/3 des surfaces de grandes cultures en France sont concernées par ce scénario semis direct. Cependant, par manque de données adaptées, les sols hydromorphes non drainés n'ont pas été exclus des simulations alors qu'ils peuvent rendre difficile la mise en œuvre de cette pratique.

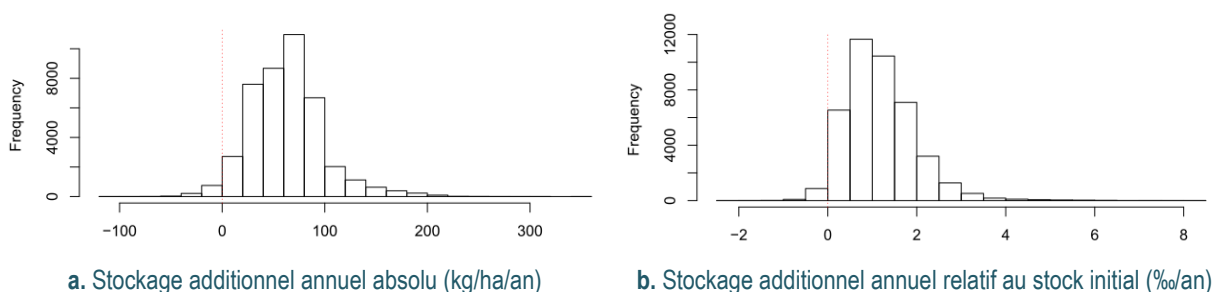


Figure 4.4-24. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Semis direct » par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes simulés par STICS.

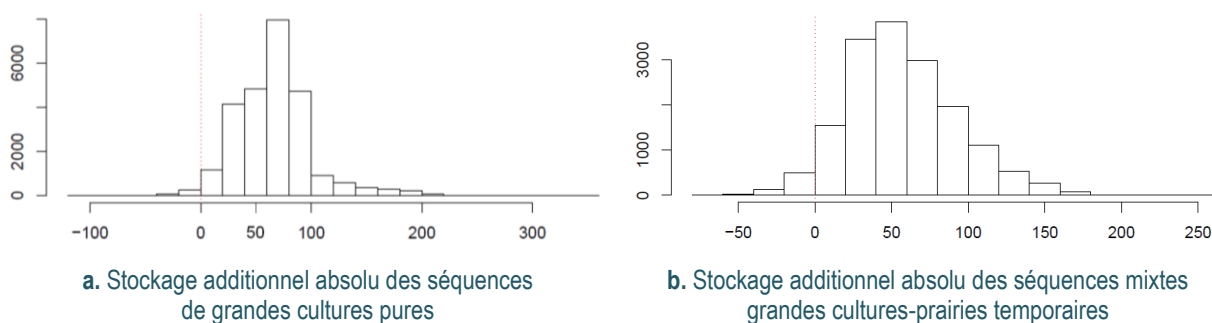
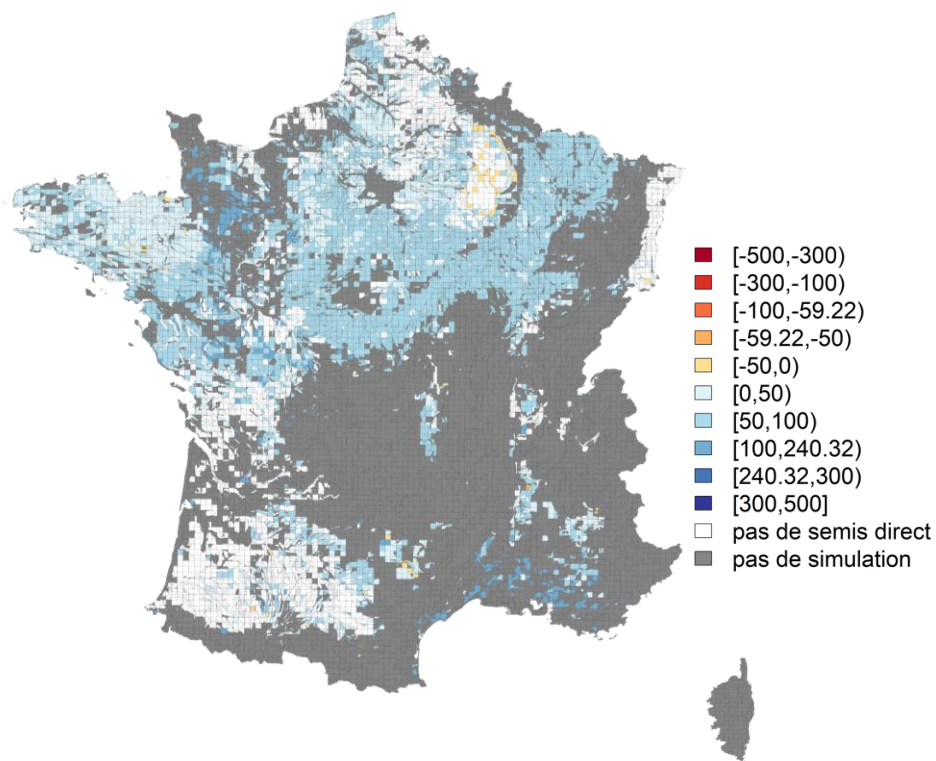
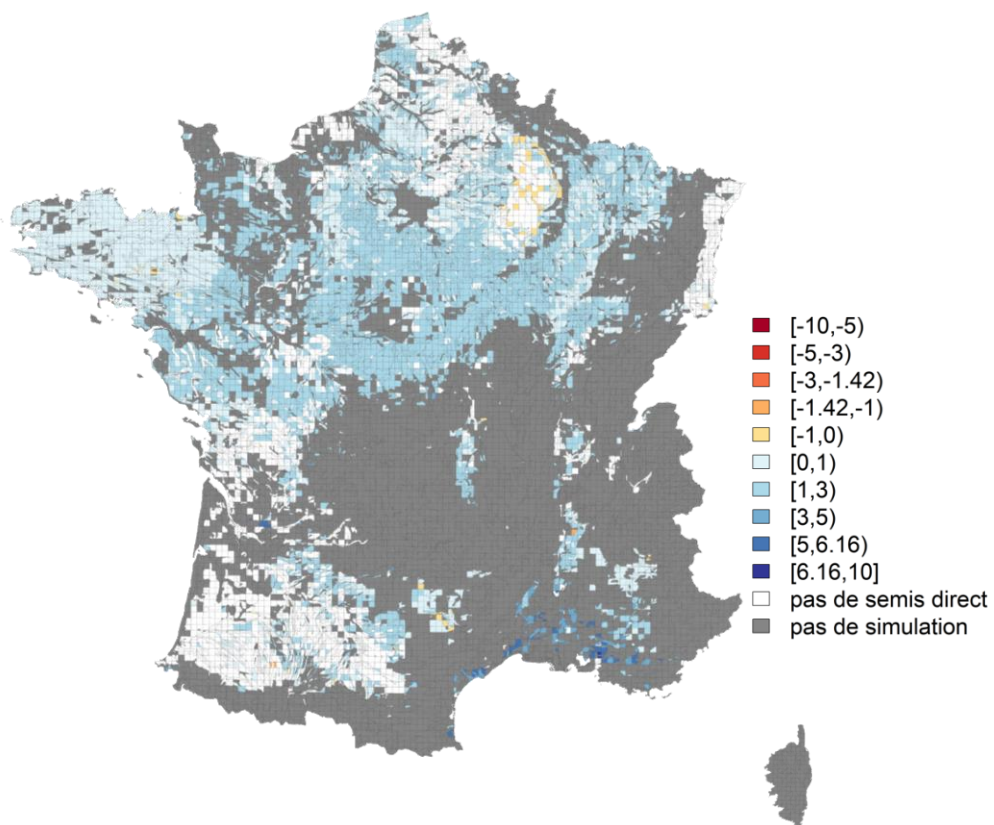


Figure 4.4-25. Stockage de C additionnel moyen (kg/ha/an) dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Semis direct » (a) des séquences contenant uniquement des grandes cultures et (b) des séquences mixant grandes cultures et prairies temporaires.



a. Stockage additionnel annuel absolu (kg/ha/an)



b. Stockage additionnel annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4.23. Carte du stockage additionnel de carbone annuel (a) absolu (kg/ha/an) et (b) relativement au stock de C initial (%/an) sur l'horizon 0-0,3 m produit par le scénario « Semis direct » pour les systèmes de grandes cultures et prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS

Etant donné que les entrées moyenne de C ne varient pas lors du passage des pratiques actuelles au semis direct (figure 4.4-26), le stockage additionnel de C s'expliquerait par une légère réduction de la minéralisation due à une modification des conditions de minéralisation de surface.

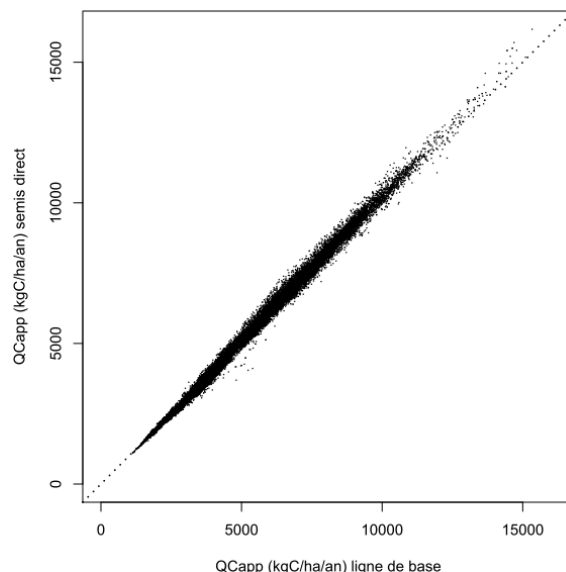


Figure 4.4-21. Comparaison des entrées de C (QCapp en kg C/ha/an) entre la ligne de base et le scénario semis direct.

Influence du pédo-climat

En accord avec la littérature (section 3.8.1), on observe un effet climat sur le stockage additionnel de C du semis direct (Figure 4.4-27). D'un côté, le climat océanique franc favorable à la minéralisation réduit le bénéfice du semis direct sur le stockage de C, d'un autre côté, les climats sec du Sud-ouest et Méditerranéens, défavorables à la minéralisation des résidus de surface, augmentent le bénéfice du semis direct (>100 kgC/ha/an en climat méditerranéen franc). Sur les séquences comportant des prairies, l'effet climat n'est pas visible.

On n'observe pas d'effet de la texture du sol ou du pH sur le stockage additionnel de C lié au passage au semis direct.

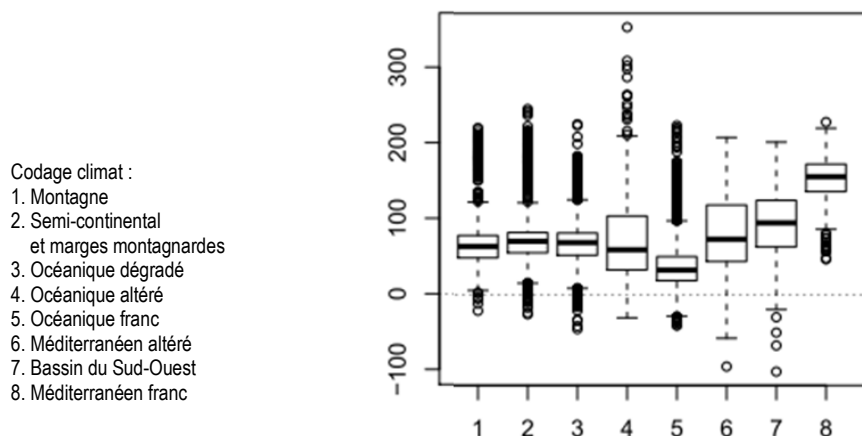


Figure 4.4-27. Stockage additionnel annuel moyen (kg/ha/an) lié au passage au semis direct en fonction du type de climat sur les séquences de grandes cultures pures

Bilan gaz à effet de serre parcellaire du scénario passage au semis direct

Par rapport aux pratiques actuelles, le bilan gaz à effet de serre du scénario « semis direct » est plus favorable que le bilan GES des pratiques actuelles avec 186 kgCO₂e/ha/an supplémentaires extraits de l'atmosphère (Tableau 4.4-3). Ce bilan favorable s'explique principalement par le stockage additionnel de C. La lixiviation d'azote est diminuée mais globalement les émissions directes et indirectes de N₂O sont légèrement augmentées du fait de pertes par volatilisation qui augmentent lors des apports d'effluents organiques car ceux-ci ne sont plus enfouis.

Tableau 4.4-3. Décomposition du bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Semis direct » (SD). Ce bilan « sol » ne tient pas compte des émissions de CO₂ par les engins agricoles et des émissions induites liées à la fabrication des engrais.

Un bilan plus complet incluant ces postes est présenté dans l'Annexe II. Par convention, les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

	Emissions N ₂ O directes kg N-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kg N-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kg N-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kg CO ₂ eq/ha/an	C stocké 0-0,3m kg CO ₂ eq/ha/an	Bilan kg CO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario SD et les pratiques actuelles	+0.10	+0.40	-4.60	+32	-219	-186

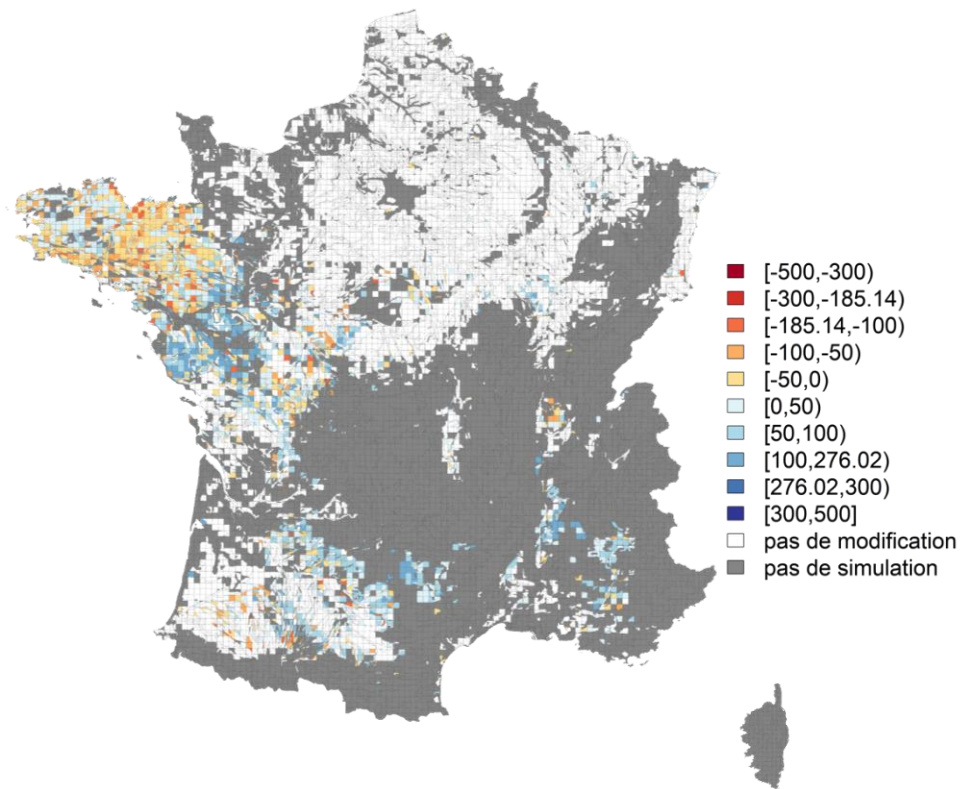
4.4.1.2.3. Allonger et insérer des prairies temporaires dans les successions de grande culture

Stockage de C additionnel permis par le scénario insertion et allongement des prairies temporaires

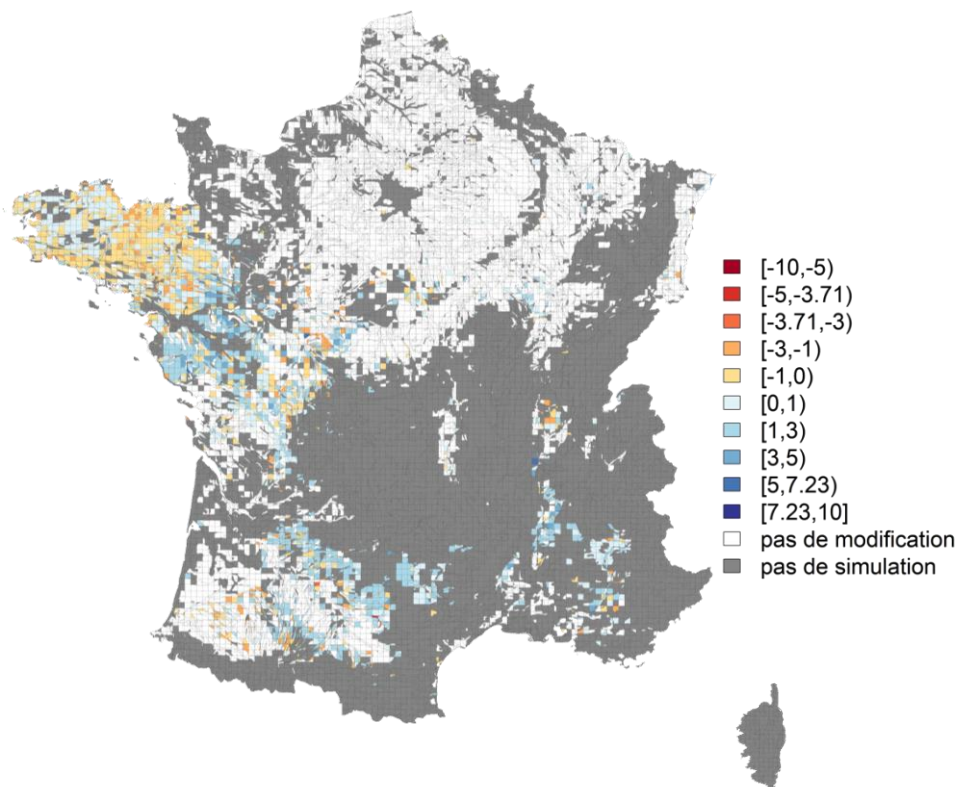
Les figures 4.4-28 et 4.4-29 représentent le stockage additionnel par rapport aux pratiques actuelles fourni par les scénarios « allongement des prairies » et « insertion de prairies temporaires ». Les figures 4.4-30 et 4.4-31 représentent la distribution du stockage additionnel dans les simulations. Le scénario « allongement des prairies » se limitant aux surfaces déjà couvertes par des prairies temporaires, l'assiette est réduite au quart Nord-Ouest de la France et aux zones d'élevage du sud de la France (Figures 4.3-4 et 4.4-28). L'assiette du scénario « insertion de prairies temporaires » est encore plus réduite car ces nouvelles prairies temporaires ont été introduites en remplacement du maïs fourrage (voir section 4.3). L'assiette est donc limitée aux unités pédoclimatiques où du maïs fourrage est cultivé. 89% des surfaces simulées de séquences mixtes grandes cultures-prairies temporaires sont éligibles à l'allongement des prairies temporaires tandis que seulement 8% des surfaces simulées de séquences de grandes cultures pures sont éligibles à l'insertion de prairie temporaire en remplacement du maïs fourrage.

A l'échelle de la France entière, l'allongement des prairies temporaires a un effet modeste sur le stockage additionnel de C. En moyenne, il permet un gain de +28 kgC/ha/an soit +0,5%/an avec un écart allant de -185 à +276 kgC/ha/an. Les situations avec un stockage additionnel négatif correspondent à des cas où l'allongement de la durée des prairies temporaires conduit à un moindre retour au sol de carbone (Figure 4.4-32). Alors que l'insertion de nouvelles prairies temporaires en remplacement du maïs fourrage se traduit toujours par une augmentation des apports de C au sol, ce n'est pas toujours le cas pour l'allongement des prairies temporaires déjà en place. Plusieurs explications sont avancées : i) allonger la prairie réduit la fréquence des autres cultures dont le maïs grain et le blé dont les cannes et pailles retournent au sol, ii) la prairie peut prendre la place de cultures intermédiaires dont toute la biomasse retournait au sol et iii) la construction de ce scénario a inséré un biais sur la fertilisation organique, les quantités d'effluents épandues n'étant pas totalement conservées (perte de 2,6% de matière sèche).

Remplacer des surfaces de maïs fourrage par des prairies temporaires a un effet très positif sur le stockage de C avec un gain moyen de +466 kgC/ha/an soit +7,2%/an. Cet effet est d'autant plus fort que le maïs fourrage est l'une des cultures retournant le moins de C au sol, toute sa biomasse aérienne étant exportée et ne laissant que les chaumes et les racines, d'où une différence dans les retours de C moyens annuels très marquée (Figure 4.4-32).

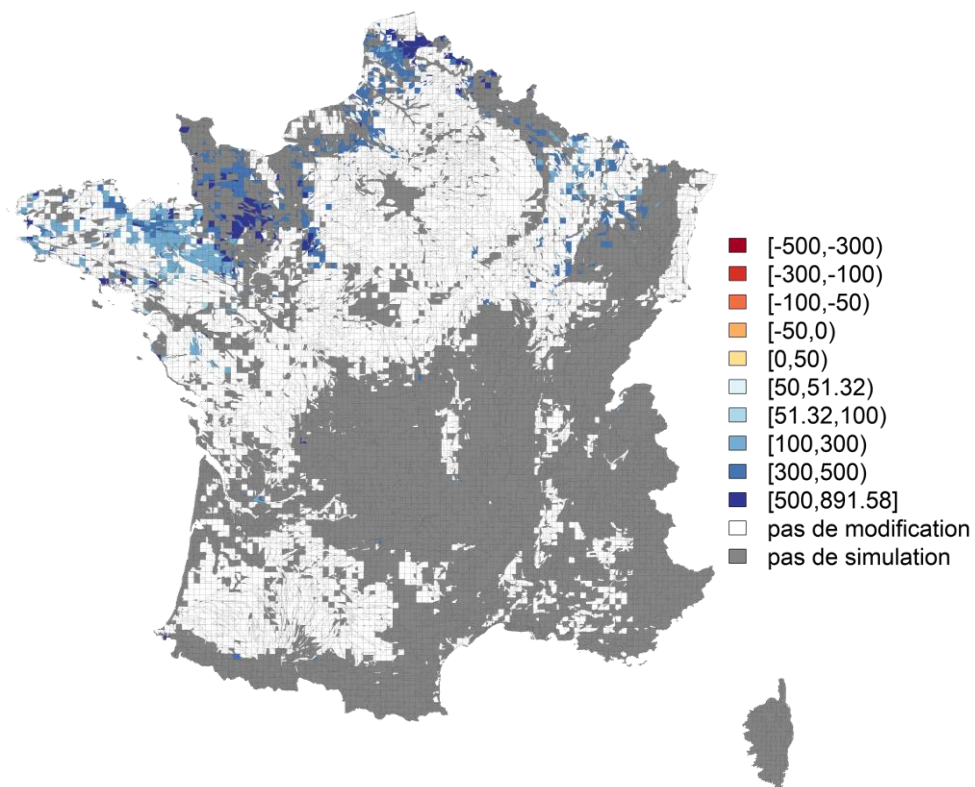


a. Stockage additionnel annuel absolu (kg/ha/an)

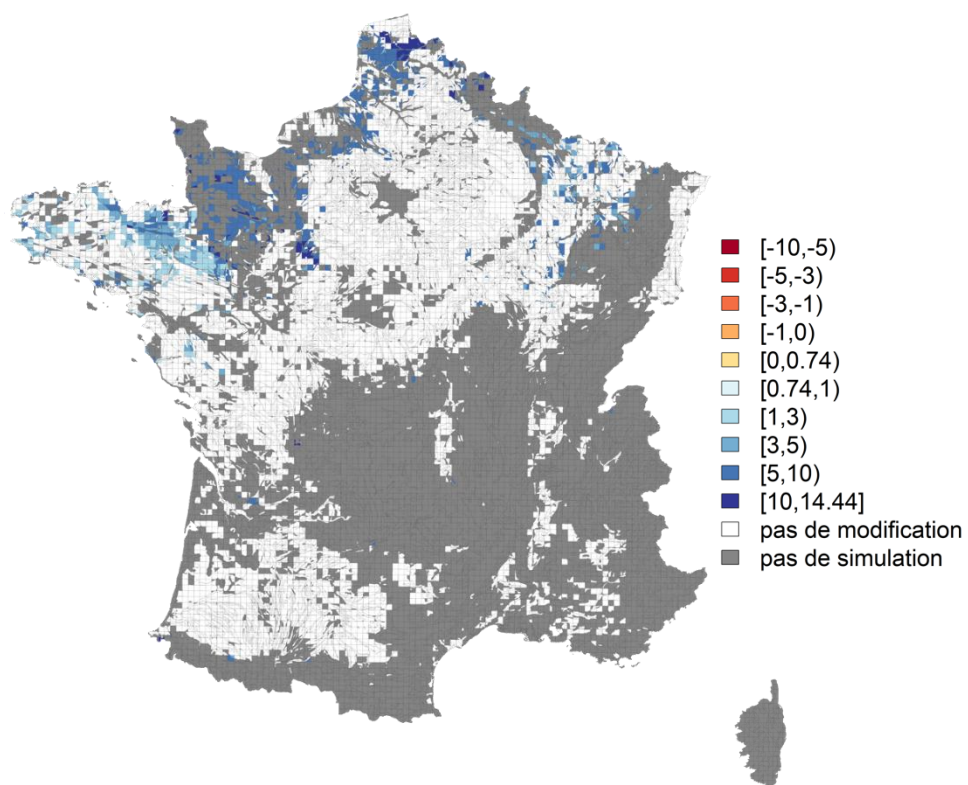


b. Stockage additionnel annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-28. Carte du stockage additionnel de carbone annuel (a) absolu (kg/ha/an) et (b) relativement au stock de C initial (%/an) sur l'horizon 0-0,3 m produit par le scénario « Allongement des prairies temporaires » pour les systèmes de grandes cultures et prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS



a. Stockage additionnel annuel absolu (kg/ha/an)



b. Stockage additionnel annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-29. Carte du stockage additionnel de carbone annuel (a) absolu et (b) relativement au stock de C initial sur l'horizon 0-0,3 m produit par le scénario « Insertion de prairies temporaires » pour les systèmes de grandes cultures et prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS

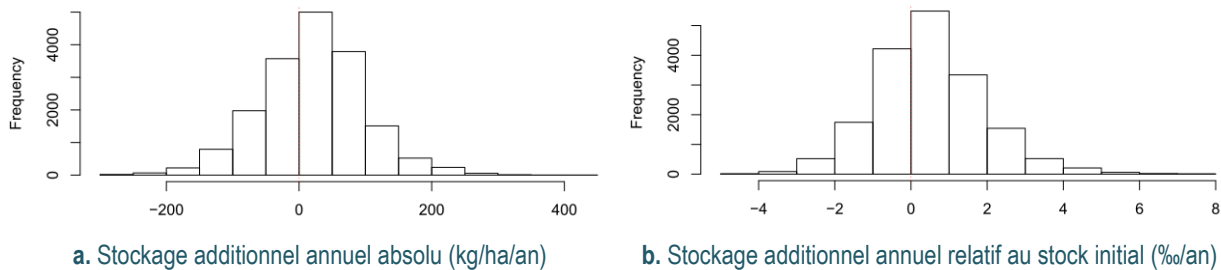


Figure 4.4-30. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Allongement des prairies temporaires » par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes simulés par STICS.

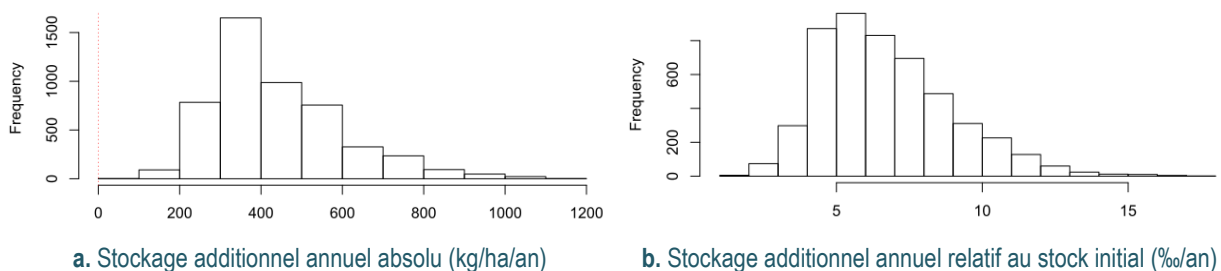


Figure 4.4-31. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Insertion de prairies temporaires » par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes simulés par STICS.

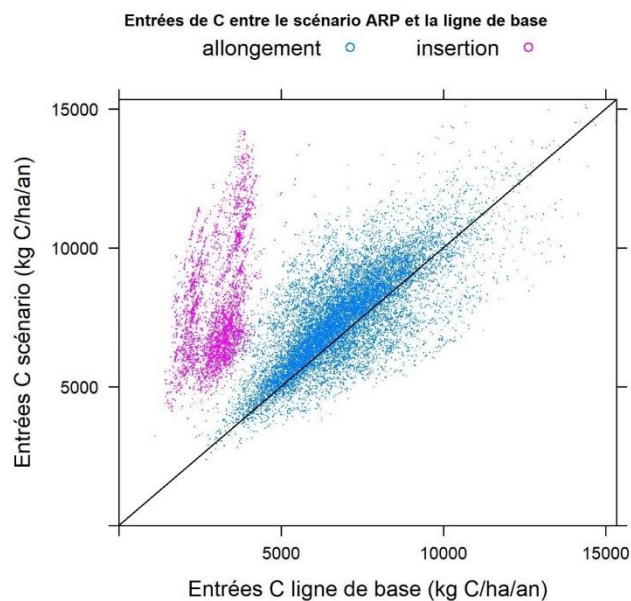


Figure 4.4-32. Comparaison des entrées de C au sol pour les pratiques actuelles (axe des abscisses) et pour les scénarios « allongement des prairies » (allongement) et « insertion de prairies » (insertion) (axe des ordonnées).

Influence du climat

Étant donné que la grande majorité des simulations du scénario « insertion de prairie temporaire » sont situées en climat océanique le facteur climat n'a pas pu être étudié. Il en est de même pour le volet « allongement des prairies » du fait d'une trop forte confusion d'effets.

Influence du type de sol

La texture du sol n'a pas d'influence sur le stockage additionnel de C lié à l'insertion et l'allongement de prairies temporaires. Il apparaît par contre un effet du pH sur le stockage additionnel du scénario « insertion de prairies temporaires » (Figure 4.4-33). Plus le pH est acide, moins les conditions sont favorables à la minéralisation, plus le gain de stockage est important.

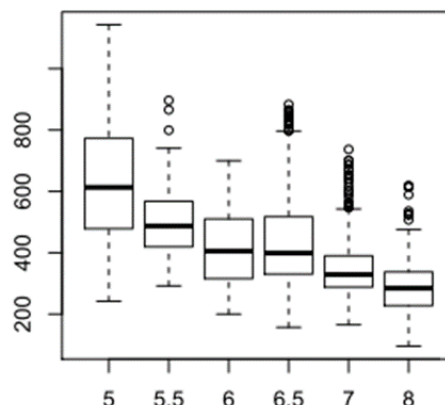


Figure 4.4-33. Effet du pH sur le stockage de C additionnel (kgC/ha/an) du scénario « insertion de prairie »

Bilan gaz à effet de serre parcellaire des scénarios allongement et insertion de prairies temporaires

Ces deux pratiques réduisent les émissions directes et indirectes de N₂O (Tableau 4.4-4). Les prairies temporaires étant en général moins fertilisées que les grandes cultures, leur insertion réduit la quantité d'engrais minéraux apportés et donc les émissions directes de N₂O. Leur insertion réduit également les pertes par volatilisation et par lixiviation. En plus d'un effet plus marqué sur la réduction des pertes d'azote, le scénario « insertion de prairies temporaires » est plus efficace que le scénario « allongement de prairies temporaires existantes » pour le stockage de C. Ainsi, le scénario « allongement des prairies » réduit les émissions de GES vers l'atmosphère de 177 kgCO₂eq/ha/an tandis que le scénario « insertion de prairies » les réduit de 1 882 kgCO₂eq/ha/an.

Tableau 4.4-4. Décomposition du bilan Gaz à Effet de Serre des scénarios (a) « Allongement de prairies temporaires existantes » et (b) « Insertion de nouvelles prairies temporaires en remplacement du maïs fourrage ».

Ce bilan « sol » sur 0-30 cm ne tient pas compte des émissions de CO₂ par les engins agricoles et des émissions induites liées à la fabrication des engrais. Un bilan plus complet incluant ces postes est présenté dans l'Annexe III. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

a. Scénario « Allongement des prairies temporaires existantes »

	Emissions N ₂ O directes kg N-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kg N-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kg N-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kg CO ₂ eq/ha/an	C stocké (0-30cm) kg CO ₂ eq/ha/an	Bilan kg CO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario "Allongement" et les pratiques actuelles	-0.10	-0.30	-7.20	-73	-104	-177

b. Scénario « Insertion de prairies temporaires en remplacement du maïs fourrage »

	Emissions N ₂ O directes kg N-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kg N-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kg N-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kg CO ₂ eq/ha/an	C stocké (0-30cm) kg CO ₂ eq/ha/an	Bilan kg CO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario "Insertion" et les pratiques actuelles	-0.30	-1.30	-8.30	-175	-1 707	-1 882

4.4.1.2.4. Mobiliser de nouvelles ressources organiques

Les figures 4.4-34 a et b représentent le stockage additionnel par rapport aux pratiques actuelles fourni par le scénario « mobilisation de nouvelles ressources organiques ». La figure 4.4-35 présente la distribution des valeurs de stockage additionnel. Avec les hypothèses faites sur la quantité de ressources disponibles (voir section 4.3 et Annexe IV), les surfaces épanlables et les doses d'apport, ce scénario concerne seulement 7% de la surface en grandes cultures et prairie temporaire simulée.

Le gain de stockage permis par ce scénario atteint en moyenne **+233 kgC/ha/an soit +4,5%/an**, avec un écart allant de -21 à +565 kgC/ha/an. Dans de rares cas ce scénario induit une très légère perte de stockage de C (-3 kgC/ha/an en moyenne). Ceci résulte des règles appliquées pour réajuster la fertilisation minérale en cas d'apport supplémentaires de fertilisants organiques. C'est le cas lorsque le premier apport d'azote minéral d'une culture de printemps est entièrement remplacé par un apport d'azote organique épanché à l'automne, au semis d'un couvert intermédiaire, provoquant une limitation de la croissance à la levée. Conserver un engrais starter aurait été préférable afin d'éviter cet effet dépressif sur la croissance de la plante.

Les entrées de C annuelles sont augmentées à hauteur de 27% en moyenne par rapport aux entrées de C des pratiques actuelles dans les systèmes concernés.

A noter que la valeur moyenne de **+233 kgC/ha/an** correspond au stockage additionnel de C **sur la parcelle recevant les nouvelles ressources organiques mobilisées**. Cette valeur a été indiquée ici car elle est homogène avec celles calculées pour les autres pratiques stockantes (cultures intermédiaires, semis direct...). Plus loin dans le rapport cette valeur a cependant été corrigée pour tenir compte du fait qu'une partie du carbone nouvellement mobilisé revenait déjà au sol dans la ligne de base, mais hors parcelle agricole. C'est le cas notamment des déchets verts. L'effet d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre est donc moindre que le stockage additionnel calculé par le modèle sur les parcelles agricoles recevant les nouvelles ressources organiques, puisque pour une partie d'entre elles il s'agit simplement d'un déplacement de sols non agricoles vers des sols agricoles. L'explication de la correction réalisée est indiquée dans l'Annexe IV. Après correction, le stockage additionnel n'est plus de +233 kgC/ha/an mais de **+57 kgC/ha/an**.

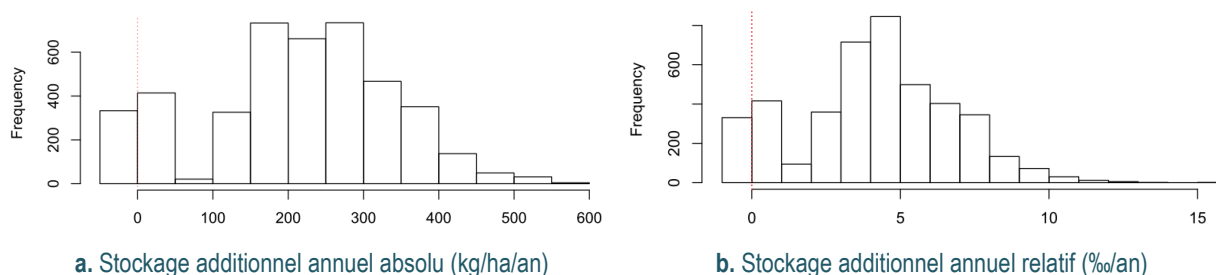
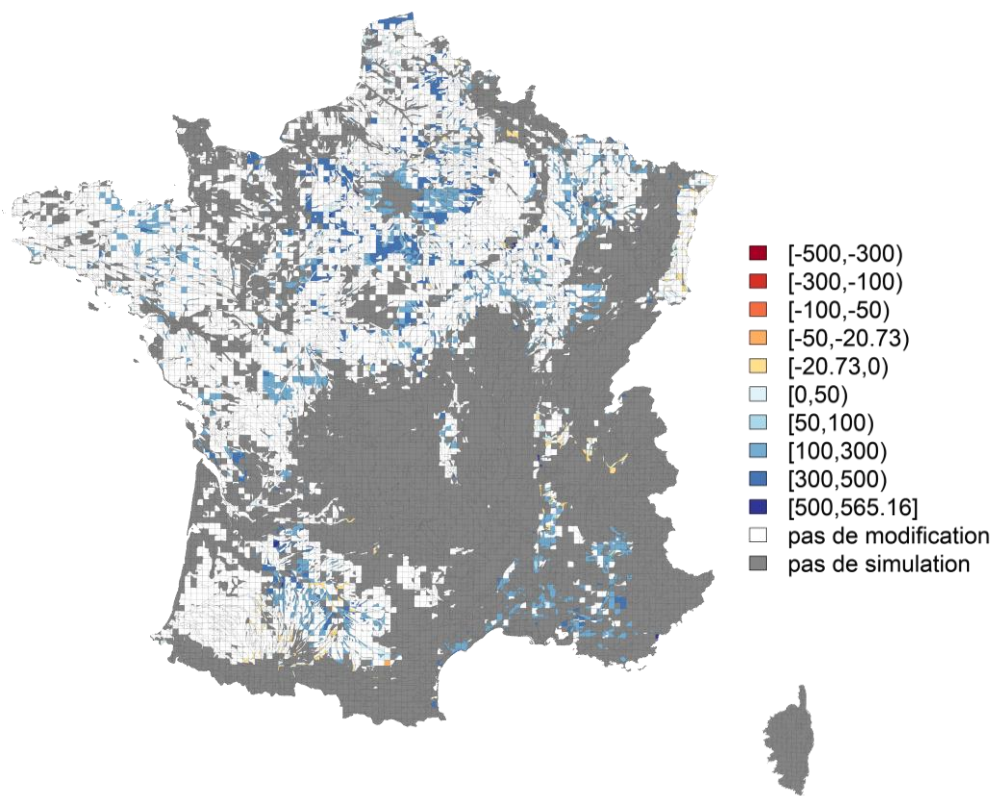
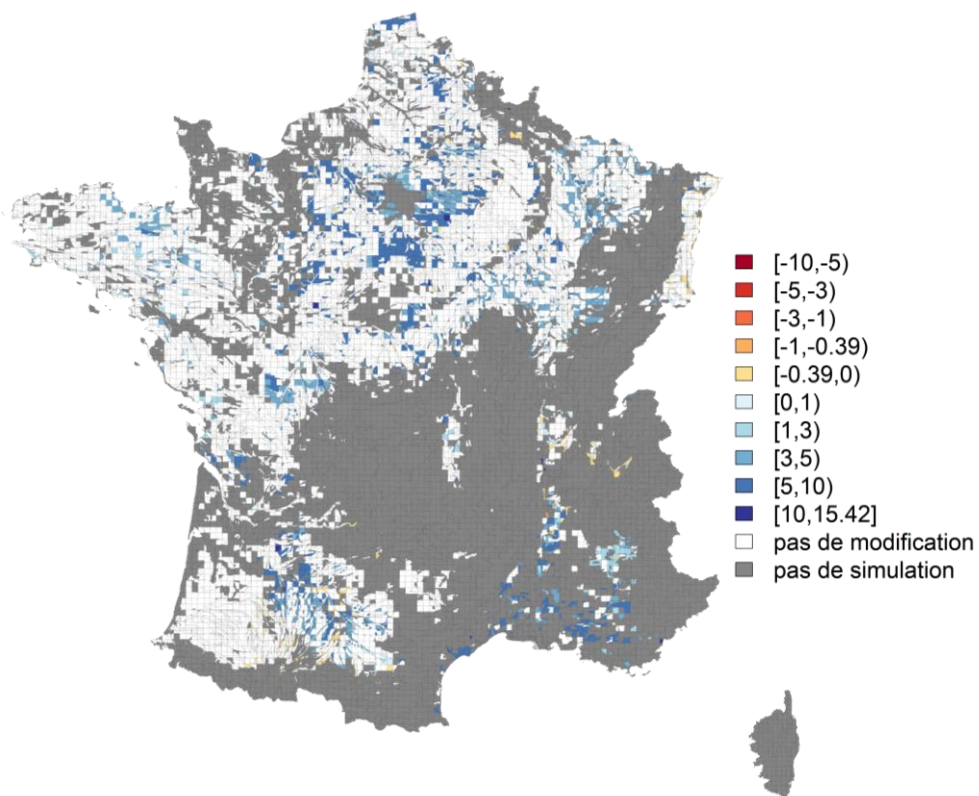


Figure 4.4-35. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes simulés par STICS.



a. Stockage additionnel annuel absolu (kg/ha/an)



b. Stockage additionnel annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-34. Carte du stockage additionnel de carbone annuel (a) absolu et (b) relativement au stock de C initial sur l'horizon 0-0,3 m produit par le scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » pour les systèmes de grandes cultures et prairies temporaires simulés sur 30 ans avec STICS

Influence du type de sol et du climat

La texture du sol influence le gain de stockage de C du scénario « mobilisation de nouvelles ressources organiques » en modifiant les conditions de minéralisation. Plus le sol est argileux, plus la matière organique additionnelle se minéralise lentement et donc plus le gain de stockage est important (figure 4.4-36). Par contre on n'observe pas d'effet apparent du climat sur le stockage additionnel de C par rapport aux pratiques actuelles.

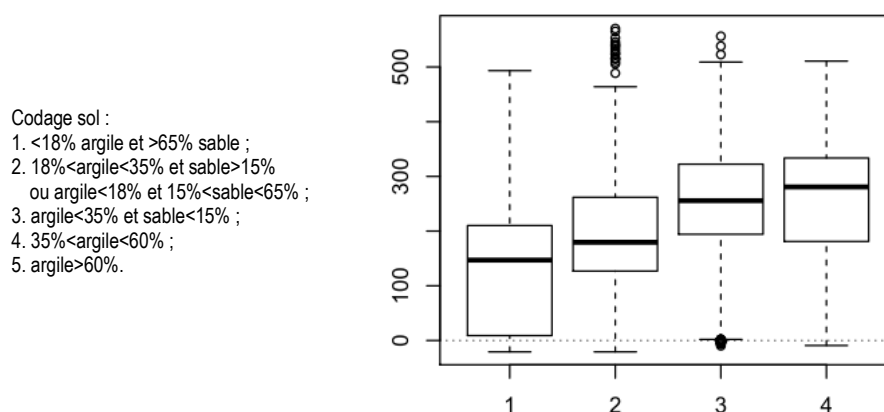


Figure 4.4-36. Stockage additionnel moyen annuel du scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » (kg/ha/an) en fonction du type de sol

Bilan gaz à effet de serre parcellaire du scénario mobilisation de nouvelles ressources organiques

Les apports supplémentaires d'azote liés à l'épandage de nouvelles ressources organiques conduisent à une augmentation des émissions directes de N₂O, ainsi que des pertes par volatilisation et surtout par lixiviation, ceci alors que la fertilisation azotée minérale a été ajustée à la baisse pour tenir compte de ces nouveaux apports. Cela peut s'expliquer par des modalités et dates d'apport plus contraintes et une dynamique de l'azote moins facilement ajustée aux besoins des plantes. Le bilan GES parcellaire reste tout de même plus favorable que celui des pratiques actuelles du fait du stockage additionnel de C (Tableau 4.4-5).

Tableau 4.4-5. Décomposition du bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » (NRO).

Ce bilan « sol » sur l'horizon 0-30 cm ne tient pas compte des émissions de CO₂ par les engins agricoles et des émissions induites liées à la fabrication des engrais. Il ne tient pas compte de la correction expliquée dans le paragraphe précédent afin d'être homogène avec celui calculé pour les autres pratiques. Un bilan plus complet incluant ces postes est présenté dans l'Annexe IV. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

	Emissions N ₂ O directes kg N-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kg N-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kg N-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kg CO ₂ eq/ha/an	C stocké kg CO ₂ eq/ha/an	Bilan kg CO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario NRO et les pratiques actuelles	+0.20	+0.70	+20	+165	-855	-690

4.4.2. Résultats en prairie permanente

4.4.2.1. Stocks et variation de stocks sous l'effet des pratiques actuelles

4.4.2.1.1. Stocks de carbone actuels

La figure 4.4-37 représente le stock de C du sol (en t de C par ha pour l'horizon 0-0,3 m) initial des simulations dans les sols couverts par des prairies permanentes à la résolution des unités pédoclimatiques. Les stocks sont

plus élevés en zones montagneuses (Alpes, Pyrénées, Massif-Central, Jura, Vosges) du fait de l'effet du climat montagnard (température faible et pluviométrie élevée avec périodes d'anoxie peu favorables à la minéralisation du carbone du sol).

En moyenne, le stock de C dans l'horizon 0-30 cm des UPC simulées est de 69 tC/ha sous prairie permanente. Cette valeur est inférieure à celle rapportée dans la section 3.5 pour l'ensemble des sols de prairies permanentes (84,6 tC/ha). Cet écart provient probablement du fait que les UPC majoritairement agricoles ayant donné lieu à des simulations n'intègrent pas certaines prairies à stocks élevés. Par ailleurs, il existe une incertitude sur ces valeurs de stocks qui peuvent influencer sur les évolutions tendancielle de stocks ; c'est pourquoi les simulations ont aussi été réalisées avec les valeurs minimales et maximales de stocks de C sur chaque UPC, afin de s'assurer de la robustesse des résultats.

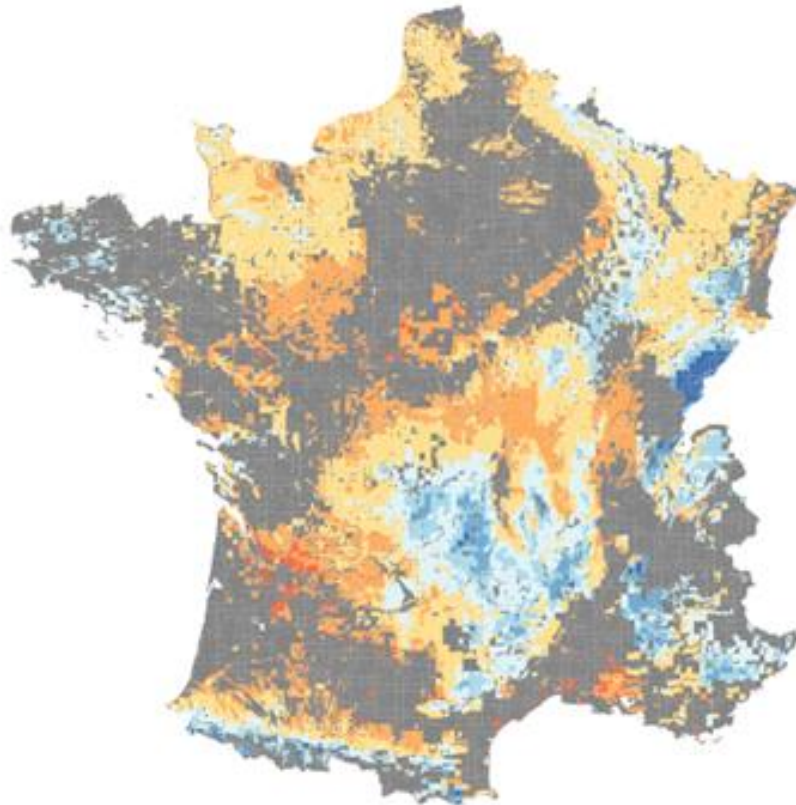
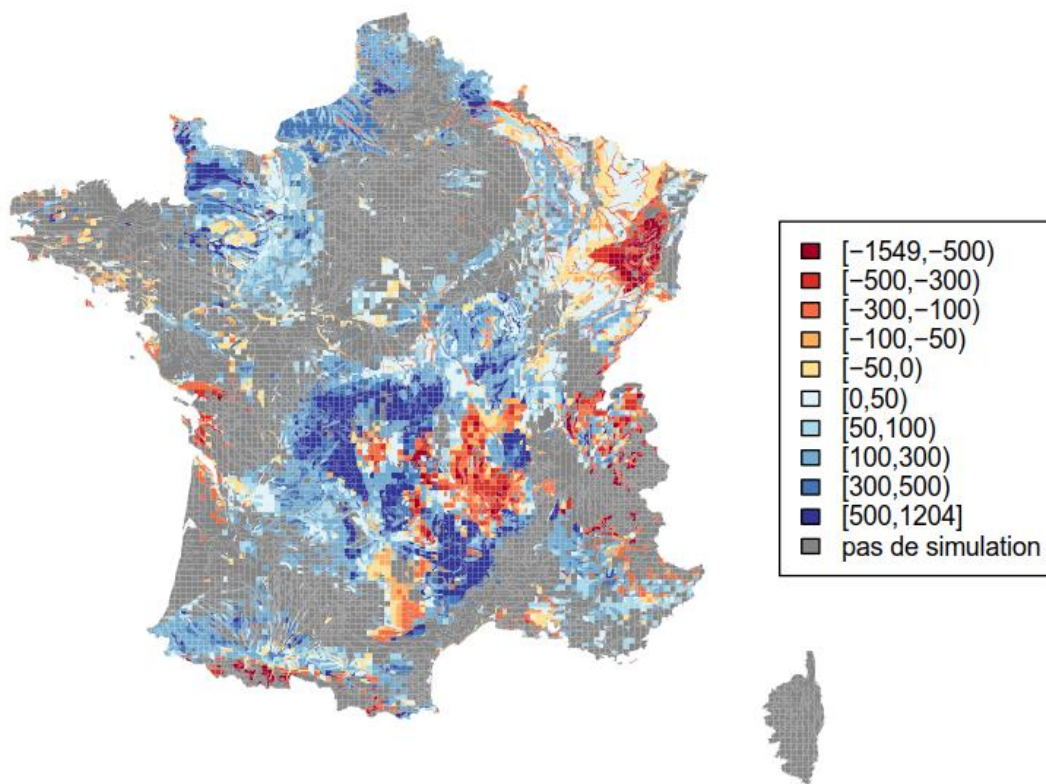


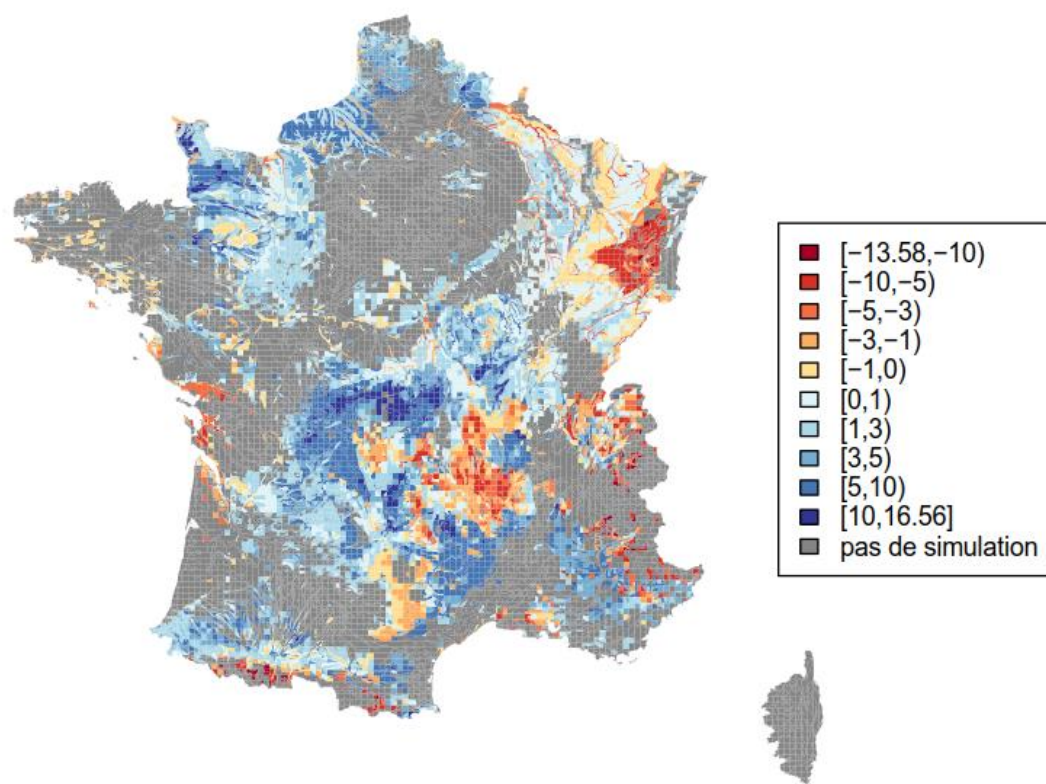
Figure 4.4-37. Stocks de C du sol, en tC/ha sur l'horizon 0-30 cm, sous prairies permanentes dans les UPC simulées. Stocks de C adaptés des données InfoSol (légende voir figure 4.4-1)

4.4.2.1.2. Variation annuelle du stock de carbone sous l'effet des pratiques actuelles

Les figures 4.4-38 a et b représentent la variation annuelle moyenne sur 30 ans et sur l'horizon 0-0,3 m des stocks de carbone sous prairies permanentes productives (type 4, voir section 4.3) et prairies peu productives type landes et parcours (type 1) simulées à l'échelle de l'unité pédoclimatique. La figure 4.4-39 représente l'histogramme de ces variations pour les 32 847 systèmes simulés. La gamme de résultats est très large puisque le taux de variation annuelle du stock de C s'étend de -1 549 kgC/ha/an à +1 204 kgC/ha/an, équivalent à un intervalle de -13,58%/an à +16,56%/an, avec une classe modale comprise entre 0 et +100 kgC/ha/an.



a. Stockage annuel absolu (kgC/ha/an)



b. Stockage annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-38. Carte du stockage de carbone annuel (a) absolu et (b) relativement au stock de C initial sur l'horizon 0-0,3 m pour les prairies permanentes simulées sur 30 ans avec PaSim

En pondérant la valeur estimée pour chaque prairie permanente par sa surface, on estime un stockage national moyen de **+212 kgC/ha/an** sur l'horizon 0-0,3 m, soit **+ 2,9‰/an**. On peut distinguer les deux types de prairies simulées : les prairies permanentes productives stockent +189 kgC/ha/an en moyenne avec un écart-type de 348 kgC/ha/an, tandis que les prairies peu productives (landes, parcours...) stockent +396 kgC/ha/an avec un écart-type de 424 kgC/ha/an (tableau 4.4-6). Le stockage est plus fort sur les prairies peu productives (landes, parcours...) grâce au mode d'exploitation en pâturage très extensif, ce qui est cohérent avec la bibliographie (voir section 3.7).

Plusieurs zones sont en situation de déstockage : les Vosges, la Charente-Maritime, les hauteurs des Pyrénées, une partie des Alpes et du Massif-Central. A l'inverse, le stockage est important sur la côte de la Manche et sur une partie du Massif-Central. Le déstockage dans les Vosges, les Alpes et la Charente-Maritime semble être indépendant du mode d'exploitation et plutôt déterminé par un stock initial très élevé (voir section 3.5).

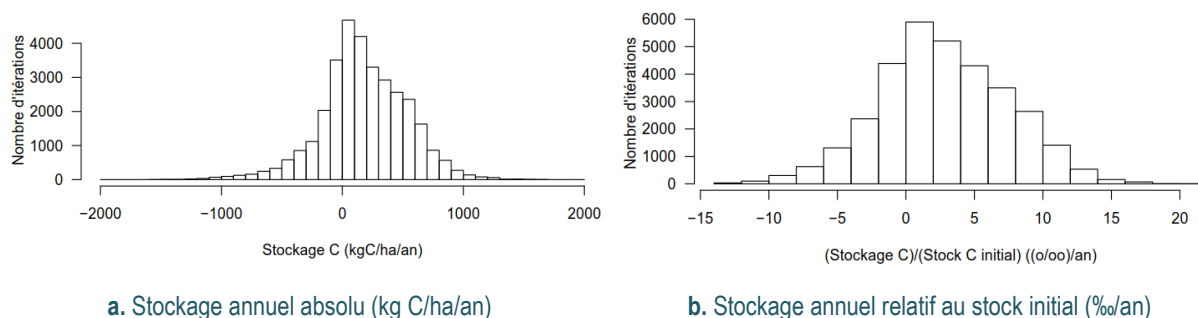


Figure 4.4-39. Variation moyenne annuelle du stock de C (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m pour les 32 847 prairies permanentes simulées sur 30 ans avec PaSim

Tableau 4.4-6. Variation moyenne annuelle du stock de C (moyenne nationale pondérée par la surface de chaque situation) sur l'horizon 0-0,3 m et sur la profondeur de sol pour les prairies permanentes productives (type 4) et peu productives (type 1)

	Sur l'horizon 0-0,3 m			Sur la profondeur du sol		
	Types 1 et 4	Type 1	Type 4	Types 1 et 4	Type 1	Type 4
Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kg/ha/an)	+ 212 (± 353)	+ 396 (± 424)	+ 189 (± 348)	+ 292 (± 528)	+ 455 (± 596)	+ 272 (± 525)
Variation moyenne annuelle relative du stock de C (‰/an)	2.9	4.6	2.6	2.7	4.3	2.5

Comme observé pour les grandes cultures et prairies temporaires (voir section 4.4.1.1.2), lorsque le stock de C initial est élevé la tendance va au déstockage de C sur les prairies permanentes productives de type 4 (Figure 4.4-40). Cette tendance n'est pas visible sur les prairies permanentes peu productives de type 1.

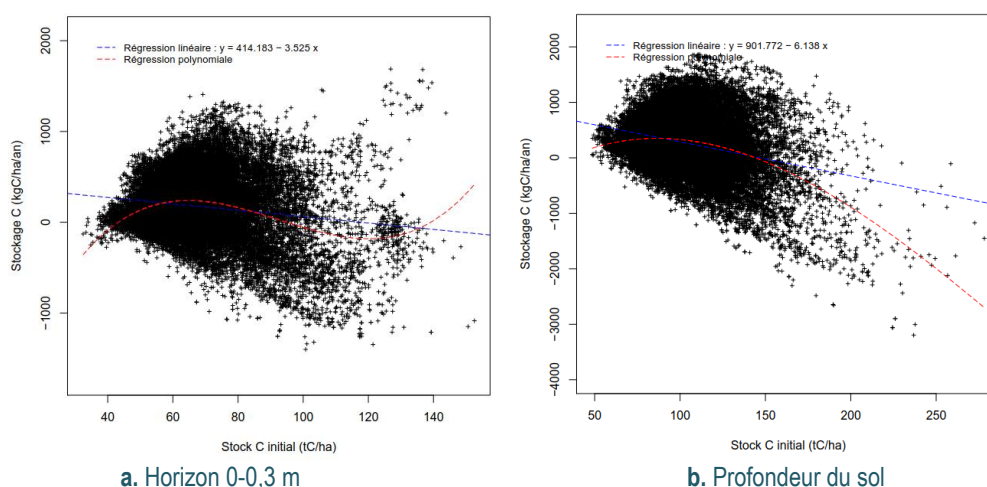


Figure 4.4-40. Variation annuelle du stock de C (en kg C/ha/an) sous prairie permanente productive (type 1) en fonction du stock de C initial (a) sur l'horizon 0-0,3 m et (b) sur la profondeur du sol.

Influence de la texture du sol et du pH

On observe peu d'effet de la texture du sol et du pH sur le stockage de C (figures 4.4-41 et 4.4-42).

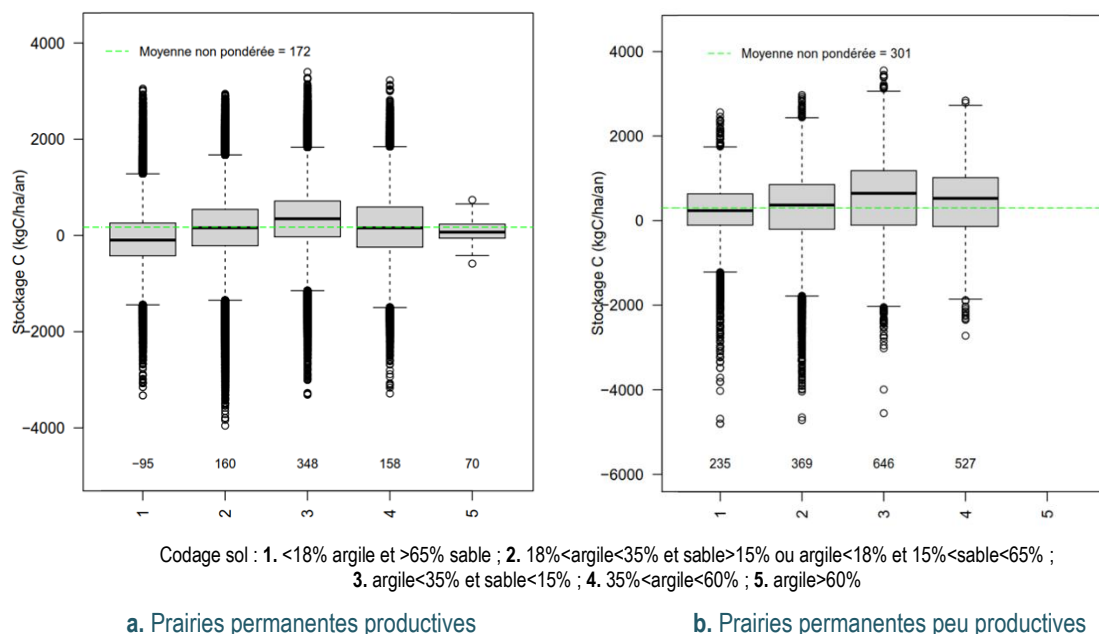


Figure 4.4-41. Effet du type de sol sur le stockage de C (kg/ha/an) des prairies permanentes (a) productives et (b) peu productives

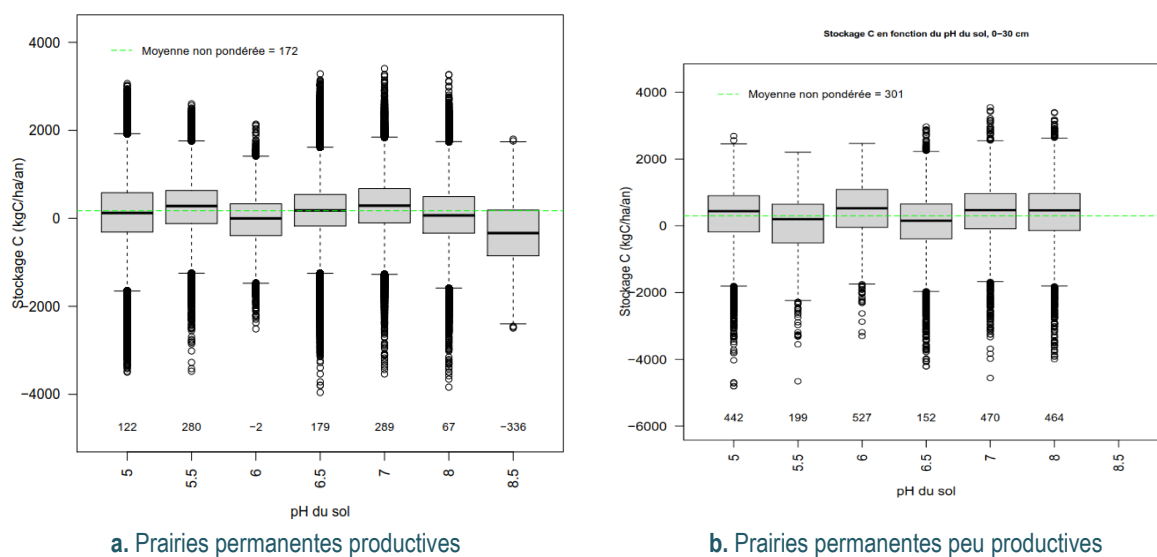


Figure 4.4-42. Effet du pH sur le stockage de C (kg/ha/an) des prairies permanentes (a) productives et (b) peu productives

Influence du climat

Les climats extrêmes (type 1 montagnoux et type 8 méditerranéen franc) semblent avoir un effet négatif sur le stockage de C sous prairie permanente productive (Figure 4.4-43). L'hypothèse la plus probable est que la production de biomasse est impactée par ces climats limitant le retour de C au sol. Les prairies permanentes non productives semblent moins sensibles à l'effet du climat.

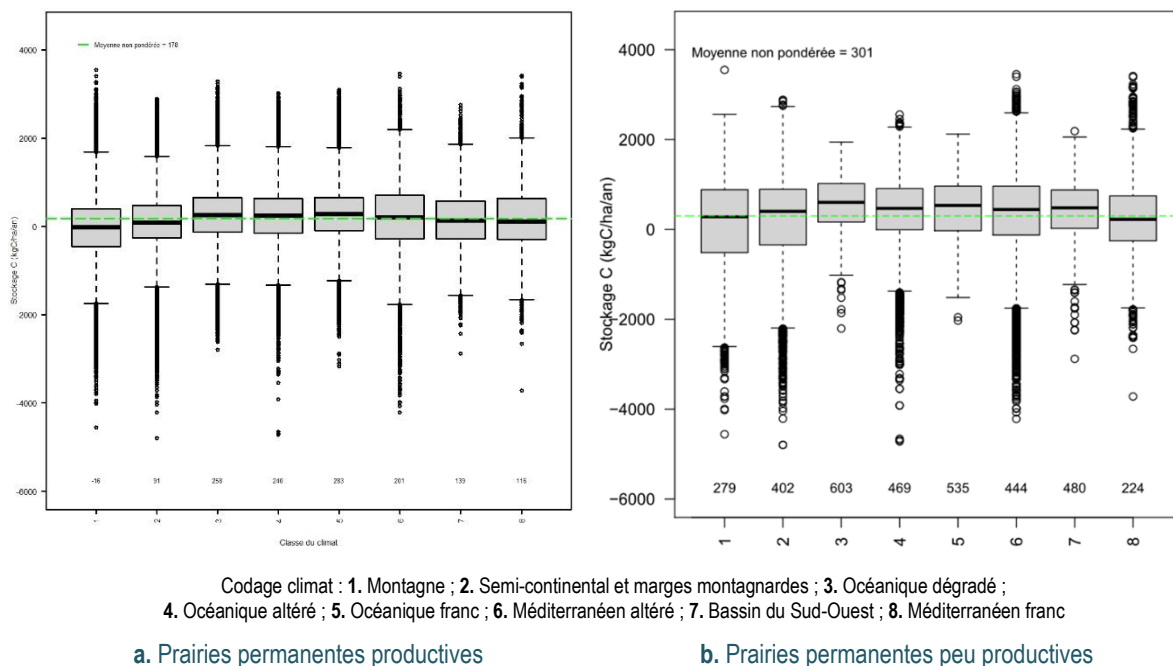


Figure 4.4-43. Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kgC/ha/an) dans l'horizon 0-30 cm des prairies permanentes (a) productives et (b) peu productives en fonction du type de climat

Influence de la production de biomasse

L'analyse des relations entre la productivité primaire nette (NPP : Net Primary Production) et la variation du stock de C du sol révèle une relation lâche entre ces deux variables (Figure 4.4-44). L'interprétation proposée est que la variation du stock de C du sol dépend de la production de biomasse végétale, celle-ci étant la plus grosse source d'entrée de C dans le sol, mais que ce stockage dépend aussi de nombreux autres facteurs comme la fertilisation organique qui viennent flouter la relation.

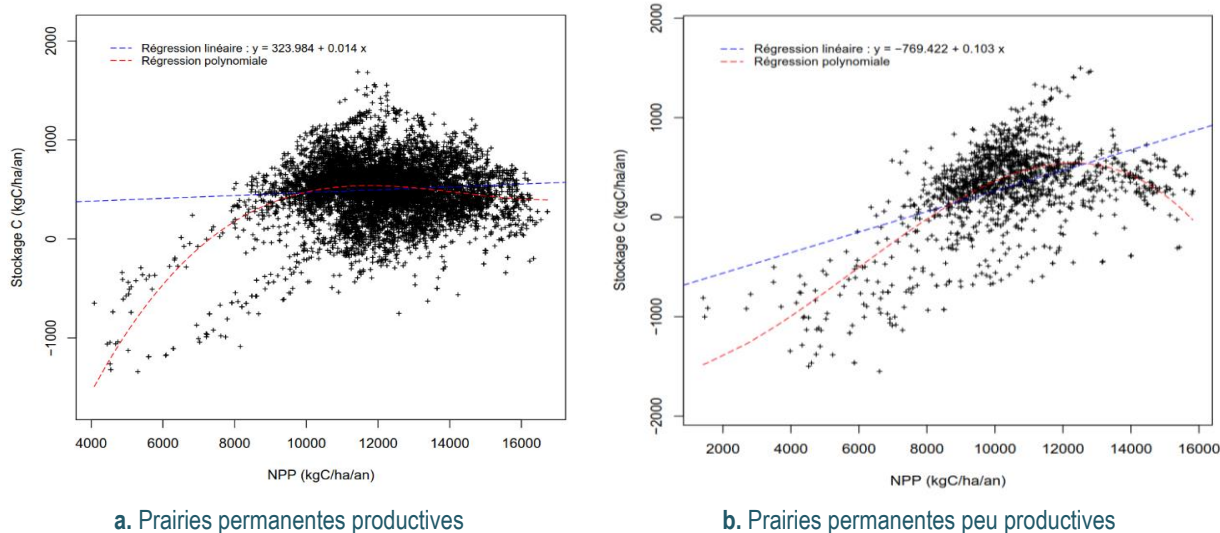


Figure 4.4-44. Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kgC/ha/an) des prairies permanentes (a) productives (type 4) et (b) peu productives (type 1) en fonction de la production primaire nette (kg C/ha/an).

Influence du mode d'exploitation

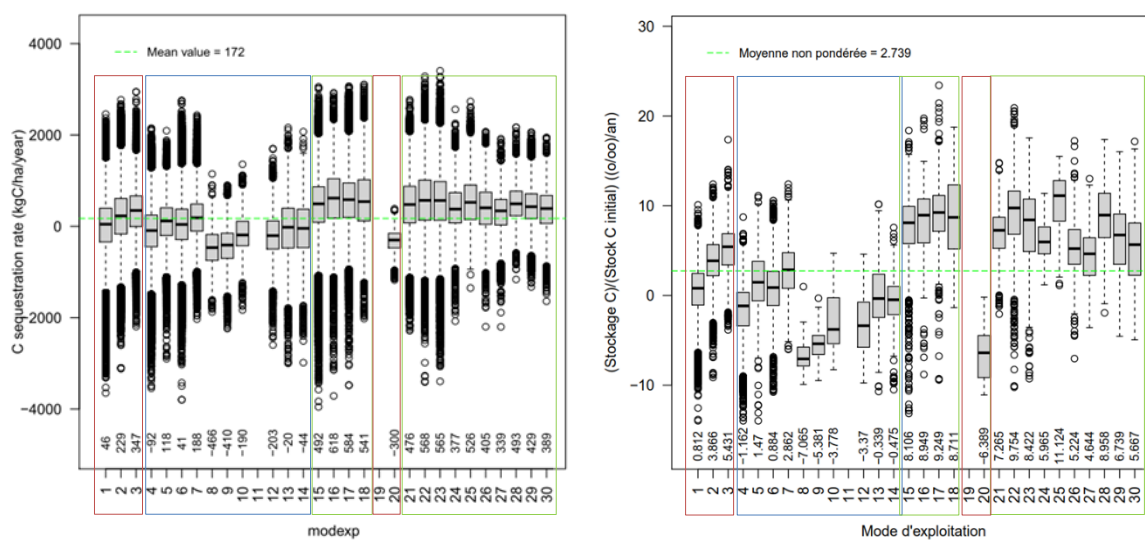
La figure 4.4-45 présente le stockage de C annuel par mode d'exploitation des prairies permanentes productives (type 4). Les taux de stockage les plus élevés sont observés pour les modes d'exploitation en pâturage uniquement

(15 à 18 et 21 à 30 ; 544 kgC/ha/an ± 285). Cet effet positif du pâturage est lié à la moindre exploitation de l'herbe qu'en système avec fauche et aux restitutions animales (féces et urines) qui conduisent à un important retour de carbone et de nutriments au sol (cf. section 3.7).

Le niveau moyen de stockage des trois modes d'exploitation a une fauche (n°1 à 3), de 46, 229 et 347 kgC/ha/an respectivement, est directement en relation avec la quantité d'azote apportée (de 0, 50 et 100 uN/ha/an respectivement).

Le niveau moyen de déstockage ou stockage des itinéraires mixtes fauche(s)-pâtures (n°4 à 14) est déterminé par l'équilibre entre nombre de fauches et niveau de fertilisation azotée. Pour les modes d'exploitation mixtes avec une fauche, alors que le mode sans fertilisation (n°4) déstocke, les modes d'exploitation avec une fertilisation de 50 à 100 uN/ha/an (n°5 à 7) ont un niveau de stockage directement lié au niveau de fertilisation. Les trois modes d'exploitation mixtes avec deux fauches (n° 8 à 10) sont déstockants. Le niveau de déstockage de ces derniers n'est significativement réduit que si un apport de 100 uN/ha/an est réalisé (n°10).

Le niveau moyen de stockage des modes d'exploitations uniquement basés sur le pâturage est déterminé par l'équilibre entre nombre de pâturages (de 4 à 9/an) et le niveau de fertilisation. Que ce soit pour les modes à 4 pâturages par an (n°15 à 18), ou pour ceux à 6, 8 et 9 pâturages par an (n°21 à 30), un premier apport de 50 kgN/ha/an a un effet significatif sur le stockage (environ +100 kgC/ha/an). En moyenne, l'apport de 50 kgN/ha/an supplémentaire ne semble pas avoir d'effet significatif. Par ailleurs, les niveaux de stockage absolu de ces différents modes d'exploitation sont relativement homogènes (autour 400 à 500 kgC/ha/an). Par contre, le niveau de stockage relatif est beaucoup plus variable (de 4 à 9%/an). Il est, par construction, dépendant du stock initial moyen présent dans les prairies concernées par ces différents modes d'exploitation. Globalement ces résultats de simulation sont cohérents avec la bibliographie qui montre un fort effet du mode d'exploitation (fauche ou pâture) et du niveau de fertilisation sur le stockage de C en prairie (section 3.7).



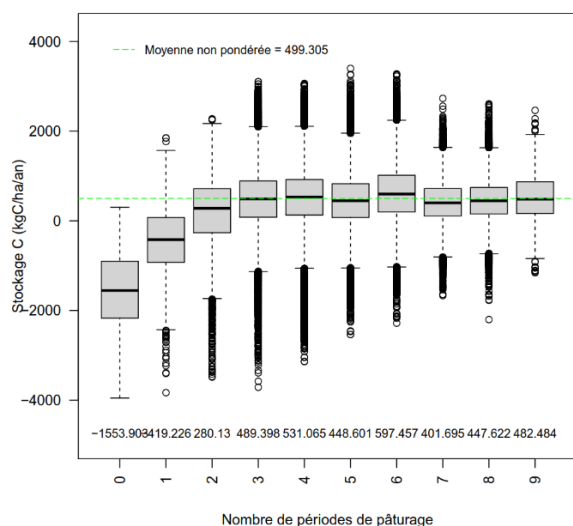
Modex 1, 2, 3, 19, 20 : Fauche exclusivement ; Modex 4 à 14 : Mixte ; Modex 15 à 18 et 21 à 30 : Pâturage exclusivement

a. Stockage annuel absolu

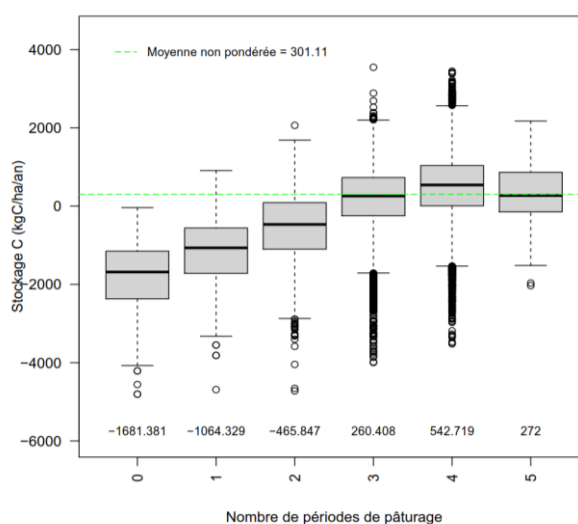
b. Stockage annuel relatif au stock initial

Figure 4.4-45. Variation annuelle du stock de C (a) absolu (kg C/ha/an) et (b) relative au stock initial (%/an) sur l'horizon 0-0,3 m en fonction du mode d'exploitation (modex) des prairies permanentes productives de type 4. Pour le détail des modes d'exploitation, voir la Figure 1 de l'Annexe V.

Les figures 4.4-46 et 4.4-47 présentent l'évolution du stockage de C annuel et de la production de biomasse (NPP) avec le nombre de périodes de pâturage annuelles. La production de biomasse augmente dans un premier temps avec le nombre d'événements de pâturage, puis à partir de trois événements de pâturage annuels, elle atteint un plateau. Le stockage de C étant fortement lié à la production primaire nette, il suit la même tendance.

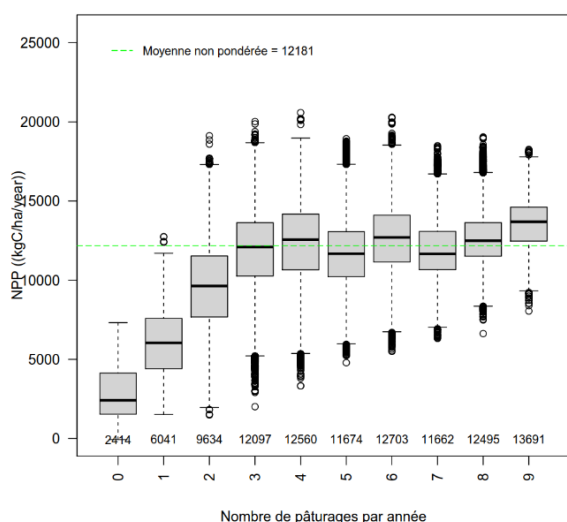


a. Prairies permanentes productives

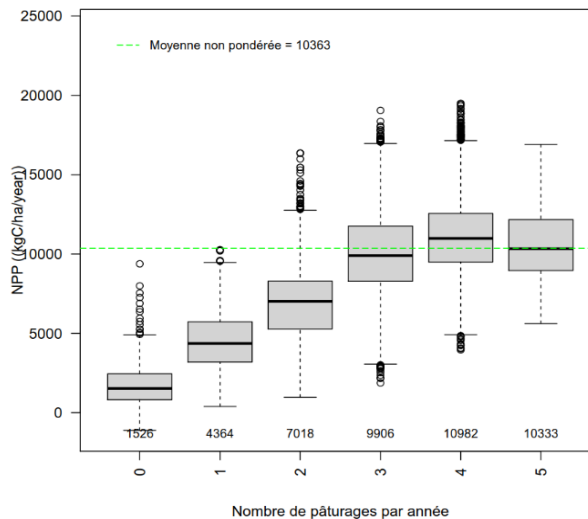


b. Prairies permanentes peu productives

Figure 4.4-46. Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kgC/ha/an) des prairies permanentes (a) productives de type 4 et (b) peu productives de type 1 conduites uniquement en pâturage en fonction du nombre de périodes de pâturage.



a. Prairies permanentes productives

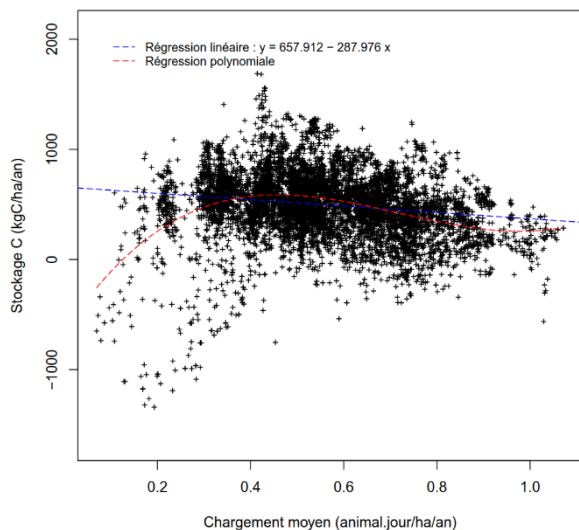


b. Prairies permanentes peu productives

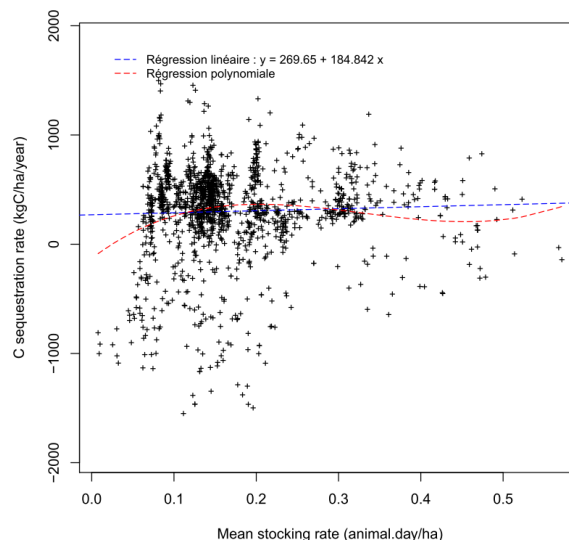
Figure 4.4-47. Productivité primaire nette (kgC/ha/an) des prairies permanentes (a) productives de type 4 et (b) peu productives de type 1 conduites uniquement en pâturage en fonction du nombre de périodes de pâturage.

En lien avec le nombre de pâturages, le chargement animal annuel influe également sur le stockage de C (Figure 4.4-48). Sur les prairies permanentes productives de type 4, il semble exister un chargement optimum autour de 0,45 UGB par jour par hectare.

Pour les modes d'exploitation conduits uniquement en fauche, il est plus difficile de déterminer une tendance en fonction du nombre de fauches étant donné qu'il n'existe qu'un mode d'exploitation présentant plus d'une fauche sur les prairies permanentes productives et qu'il est très peu représenté dans les systèmes dominants.



a. Prairies permanentes productives



b. Prairies permanentes peu productives

Figure 4.4-48. Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kgC/ha/an) des prairies permanentes (a) productives de type 4 et (b) peu productives de type 1 conduites uniquement en pâturage en fonction du chargement animal annuel (nombre d'animaux par jour et par ha).

L'apport de fertilisation azotée, qu'elle soit minérale ou organique, augmente le stockage de C (Figure 4.4-49), en cohérence avec la bibliographie (section 3.7). C'est la conséquence de l'augmentation de la production de biomasse avec la fertilisation (Figure 4.4-50) aboutissant à un retour de C plus conséquent au sol. Cependant, au-delà de 100 kgN/ha/an, la production de biomasse plafonne et par conséquent le stockage de C n'augmente plus. A ce niveau-là, la production n'est plus limitée par l'azote.

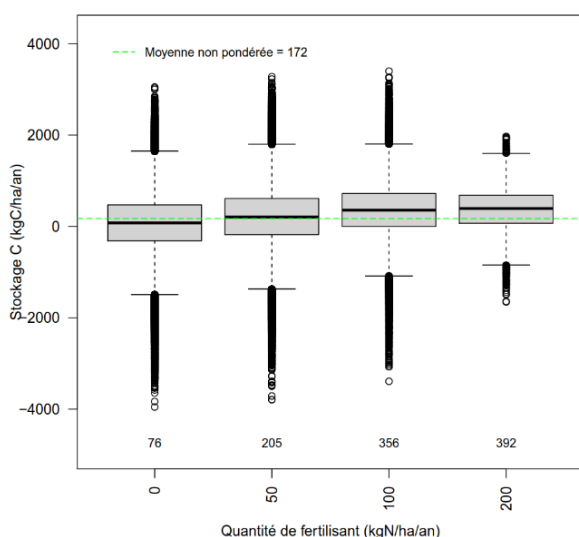


Figure 4.4-49. Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kgC/ha/an) dans l'horizon 0-0,3 m des prairies permanentes productives (type 4) tous modes d'exploitation confondus en fonction de la quantité de fertilisation azotée annuelle.

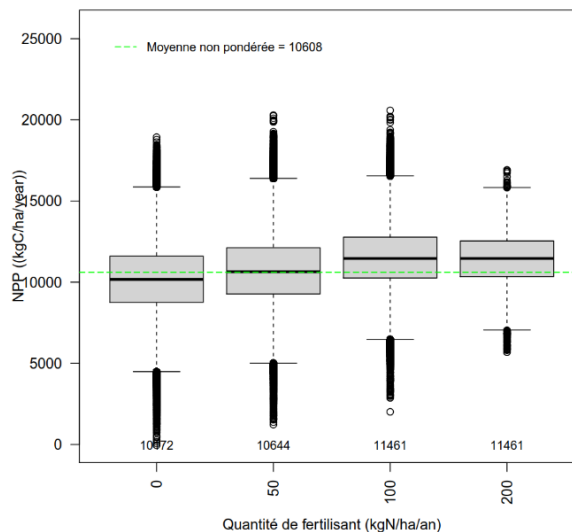


Figure 4.4-50. Production primaire nette (kgC/ha/an) des prairies permanentes productives en fonction de la quantité de fertilisation azotée annuelle tous modes d'exploitation confondus.

4.4.2.2. Scénario mettant en jeu une pratique stockante

4.4.2.2.1. Substituer du pâturage à de la fauche

La figure 4.4-51 présente le gain de stockage de C annuel sur l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Substitution fauche-pâturage ». La figure 4.4-52 représente la distribution des gains de stockage de C pour les différentes simulations de ce scénario réalisées sur PaSim. Pour mémoire ce scénario consiste à remplacer 5 modes de conduite actuellement pratiqués en prairie incluant une ou plusieurs fauches par 5 modes de conduite proches mais pour lesquels 1 ou 2 fauches ont été remplacées par du pâturage (voir annexe V, figure 1). Compte tenu des faibles surfaces concernées par les modes de conduite modifiés par ce scénario, renforcé par les choix mis en œuvre pour la modélisation (simulation des systèmes dominants), ce scénario n'est applicable que sur 1% de la surface en prairies permanentes productives simulée. Il s'applique sur des prairies du Languedoc-Roussillon, du Massif-Central et de la Basse-Normandie. Le gain de stockage de C permis par ce scénario est positif dans toutes les situations simulées avec une moyenne de **+265 kgC/ha/an soit +3,3%/an**. Ce résultat, cohérent avec la bibliographie (voir section 3.7), s'explique probablement par un accroissement des retours de C au sol, à la fois dû à une moindre exploitation de l'herbe par les animaux et au retour des fèces. A noter que les prairies concernées par ce scénario sont en situation de déstockage sous les pratiques actuelles (-411 kgC/ha/an). La substitution fauche-pâturage réduit ce déstockage (-146 kgC/ha/an au lieu de -411 kgC/ha/an) mais ne fait pas passer ces prairies en situation de stockage. Compte tenu de la très faible assiette de ce scénario, l'analyse de l'effet des facteurs pédoclimatiques sur le stockage additionnel de carbone n'a pas été réalisée.

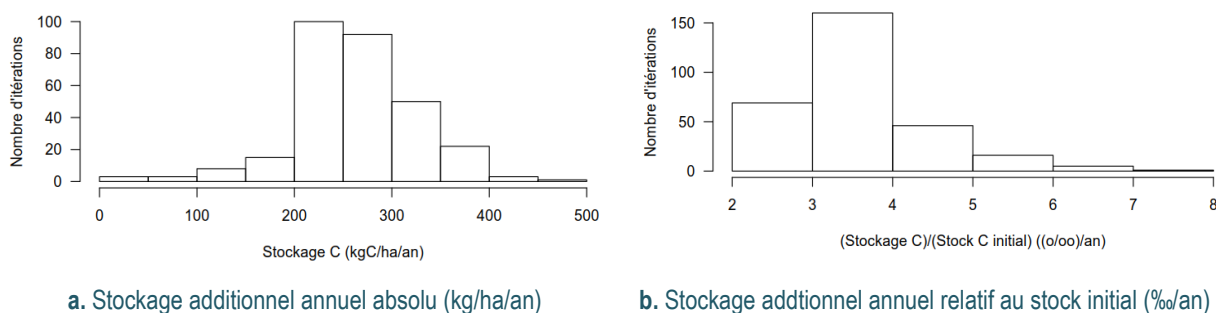
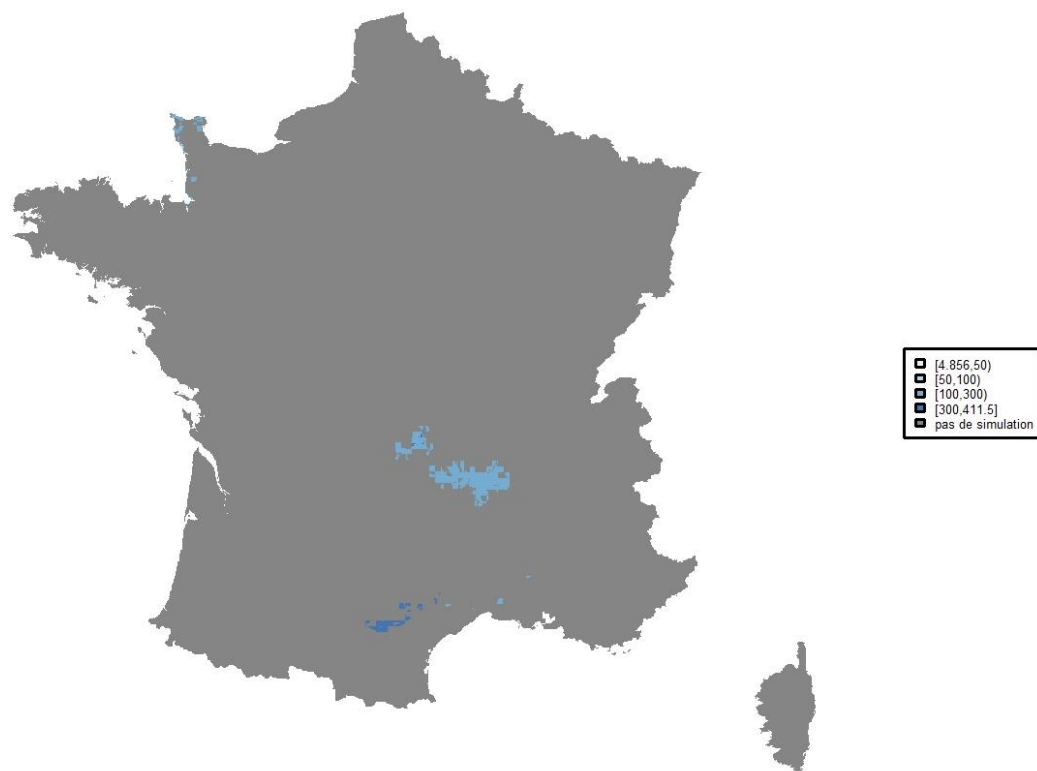


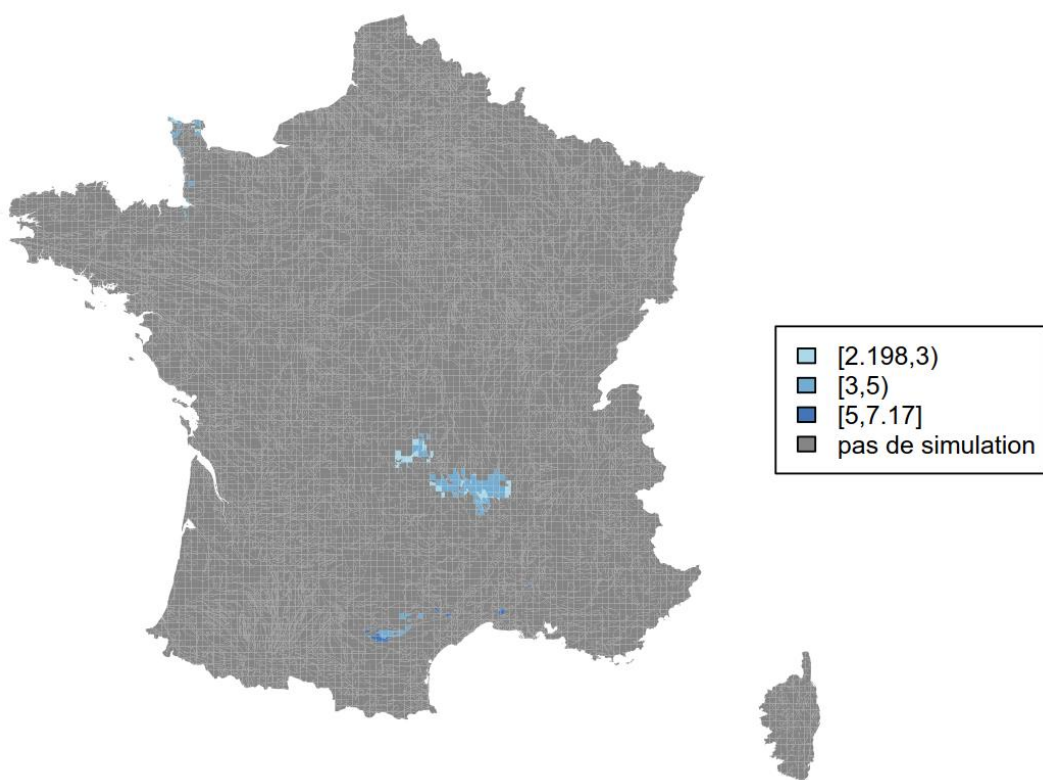
Figure 4.4.52. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Substitution fauche-pâturage » par rapport aux pratiques actuelles sur les prairies permanentes simulées par PASIM.

Le tableau 4.4-7 présente le bilan gaz à effet de serre parcellaire du scénario « substitution fauche-pâturage ». Ce scénario induit des émissions supplémentaires d'azote sous forme de N_2O et sous forme de NH_3 . Il induit également un peu de lixiviation supplémentaire de nitrates. Ces émissions accrues sont en partie explicables par les apports supplémentaires d'azote liés aux animaux au pâturage. Il en résulte des émissions de N_2O directes et indirectes supplémentaires par rapport à la ligne de base (+442 kgCO₂e/ha/an). Le gain de stockage de C dans le sol (+265 kgC/ha/an soit 973 kgCO₂/ha/an extraits de l'atmosphère) permet quand même un bilan GES parcellaire amélioré au final (531 kgCO₂/ha/an supplémentaires extraits de l'atmosphère par rapport aux pratiques actuelles).

A noter que ce bilan parcellaire, calculé de façon homogène avec celui des autres pratiques stockante, ne tient pas compte du fait que certaines émissions intervenant sur la parcelle de prairie dans le scénario « substitution fauche-pâturage » intervenait en bâtiment dans le scénario de base. Une correction de ce bilan est donc nécessaire car ce scénario de réduction des fauches au profit du pâturage déplace des émissions de GES depuis les bâtiments d'élevage (stockage et épandage d'effluents) vers les parcelles de prairies. En faisant une hypothèse sur les émissions en bâtiment, le bilan GES calculé du remplacement fauche-pâturage est amélioré et passe de -531 à -684 kgCO₂e/ha/an. Ce facteur de correction est très approximatif. Il impacte le bilan GES de la pratique mais très peu les résultats agrégés au niveau France entière compte tenu de la très faible assiette de cette pratique.



a. Stockage annuel absolu (kgC/ha/an)



b. Stockage annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-51. Carte du stockage additionnel de carbone (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m produit par le scénario « Substitution fauche-pâture » pour les prairies permanentes simulées sur 30 ans avec STICS.

Tableau 4.4-7. Décomposition du bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Substitution fauche-pâture ».

Ce bilan « sol » ne tient pas compte des émissions de CO₂ par les engins agricoles et des émissions induites liées à la fabrication des engrais. Un bilan plus complet incluant ces postes est présenté dans l'Annexe V. Par convention, les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

	Emissions N ₂ O directes kg N-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kg N-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kg N-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kg CO ₂ eq/ha/an	C stocké kg CO ₂ eq/ha/an	Bilan kg CO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario et les pratiques actuelles	0.91	1.04	3.70	442 (sans correction) 289 (avec correction)	-973	-531 (sans correction) -684 (avec correction)

4.4.2.2. Augmenter modérément la fertilisation minérale azotée des prairies permanentes (hors landes/estives correspondant aux prairies de type 1)

Les figures 4.4-54 présentent le gain de stockage de C annuel permis par le scénario « Intensification modérée des prairies par un apport supplémentaire d'azote » par rapport aux pratiques actuelles sur l'horizon 0-0,3 m. La figure 4.4-55 représente la distribution du gain de stockage de C pour les différentes simulations de ce scénario réalisées sur PaSim. Pour mémoire, ce scénario consiste à apporter 50 kg d'azote supplémentaire sur des prairies n'en recevant pas ou en recevant peu (voir Figure 1 de l'Annexe VI). La surface concernée par ce scénario est importante puisqu'il concerne 58% de la surface en prairies permanentes de type 4 (prairies permanentes dites « productives »). Le gain de stockage moyen permis par ce scénario est de **+176 kgC/ha/an soit +2,1%/an**. Ce résultat est cohérent avec la bibliographie, qui relate un stockage additionnel de 0 à +300 kgC/ha/an entre une prairie permanente non fertilisée et une prairie fertilisée (Poepleau *et al.*, 2018, voir section 3.7). Le gain de stockage de C entre les prairies non fertilisées et légèrement fertilisées a aussi été observé lors de l'analyse de la variabilité des valeurs de stockage dans la ligne de base (Figures 4.4-50). Ce stockage additionnel s'expliquerait par un accroissement de la production de biomasse et des retours de C au sol (section 3.7).

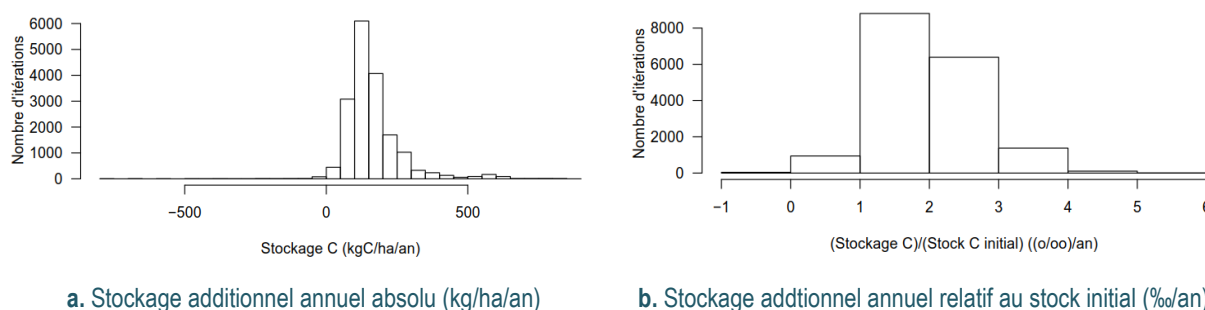
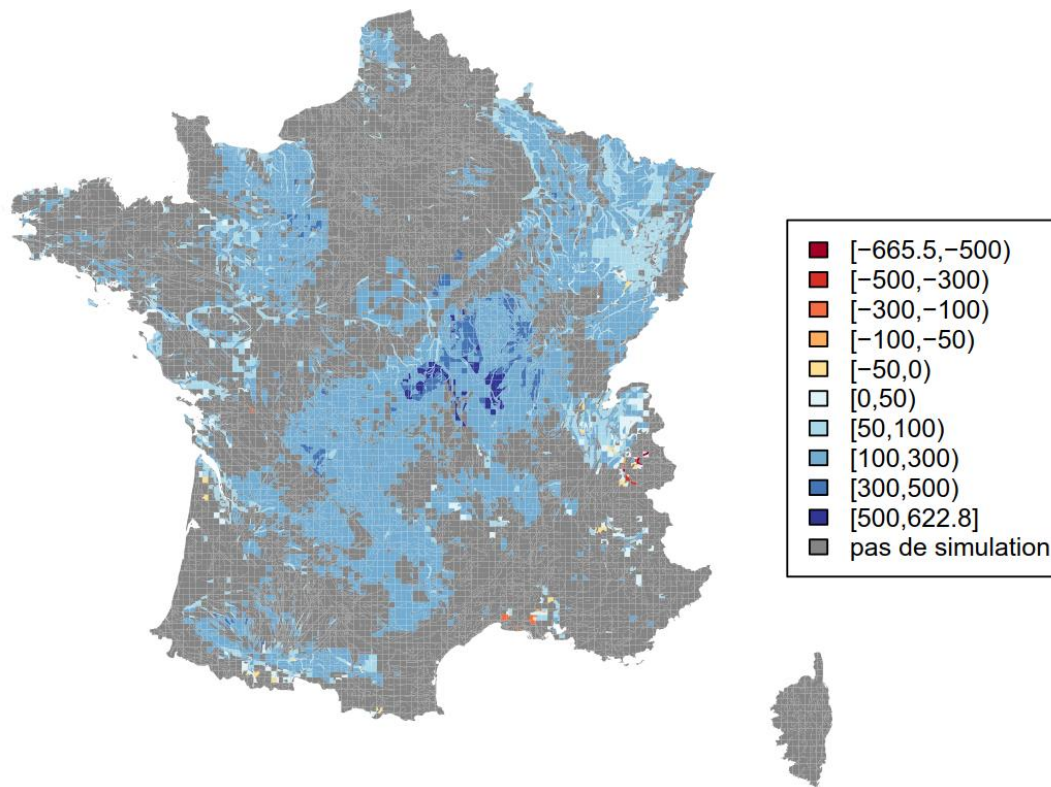
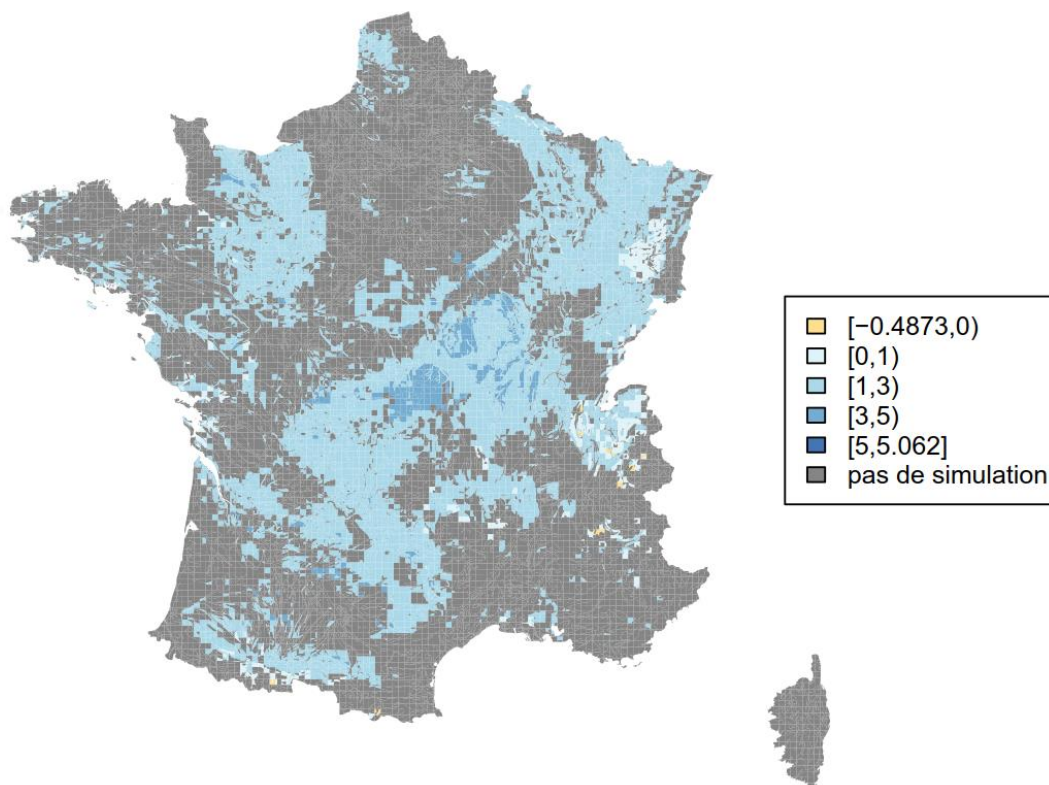


Figure 4.4-55. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Intensification des prairies par un apport supplémentaire d'azote » par rapport aux pratiques actuelles sur les prairies permanentes simulées par PASIM.

Le tableau 4.4-8 présente le bilan gaz à effet de serre de ce scénario. L'apport supplémentaire d'azote se traduit par une augmentation des émissions directes de N₂O, ainsi que des pertes par volatilisation ammoniacale et par lixiviation de nitrates. En conséquence les émissions directes et indirectes de N₂O sont fortement augmentées (+557 kgCO₂e/ha/an), ce qui contrebalance une part importante du stockage additionnel de carbone dans le sol.



a. Stockage annuel absolu (kgC/ha/an)



b. Stockage annuel relatif au stock initial (%/an)

Figure 4.4-54. Stockage de C additionnel annuel (a) absolu et (b) relatif au stock initial dans l'horizon 0-0,3 m permis par le scénario « Intensification des prairies par un apport supplémentaire d'azote » par rapport aux pratiques actuelles sur les prairies permanentes simulées par PaSim.

Tableau 4.4-8. Décomposition du bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Intensification des prairies par un apport supplémentaire d'azote ».

Ce bilan « sol » ne tient pas compte des émissions de CO₂ par les engins agricoles et des émissions induites liées à la fabrication des engrais. Un bilan plus complet incluant ces postes est présenté dans l'Annexe VI. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

	Emissions N ₂ O directes kgN-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kgN-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kgN-NO ₃ ⁻ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kgCO ₂ eq/ha/an	C stocké kgCO ₂ eq/ha/an	Bilan kgCO ₂ eq/ha/an
Différence entre le scénario et les pratiques actuelles	1.16	1.28	2.80	557	-646	-89

4.4.3. Résultats pour les pratiques stockantes pour lesquelles le stockage additionnel de carbone a été estimé d'après la bibliographie

4.4.3.1. Développer l'agroforesterie dans les parcelles cultivées

Pour estimer les potentialités de stockage de carbone liées à la plantation d'arbres dans des parcelles agricoles, nous proposons de se baser sur la valeur de Cardinael et al. (2017) d'un stockage de 250 kgC/ha/an (par hectare de SAU) pour la plantation de 75 arbres/ha sur des parcelles cultivées, sur une rotation sans prairie temporaire.

Ce stockage se décompose entre 840 kgC/ha/an sous la ligne d'arbres et d'herbacées, et 170 kgC/ha/an dans l'inter-rang. Elle correspond aux options techniques retenues. Elle ne montre pas d'inflexion sur les 30 premières années, même si, à l'instar de toutes les pratiques stockantes, un nouvel équilibre est probable à plus long terme.

Pour les rotations qui comportent des prairies temporaires, on retrace aux valeurs susmentionnées le stockage lié à l'implantation de prairies temporaires dans des rotations de cultures pures, estimé à 440 kgC/ha/an dans cette étude. Cette approximation aboutit pour ces rotations à un stockage additionnel nul dans l'inter-rang, et à un stockage de 400 kgC/ha/an sous la ligne d'arbres, soit 50 kgC/ha/an par hectare de SAU où l'agroforesterie est mise en œuvre. Le stockage sous la ligne d'arbres est plus faible que sur des rotations sans prairie temporaire, car le stock initial y est plus élevé alors que le stock final est le même.

La part des grandes cultures en rotation avec des prairies temporaires est estimée à partir des surfaces des rotations dominantes dans chaque UPC pour la ligne de base (voir figure 4.3-4).

En prenant en compte le stockage additionnel moindre dans les rotations avec prairie temporaire, la moyenne nationale de stockage pour l'agroforesterie intra-parcellaire est estimée à 207 kgC/ha/an.

Le tableau 4.4-9 présente le bilan gaz à effet de serre complet du scénario « Développement de l'agroforesterie ». La mise en œuvre de cette pratique donne lieu, en plus du stockage additionnel de C dans le sol, à un stockage de C dans la biomasse ligneuse, à une réduction des émissions liées au moindre usage d'intrants sous la rangée d'arbre et à un effet de substitution (énergie et matériau) lié à l'utilisation du bois d'éclaircie et de récolte finale. Le détail des postes d'émission considérés est présenté dans l'Annexe VII. La prise en compte de ces autres postes améliore considérablement le bilan GES de cette pratique (759 kgCO₂e/ha/an extraits de l'atmosphère si on considère seulement le stockage additionnel de carbone dans le sol ; 4 633 kgCO₂e/ha/an extraits de l'atmosphère si on considère l'ensemble des postes).

Tableau 4.4-9. Bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Développement de l'agroforesterie intra-parcellaire ».

Le stockage de C considéré est celui sur 0-30 cm. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement. Ce bilan GES est calculé sur un périmètre différent de celui considéré pour les pratiques stockantes ayant donné lieu à des simulations (tableaux 4.4-2 à 4.4-5 et 4.4-7 à 4.4-8)

Emissions N ₂ O directes et indirectes	Emissions CO ₂ directes	Emissions CO ₂ induites	Stockage C dans la biomasse (kgCO ₂ eq/ha/an)	Stockage C dans le sol	Bilan
-118	-6	-450	-3 300	-759	-4 633

4.4.3.2. Planter des haies en périphérie de parcelles cultivées

En grande culture pure, la valeur de stockage de C dans le sol sous la haie est de +750 [intervalle de confiance 490-1 020] kgC/ha de haie/an pour des haies implantées sur des parcelles cultivées en grandes cultures (cf. section 3.9). On applique cette valeur aux 2 mètres d'emprise directe de la haie au sol. La valeur de stockage de C des 3 mètres de bande enherbée est approximée à une conversion culture-prairie, soit 590 kgC/ha de bande enherbée/an (voir section 3.5).

La valeur de stockage est ainsi de 650 kgC/ha de haie/an soit en moyenne 20 kgC/ha/an, variable suivant la région.

Pour les rotations qui comportent des prairies temporaires, on retranche aux valeurs susmentionnées le stockage lié à l'implantation de prairies temporaires dans des rotations de cultures pures, estimé à 440 kgC/ha/an. Cette approximation aboutit à un stockage de 220 kgC/ha de haie/an, soit 6 kgC/ha/an par hectare de SAU où les haies sont implantées.

La part des grandes cultures en rotation avec des prairies temporaires est estimée à partir des surfaces des rotations dominantes dans chaque UPC pour la ligne de base (voir figure 4.3-4).

En prenant en compte le stockage additionnel moindre dans les rotations avec prairie temporaire, la moyenne nationale de stockage de C dans le sol lié à l'implantation de haies est estimée à **17 kgC/ha/an**.

Le tableau 4.4-10 présente le bilan gaz à effet de serre complet du scénario « Implantation de haies ». Comme dans le cas de l'agroforesterie intra-parcellaire, le bilan de GES global est nettement amélioré du fait du stockage de C dans la biomasse et de sa valorisation partielle sous forme de bois énergie, conduisant à une réduction des émissions induites par effet de substitution aux énergies fossiles.

Tableau 4.4-10. Bilan Gaz à Effet de Serre du scénario « Implantation de haies ».

Le stockage de C considéré est celui sur 0-30 cm. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement. Ce bilan GES est calculé sur un périmètre différent de celui considéré pour les pratiques stockantes ayant donné lieu à des simulations (tableaux 4.4-2 à 4.4-5 et 4.4-7 à 4.4-8)

Emissions N ₂ O directes et indirectes	Emissions CO ₂ directes	Emissions CO ₂ induites	Stockage C dans la biomasse	Stockage C dans le sol	Bilan
-28	-8	-191	-893	-61	-1 182

4.4.3.3. Enherber les vignobles

Par manque d'information sur la valeur de stockage de l'enherbement en vigne, nous avons utilisé la valeur estimée dans l'Expertise INRA 2002 pour le stockage de la prairie sur terre cultivable. Le flux de stockage a été évalué à 490 kgC/ha/an à l'échelle nationale. Cette valeur est aussi cohérente avec les 500 kgC/ha/an proposés dans la partie bibliographique de cette étude et qui représentent le stockage de C des 10 premières années suivant l'implantation d'une prairie temporaire (voir section 3.8.4).

Si dans la ligne de base la vigne ne présente aucun enherbement ou un enherbement hivernal, on applique cette valeur de stockage à 2/3 de la surface de la vigne. Si dans la situation initiale la vigne présente un enherbement un rang sur deux, alors on applique la valeur de stockage à seulement 1/3 de la surface disponible.

La valeur du stockage de C de l'enherbement hivernal est déterminée sur la base de l'Étude INRA 2012 sur les cultures intermédiaires, en cohérence avec ce qui avait été fait dans l'étude INRA 2013 sur l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre. Cette valeur de 159 kgC/ha est appliquée à 2/3 de la surface de la vigne (Figure 4.4-56).

Calculés sur ces bases, le stockage additionnel permis par l'**enherbement permanent** est de 246 kgC/ha en moyenne (variable selon la situation initiale des parcelles, et donc les régions), et celui induit par l'**enherbement hivernal** de 159 kgC/ha (sans différenciation régionale).

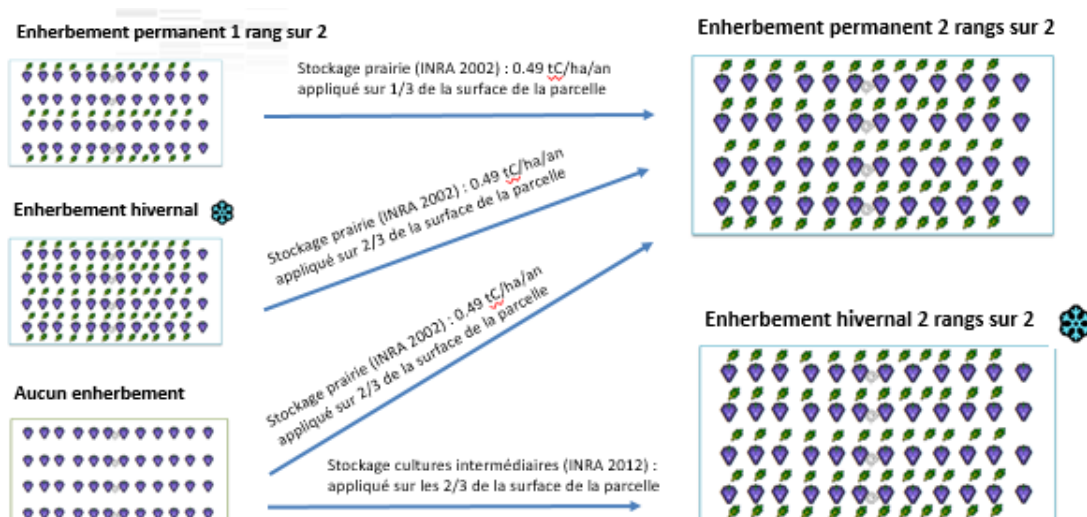


Figure 4.4-56. Modalités de calcul du stockage additionnel de carbone lié à l'enherbement du vignoble en fonction de la situation de départ (ligne de base) et de la modalité stockante choisie (enherbement permanent ou hivernal)

Le tableau 4.4-11 présente le bilan gaz à effet de serre complet du scénario « enherbement des vignes » pour les deux options (enherbement permanent et enherbement hivernal). Faut de données disponibles concernant le territoire français, l'effet de l'enherbement des vignes sur les émissions de N₂O n'a pas été pris en compte. Ne sont donc comptabilisés que le stockage de C et les émissions de GES liées aux changements de pratiques culturales et à la fabrication des engrais. Le stockage de C représente le poste le plus important pour les deux options d'enherbement. Les émissions liées à l'apport et la fabrication d'engrais azoté et au fioul consommé lors des travaux agricoles dégradent légèrement le bilan de GES de l'enherbement permanent ; l'effet est minime pour l'enherbement hivernal.

Tableau 4.4-11. Effets des deux options du scénario "Enherbement des vignobles" sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

Le stockage de C considéré est celui sur 0-30 cm. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement. Ce bilan GES est calculé sur un périmètre différent de celui considéré pour les pratiques stockantes ayant donné lieu à des simulations (tableaux 4.4-2 à 4.4-5 et 4.4-7 à 4.4-8)

	Emissions N ₂ O directes et indirectes	Emissions CO ₂ directes	Emissions CO ₂ induites	Stockage C	Bilan
	(kgCO ₂ eq/ha/an)				
Enherbement permanent	95	-7	80	-903	-737
Enherbement hivernal	-	10	3	-583	-570

4.4.4. Analyse transversale et agrégée du potentiel de stockage et des bilans gaz à effet de serre

4.4.4.1. Stockage additionnel lié à l'adoption de pratiques stockantes

Le Tableau 4.4-12 indique, par grand mode d'occupation du sol, le stockage additionnel calculé sur l'horizon 0-30 cm pour chaque pratique stockante étudiée (exprimé en kg de carbone par hectare sur lequel la pratique est mise en œuvre et par an), l'assiette correspondante (en Mha) et le stockage additionnel calculé pour la France entière (en MtC/an). Le stockage additionnel relatif (exprimé en % par an) est calculé pour chaque mode d'occupation du sol et globalement en utilisant les valeurs de stocks indiquées dans la Figure 3.5-2. La Figure 4.4-57 présente le potentiel de stockage par région, pour l'ensemble des pratiques stockantes mises en œuvre sur la totalité de leur assiette maximale technique.

Tableau 4.4-12. Stockage additionnel par pratique (horizon 0-30 cm)

	Stockage additionnel par ha d'assiette Horizon 0-30 cm kgC/ha/an	Assiette Mha	Stockage additionnel France entière Horizon 0-30 cm MtC/an	Stockage additionnel, rapporté au stock du mode d'occupation du sol correspondant ‰/an
En grandes cultures et prairies temporaires				
Extension des cultures intermédiaires	+126	16,03	+2,019	
Semis direct	+60	11,29	+0,677	
Nouvelles ressources organiques	+57	1,46	+0,084	
Insertion et allongement de prairies temporaires	+127	6,63	+0,840	
Agroforesterie intraparcellaire	+207	5,33	+1,103	
Haies	+17	8,83	+0,150	
Total grandes cultures			+4,873² (85,6%)	+5,1
En prairie permanente				
Intensification modérée	+176	3,94	+0,694	
Remplacement fauche-pâture	+265	0,09	+0,023	
Total prairies permanentes			+0,717 (12,6%)	+0,9
En vignoble				
Enherbement	+182	0,56	+0,103	
Total vignoble			+0,103 (1,8%)	+3,7
En forêt				
Pas de pratique plus stockante que les pratiques actuelles identifiées	-	-	-	-
Total forêt			-	-
Total France (hors surfaces artificialisées et divers)			5,693 (100%)	+1,8

Sur l'ensemble des surfaces agricoles et forestières considérées dans l'étude, le stockage additionnel de carbone sur l'horizon 0-30 cm permis par l'adoption des neuf pratiques stockantes retenues est de **5,693 MtC/an, soit un stockage additionnel par rapport à la ligne de base de +1,8‰ par an pour l'ensemble des surfaces agricoles et forestières (+3,2‰ pour les surfaces agricoles seules, +5,1‰ pour les surfaces en grandes cultures seules)**.

Le potentiel de stockage additionnel par adoption de pratiques stockantes se trouve très majoritairement dans les systèmes de grandes cultures, qui représentent à eux seuls 85,6% du potentiel total. Pour les grandes cultures considérées isolément, le stockage additionnel permis en supposant la mise en œuvre de l'ensemble des pratiques stockantes simultanément est de +5,1‰. Ce chiffre relativement élevé est facilité par le fait que les stocks initiaux sont bas. L'extension des **cultures intermédiaires** est le levier contribuant le plus à ce potentiel (2,02 MtC/an, soit 35% du potentiel total), du fait à la fois d'un stockage additionnel unitaire élevé (+126 kgC/ha/an) et d'une assiette importante (16 Mha). Viennent ensuite **l'agroforesterie intra-parcellaire** (1,1 MtC/an), et les **prairies temporaires** (0,84 MtC/an). Les possibilités de stockage additionnel par adoption de pratiques stockantes sont beaucoup plus faibles en prairie permanente (12,6% du total), du fait de stocks initiaux plus élevés, et d'une assiette modeste pour les pratiques stockantes étudiées, en particulier pour le remplacement de fauches par des pâturages, dont la mise en œuvre est limitée par la nécessité de constituer des réserves

² Cette valeur correspond à la somme des valeurs indiquées dans les lignes précédentes. Elle ne tient pas compte des interactions entre pratiques sur une même surface. Une simulation ayant combiné les quatre premières pratiques en grandes cultures a montré que ces interactions étaient faibles, ce qui fait que l'hypothèse d'additivité du stockage en cas de mise en œuvre simultanée des pratiques sur une même surface est acceptable. A ce stade de l'analyse, ce calcul ne tient pas non plus compte des interactions d'assiette, qui concernent principalement l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies, pratiques qui réduisent la surface cultivable, ce qui limite d'autant le stockage obtenu grâce aux autres pratiques stockantes en grande culture. Dans l'étape ultérieure d'allocation coût-efficace de l'effort de stockage, ces incompatibilités d'assiette sont en revanche prises en compte.

fourragères hivernales. Le potentiel de stockage additionnel unitaire par enherbement est significatif en vignoble (+182 kgC/ha/an) mais faible à l'échelle de la France entière du fait des faibles surfaces concernées. **Hors forêt, le stockage additionnel pour l'ensemble des surfaces agricoles (grandes cultures, prairies permanentes et vignobles) est de +3,2‰.** La cartographie du potentiel de stockage par région (Figure 4.4-57) confirme que celui-ci est élevé dans les régions de grandes cultures, intermédiaire dans les régions de polyculture-élevage, faible dans les régions très herbagères (Limousin) ou viticoles (Languedoc-Roussillon). Enfin, rappelons que l'analyse bibliographique n'a pas permis d'identifier de pratiques plus stockantes que les pratiques actuelles en forêts.

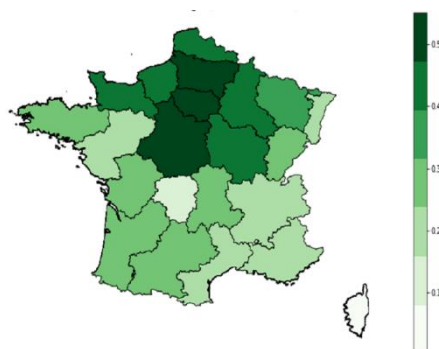


Figure 4.4-57. Potentiel de stockage additionnel par région (MtC/haSAU/an)

4.4.4.2. Evolutions tendancielle de stock et stockage additionnel

Le Tableau 4.4-13 récapitule, par grand mode d'occupation du sol, les surfaces et stocks de carbone du sol correspondants, les évolutions tendancielle de stocks en valeur absolue et relative, le stockage additionnel permis par l'adoption de pratiques stockantes, et la somme des deux. Comme indiqué dans les sections 4.1 et 4.3, la connaissance des évolutions tendancielle de stock est très incertaine, avec des divergences entre les valeurs issues de la littérature et celles simulées par les modèles, qui s'expliquent en partie par le fait que les résultats issus de la littérature intègrent l'arrière-effet de changements d'occupation du sol (retournements de prairies par exemple, qui contribuent au déstockage rapporté pour les systèmes de grandes cultures), alors que les simulations faites dans le cadre de cette étude sont réalisées sous hypothèse d'un maintien pendant 30 ans des pratiques actuelles, sans changement d'occupation du sol. La mise en regard de l'évolution tendancielle de stock et du stockage additionnel lié à l'adoption de pratiques stockantes permet cependant de comparer la contribution des grands types d'écosystèmes à ces deux composantes. Compte tenu de l'incertitude sur l'évolution tendancielle de stock, une fourchette est indiquée utilisant deux valeurs, celle issue de l'analyse bibliographique et celle issue des simulations. Pour les vignes, faute de références, l'hypothèse a été faite d'un stockage tendancielle nul. Pour les forêts, pour lesquelles il n'y a pas eu de simulations, les deux valeurs sont des estimations basse et haute issues de la littérature.

Tableau 4.4-13. Stockage tendancielle et additionnel par catégorie d'occupation du sol

	Surfaces (Mha)	Stock agrégé France entière Horizon 0-30 cm (MtC)	Stockage tendancielle Valeur littérature Valeur simulations (kgC/ha/an)	Stockage tendancielle Valeur littérature Valeur simulations* (‰/an)	Stockage additionnel relatif permis par l'adoption de pratiques stockantes (‰/an)	Stockage total (tendancielle + additionnel) en relatif Valeur littérature Valeur simulations (‰/an)
Grandes cultures et prairies temporaires	18,4	950	-170 +47	-3,3 +0,9	+5,1	+1,8 +6,0
Prairies permanentes	9,3	790	+110 +212	+1,3 +2,5	+0,9	+2,2 +3,4
Vignes	0,8	27	0	0,00	+3,7	+3,7
Forêts *	16,9	1370	+130 +420	+1,6 +5,2	-	+1,6 +5,2
Total **	45,4	3 137		0,0 +3,2	+1,8	1,8 5,0

* Pour les forêts, pour lesquelles il n'y a pas eu de simulations, les deux valeurs sont des estimations basse et haute issues de la littérature.

** Les valeurs de surfaces et de stocks agrégés au niveau France entière sont inférieures à celles indiquées dans la Figure 3.5-2 car elles n'incluent pas la catégorie "Divers".

Tous modes d'occupation du sol confondus, l'évolution tendancielle de stock se situe entre 0,0‰ (estimation basse) et +3,2‰ par an (estimation haute). La fourchette calculée est négative à légèrement positive pour les systèmes de grandes cultures et prairies temporaires, positive pour les prairies permanentes et les forêts. En ajoutant l'évolution tendancielle et le stockage additionnel permis par l'adoption de pratiques stockantes, le stockage relatif total se situe entre +1,8‰ (estimation basse) et +5‰ par an (estimation haute) pour l'ensemble des surfaces

agricoles et forestières. Il se situe entre +2,0‰ (estimation basse) et +4,8‰ (estimation haute) pour les surfaces agricoles hors forêt. **Le stockage total positif calculé sur l'ensemble des surfaces agricoles et forestières provient principalement du stockage tendanciel positif en prairie permanente et forêt et du stockage additionnel permis par l'adoption de pratiques stockantes en grandes cultures.** Ces valeurs ont été calculées sous hypothèse d'un maintien de l'occupation actuelle des sols, et sous hypothèse d'adoption de l'ensemble des 9 pratiques stockantes identifiées sur la totalité de leur assiette maximale technique, ce qui est extrêmement ambitieux. *A contrario*, ces ordres de grandeur montrent l'importance de préserver les écosystèmes prairiaux et forestiers caractérisés par des stocks importants et une variation tendancielle de stock incertaine mais positive, et dans le même temps de mettre en place des pratiques plus stockantes dans les systèmes de grandes cultures.

4.4.4.3. Contribution à l'atténuation du changement climatique des pratiques stockantes

Calculé sur l'horizon 0-30 cm, le stockage additionnel permis par l'adoption des 9 pratiques stockantes analysées représente 5,69 MtC par an. Calculé sur l'ensemble du profil de sol, moyennant un terme de passage et en excluant le semis direct, cela représente **un stockage additionnel de 8,28 MtC par an**. Le terme de passage entre le stockage additionnel sur 0-30 cm et le stockage additionnel sur l'ensemble du profil de sol a été calculé en faisant l'hypothèse que les pratiques stockantes mises en œuvre ne modifiaient pas la répartition verticale du carbone. Ce calcul surestime probablement le stockage en profondeur puisque 80% du carbone âgé de moins de 20 ans se situe dans les 30 premiers centimètres (cf. section 3.2). Dans le cas particulier du semis direct, et en accord avec la bibliographie (cf. section 3.8.1), on a considéré que le stockage additionnel sur l'ensemble du profil était nul, puisque la mise en œuvre de cette pratique aboutit principalement à une redistribution verticale du carbone.

Exprimé en CO₂ équivalent, le stockage additionnel calculé sur l'ensemble du profil représente 30,4 MtCO₂e par an. Cela équivaut à 6,6% des émissions nationales (458 MtCO₂e en 2016) et 39,6% des émissions agricoles (76,7 MtCO₂e en 2016, hors usage énergie et changement d'usage des sols).

Au-delà du stockage additionnel de carbone, les pratiques stockantes testées modifient d'autres postes d'émissions de GES, sur les parcelles où elles sont mises en œuvre, voire en amont quand elles sont associées à des modifications d'usage d'intrants. Les modifications des émissions de N₂O sur les parcelles ont été calculées à l'étape de modélisation (cf. sections précédentes), et les chiffres ont été complétés pour les postes d'émissions non renseignés par les modèles (émissions de CO₂ liées aux passages d'engins), permettant de calculer un bilan de GES parcellaire. Quelques postes majeurs d'émissions amont ou aval ont été également renseignés (émissions de CO₂ liées à la fabrication des engrais azotés pour les pratiques entraînant des modifications des doses d'engrais azoté apportées), mais sans prétendre à une analyse exhaustive des modifications de l'empreinte carbone liées à l'adoption des nouvelles pratiques.

Le Tableau 4.4-14 indique, pour chaque pratique stockante, le stockage additionnel de carbone sur l'ensemble du profil par hectare d'assiette (exprimé en kgC/ha/an, puis transformé en kg de CO₂ extrait de l'atmosphère par ha et par an avec un changement de signe), puis complète cette information par la nature et le montant des émissions liées aux autres postes du bilan de GES modifiés par l'adoption de la pratique stockante. Les deux dernières colonnes indiquent les quantités de CO₂e soustraites de l'atmosphère par la mise en œuvre des pratiques stockantes en ne considérant que le stockage de C dans le sol (avant-dernière colonne) ou le bilan de GES complet (dernière colonne). Le stockage de carbone dans le sol considéré pour le calcul du bilan de GES global est celui calculé sur l'ensemble du profil de sol.

Les résultats montrent que pour plusieurs des pratiques stockantes analysées, la prise en compte des postes d'émissions autres que le stockage additionnel de C dans les sols modifie peu la quantité de CO₂e soustraite de l'atmosphère, soit parce que l'effet stockage de C est dominant, soit parce que les autres postes d'émissions modifiés se compensent partiellement. C'est le cas de l'extension des cultures intermédiaires, de la mobilisation de nouvelles ressources organiques, de l'enherbement des vignes. Dans le cas des cultures intermédiaires par exemple, la baisse des émissions indirectes de N₂O, liée à la réduction des pertes par lixiviation de nitrate, est en partie compensée par l'augmentation des émissions de CO₂ liées aux carburants consommés pour les opérations de mise en place et de destruction du couvert.

Pour trois pratiques, agroforesterie intra-parcellaire, haies et dans une moindre mesure insertion ou allongement de prairies temporaires, la prise en compte du bilan de GES complet vient substantiellement renforcer l'intérêt de

la pratique en termes d'atténuation. Dans le cas de l'agroforesterie intra-parcellaire et des haies, cela s'explique principalement par le stockage additionnel de C dans la biomasse ligneuse et sa valorisation sous forme de bois énergie. Dans le cas des prairies temporaires, cela s'explique par la réduction des émissions indirectes de N₂O, liée à la réduction des apports d'azote (par rapport au maïs remplacé) et des pertes par lixiviation.

Enfin, pour l'intensification modérée des prairies permanentes, la prise en considération du bilan de GES complet disqualifie l'intérêt de la pratique, puisque le stockage additionnel de C est annulé quand on prend en compte les émissions additionnelles de N₂O liées aux apports d'azote et les émissions de CO₂ nécessaires à leur fabrication.

Tableau 4.4-14. Calcul du bilan de GES des pratiques stockantes (sur l'ensemble du profil de sol)

Pratiques stockantes	Stockage additionnel de C par ha d'assiette (sur tout le profil) (kgC/ha/an)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par stockage additionnel de C (sur tout le profil) (kgCO ₂ /ha/an)	Principaux autres postes d'émissions modifiés	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par les modifications des autres postes d'émissions (kgCO _{2e} /ha/an)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère tenant compte du bilan de GES complet (kgCO _{2e} /ha/an)	Assiette (Mha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par séquestration de C France entière (MtCO _{2e} /an)	CO _{2e} soustraits de l'atmosphère à l'échelle France entière en tenant compte du bilan de GES (MtCO _{2e} /an)
Extension des cultures intermédiaires	-215	-788	↗ CO ₂ carburants ↘ N ₂ O indirect	52	-736	16,03	-12,63	-11,79
Nouvelles ressources organiques*	-98	-359	↗ N ₂ O indirect (volatilisation, lixiviation) ↘ CO ₂ fabrication engrais N	35	-324	1,46	-0,53	-0,47
Insertion et allongement de prairies temporaires	-192	-703	↘ N ₂ O indirect (volatilisation, lixiviation) ↘ CO ₂ fabrication engrais N	-201	-903	6,63	-4,66	-5,99
Agroforesterie intraparcellaire	-391	-1 432	↗ Stockage C biomasse	-3 874	-5 306	5,33	-7,63	-28,28
Haies	-31	-115	↗ Stockage C biomasse	-1 121	-1 236	8,83	-1,02	-10,91
Intensification modérée des prairies permanentes	-213	-781	↗ N ₂ O direct et indirect ↗ CO ₂ fabrication engrais	791	10	3,94	-3,08	0,04
Remplacement fauche pâture	-362	-1 328	↗ N ₂ O	343	-986	0,09	-0,12	-0,09
Enherbement permanent des vignobles	-464	-1 701		167	-1 534	0,15	-0,26	-0,23
Enherbement hivernal des vignobles	-300	-1 100		13	-1 087	0,41	-0,45	-0,45

* Le bilan GES calculé pour la mobilisation de NRO tient compte du fait que les déchets verts mobilisés retournaient déjà au sol dans la ligne de base et que leur décomposition s'accompagnait d'un stockage de C et d'émissions de N₂O hors parcelle agricole, d'où des différences avec les valeurs apparaissant dans le Tableau 4.4-5.

Références bibliographiques

- Cardinael, R.; Chevallier, T.; Cambou, A.; Beral, C.; Barthes, B.G.; Dupraz, C.; Durand, C.; Kouakoua, E.; Chenu, C. (2017). Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 236: 243-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>
- Clivot, H., Mary, B., Valé, M., Cohan, J. P., Champolivier, L., Piraux, F., Laurent, F., Justes, E. (2017). Quantifying in situ and modeling net nitrogen mineralization from soil organic matter in arable cropping systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 111, 44-59. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.03.010>
- Meersmans, J., Martin, M. P., Lacarcé, E., De Baets, S., Jolivet, C., Boulonne, L., Lehmann, S., Saby, N. P. A., Bispo, A., and Arrouays, D. (2012). A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 841-851.
- Mulder V.L., Lacoste M., Richer-de-Forges A.C., Martin M.P., Arrouays D. (2016). National versus global modelling the 3D distribution of soil organic carbon in mainland France. *Geoderma* 263: 16-34. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.08.035.

4.5. Calculs réalisés pour l'estimation du coût technique des pratiques et résultats

Auteurs : Laure Bamière, Michele Schiavo, Nathalie Delame

Cette section a deux objectifs : i) apporter des précisions sur le mode de calcul des coûts techniques, en complément à l'approche globale de l'étude décrite dans la section 4.1 ; ii) présenter et comparer les assiettes et coûts techniques des pratiques stockantes étudiées. **Après avoir lu la section 4.1, le lecteur peut, s'il le souhaite, aller directement aux résultats dans la section 4.5.4.**

La section 4.5.1 rappelle les principes généraux du calcul du coût technique de mise en œuvre des pratiques stockantes. La section 4.5.2 explique en détail la méthode d'agrégation des coûts techniques, assiettes et potentiels de stockage à l'échelle régionale, selon que les pratiques font l'objet de simulations par le modèle STICS, le modèle PaSim, ou de calculs d'ordres de grandeur. La section 4.5.3 explique ensuite le mode d'estimation des marges brutes des cultures, utilisées pour calculer le coût des pratiques impliquant des substitutions de cultures ou des changements d'usages des sols, comme l'insertion de prairies temporaires, l'agroforesterie ou les haies. Enfin, les coûts techniques et les assiettes des pratiques sont analysés dans la section 4.5.4.

4.5.1. Méthode générale de calcul du coût technique des pratiques stockantes

L'estimation du coût de la mise en œuvre d'une pratique ne prend en compte que les **coûts techniques pour l'agriculteur**, c'est-à-dire les variations de dépenses et de recettes associées aux modifications induites par la pratique stockante par rapport aux pratiques actuelles. Tout comme nous avons calculé un stockage additionnel de carbone, il s'agit bien d'un coût additionnel par rapport au coût des pratiques actuelles. Ce coût peut représenter une perte (coût positif) ou un gain (coût négatif) pour l'agriculteur. Le coût technique de mise en œuvre d'une pratique est calculé à la résolution de la culture dans une région, avant d'être agrégé à l'échelle de la région.

Ce calcul du coût technique unitaire de mise en œuvre de la pratique (CP), exprimé en euros par hectare et par an, prend en compte :

- l'augmentation ou la diminution des charges variables (engrais, semences, aliments du bétail...),
- la variation des opérations culturales (ex. main d'œuvre, amortissement du matériel, carburant)
- l'augmentation ou la diminution des rendements (cultures, prairies) et donc des revenus associés,
- les pertes de revenu dues au changement d'activité (substitution de cultures par exemple),
- la création éventuelle d'un nouveau revenu (vente de bois produit en agroforesterie par exemple),
- les investissements clairement identifiés (implantation d'une haie...).

Le calcul du coût inclut les subventions lorsqu'elles sont indissociables du prix payé ou reçu par l'agriculteur (défiscalisation du prix des carburants agricoles, prix de vente du compost ne reflétant pas son coût complet de production du fait des aides et redevances pour le traitement des déchets). Il ne prend pas en compte les aides PAC, ni les subventions optionnelles souvent d'origine locale. L'évaluation du coût de mise en œuvre des pratiques n'intègre *a priori* pas les coûts supplémentaires pour la société : coûts des effets indirects sur l'environnement, coûts de transaction publics et privés (coûts d'information et de contrôle, coût de négociation...) sur lesquels on ne dispose pas d'informations fiables et complètes.

D'une manière générale, pour évaluer les coûts et les gains éventuels associés à la mise en œuvre d'une pratique, les modifications (m) engendrées par celle-ci, par rapport à la pratique de référence, sont listées. Après avoir quantifié ces modifications en unités par hectare (Q_m), un prix unitaire leur est associé (prix_m, en €/unité de m) pour calculer le coût de la pratique (CP, en €/ha/an). Selon que la modification correspond à une dépense ou à un revenu, le prix indiqué est positif ou négatif. Ainsi, si CP est positif, la pratique stockante coûte de l'argent à l'agriculteur, tandis que si CP est négatif elle génère un revenu.

$$CP = \sum_{m=1}^M Q_m * prix_m \quad \text{avec : } m \in [0, M] \text{ les modifications techniques engendrées par la pratique}$$

Pour les pratiques nécessitant un investissement initial et ayant des coûts ou des revenus non réguliers ou différés dans le temps (l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies), est calculé un coût unitaire constant qui, sur la durée de la pratique, serait équivalent pour l'agriculteur (annuité constante équivalente). Ce calcul nécessite l'utilisation d'un taux d'actualisation, pour lequel la valeur retenue est 4,5%¹.

Dans un premier temps est calculée la valeur actuelle nette associée à la pratique (VANP), ce qui permet d'obtenir l'annuité constante équivalente sur la durée de la pratique (ACEP), qu'il est possible de comparer aux coûts unitaires d'autres pratiques.

$$VANP = \sum_{t=0}^T \frac{\sum_{m=1}^M Q_{m,t} * prix_m}{(1+i)^t} = \sum_{t=0}^T \frac{CP_t}{(1+i)^t}$$

$$ACEP = VANP * \frac{i}{1 - \frac{1}{(1+i)^T}}$$

avec :

- $t \in [0, T]$ le temps et T la durée de la pratique (correspondant par exemple au temps nécessaire pour pouvoir récolter le bois en agroforesterie)
- $m \in [0, M]$ les modifications techniques engendrées par la pratique
- i le taux d'actualisation

Les calculs de coût sont effectués sous hypothèse d'un contexte technique et économique constant, correspondant à la période de référence allant de 2009 à 2013. Les assolements, taille du cheptel, rendements, prix des cultures et des intrants utilisés sont donc ceux correspondant à cette période. Pour lisser les effets interannuels, nous avons utilisé une moyenne quinquennale pour les calculs. Il s'agit d'une hypothèse forte, mais le choix d'une référence dynamique aurait nécessité d'établir une projection à 30 ans des assolements, du cheptel, des prix des facteurs de production et des produits en s'appuyant sur des projections existantes, ce qui n'était pas réalisable dans le temps imparti.

Les calculs de coût technique unitaire des pratiques stockantes nécessitent de connaître les prix des intrants et des productions agricoles, les coûts des opérations culturales, les rendements et les marges à l'hectare de certaines productions agricoles (différence entre les recettes et les dépenses pour un hectare de production donnée). Nous avons mobilisé autant que possible les bases de données statistiques publiques. Ainsi les assolements de référence sont issus de la Statistique Agricole Annuelle (SAA), les rendements et prix de références proviennent essentiellement du Réseau d'Information Comptable Agricole (RICA) et les marges brutes des cultures ont été estimées à partir du RICA (cf. 4.5.3). Afin de valoriser le temps de travail de l'agriculteur, l'amortissement du matériel et les dépenses en carburant, nous avons défini un parc matériel type et utilisé le barème CUMA de prestation par des tiers pour renseigner le coût à l'hectare de chaque opération culturale (cf. Annexe 4.5-1). Les sources de données sont récapitulées dans le tableau 4.1-1.

La quantification des modifications induites par la mise en œuvre des pratiques stockantes (Q_m) pour une culture dans une région, comme par exemple les variations d'apport d'engrais azotés, de rendement des cultures ou de nombre de labours, provient des simulations STICS/PaSim et/ou de calculs des experts sur la base de la littérature, selon les pratiques et ce qui est renseigné par les modèles.

Comme on l'a vu dans les sections 4.1 et 4.3, STICS ne simule pas toutes les cultures recensées dans la Statistique agricole annuelle (SAA), ce qui pose un problème pour le calcul des coûts de mise en œuvre, différents a priori d'une culture à l'autre, les cultures n'ayant pas les mêmes itinéraires techniques, les mêmes prix de vente ni les mêmes marges. Pour pouvoir extrapoler les modifications induites par les pratiques stockantes aux espèces non simulées par STICS, et réaliser les calculs de coût pour toutes les cultures, nous procédons comme suit :

- Les cultures recensées dans la SAA mais non simulées par STICS sont associées à une culture paramétrée dans STICS quand c'est possible (par exemple, blé dur, orge, avoine, seigle et méteil sont associés au blé tendre, féverole et lupin sont associés au pois, cf. tableau 4.5-1). Les cultures qui ne peuvent pas être apparentées (ex. pomme de terre) sont écartées.

¹ Le taux retenu de 4,5% est la valeur conseillée par le Centre d'analyse stratégique (devenu Commissariat général à la stratégie et à la prospective) et mentionnée par le Commissariat général au développement durable (CGDD).

- La variation du rendement d'une culture simulée par STICS (blé tendre (BT) par exemple) est appliquée (en %) à toutes les cultures qui lui sont associées (dans notre exemple : orge, avoine...).
- Le même calcul est appliqué pour les variations d'intrants, en % ou valeur absolue, selon la pertinence.
- Les modifications d'itinéraire technique non paramétrées dans STICS, ou concernant d'autres cultures, ont été renseignées par les experts.
- Pour les pertes de marge résultant de changement d'usages des sols (extension des prairies temporaires, par exemple), l'hypothèse est faite que dans chaque séquence, la culture simulée par STICS (blé tendre (BT) par exemple) est composée des cultures associées selon leurs proportions respectives dans l'assolement régional. Une marge composite de la culture STICS est ainsi calculée (cf. section 4.5.3).

Tableau 4.5-1. Cultures recensées dans la Statistique agricole annuelle (SAA) qui peuvent être associées aux cultures (ou agrégats) paramétrées dans STICS

Agrégats/cultures STICS	Cultures SAA
BT	Blé tendre, blé dur, orge et escourgeon, avoine, triticale, seigle et méteil, sorgo, autres céréales non mélangées
BS	Betteraves industrielles
Co	Colza et navette
PP	Féverole et fèves, lupin doux, pois protéagineux
Lu	Luzerne
MG	Maïs grain
MF	Maïs fourrage et ensilage
PrT	Prairie temporaire
To	Tournesol

En plus d'avoir un cheptel constant, nous avons fait l'hypothèse que les rendements en lait et en viande ne variaient pas suite à la mise en œuvre d'une pratique stockante. Ainsi, lorsque les rendements ou la production de cultures fourragères (prairies temporaires et permanentes, maïs fourrage) varie dans une région du fait d'une pratique, nous avons choisi de valoriser la perte ou le gain sur la base d'une ration de substitution, à laquelle nous associons un prix. Pour plus de détails, se reporter à la fiche de la pratique "Substituer du pâturage à de la fauche" (Annexe V).

4.5.2. Méthode d'agrégation des résultats à l'échelle régionale

Dans le processus d'agrégation, les coefficients de pondération sont tous basés sur les surfaces. C'est pour cette raison que la méthode d'agrégation régionale, et donc le contenu de cette section, concerne aussi bien les assiettes maximales techniques des pratiques stockantes, que les variables de sortie des simulations STICS et PaSim (stockage de carbone, fertilisation azotée, niveaux de production, etc.) et les coûts des pratiques.

4.5.2.1. Détermination des assiettes maximales techniques (AMT) destinées au modèle BANCO

Dans le modèle BANCO, qui sera utilisé dans la section 4.6 pour l'allocation coût efficace de l'effort de stockage, l'AMT par (culture, pratique, région) correspond à la part de la surface régionale de cette culture (en ha), issue de la Statistique Agricole Annuelle (SAA), sur laquelle la pratique stockante peut techniquement être mise en œuvre. Comme nous l'avons vu, c'est la moyenne quinquennale 2009-2013 des surfaces SAA sert de base pour le calcul des AMT, afin de lisser les effets conjoncturels d'une année à l'autre.

La détermination des assiettes maximales techniques régionales peut suivre deux types de méthode selon que la pratique fait l'objet de calculs d'ordre de grandeur (ex : agroforesterie, enherbement des vignoble) ou de simulations STICS/PaSim (ex : extension des cultures intermédiaires, remplacement fauche-pâturage). Dans le premier cas, les assiettes sont calculées par les experts. Les surfaces SAA des cultures éligibles à la pratique sont d'abord retenues. Ensuite, des critères techniques comme la profondeur du sol, la taille des parcelles ou le volume de la réserve utile sont introduits pour réduire les surfaces théoriquement éligibles aux surfaces dans lesquelles on peut techniquement mettre en œuvre la pratique stockante. Dans le deuxième cas, on applique les critères techniques

d'éligibilité aux unités de simulation des modèles, c'est-à-dire aux séquences dominantes des UPC. C'est ce qui permet de sélectionner les unités de simulation de la ligne de base qui sont éligibles à la pratique stockante, et pour lesquelles le potentiel de stockage additionnel sera ensuite simulé. Pour obtenir l'AMT régionale, nous devons appliquer un coefficient d'extrapolation.

En effet, si on fait la somme des surfaces simulées d'une culture donnée sur toutes les unités de simulation de la ligne de base à l'échelle régionale, on a un décalage par rapport à l'assolement régional issu de la SAA. Ce problème de représentativité va mécaniquement se répercuter sur l'assiette des pratiques faisant l'objet de simulations STICS ou PaSim. Ce problème de représentativité joue également sur l'agrégation des variables de sortie STICS et PaSim, qui concernent les modifications induites par les pratiques stockantes par rapport à la ligne de base, et pour le calcul du coût technique des pratiques, où il est important que les surfaces soient bien représentées.

Afin d'assurer la représentativité des résultats aux échelles régionales et nationales, ainsi que la cohérence entre les calculs de coûts, de potentiels et d'assiette, une procédure d'agrégation spatiale en trois étapes a été mise en œuvre. La nécessité de cette procédure est liée au fait que dans chaque UPC les modèles STICS et PaSim ne simulent que les systèmes dominants :

- Dans chaque UPC, la surface des systèmes dominants est extrapolée à la surface agricole de l'UPC (cf. section 4.5.2.2).
- Connaissant le poids de chaque UPC dans la région, une agrégation est réalisée à l'échelle régionale (sur la base des surfaces en grandes cultures pour STICS et des surfaces en prairies permanentes pour PaSim) (cf. annexe 4.5-2).
- Enfin, un facteur de correction est appliqué aux surfaces de la ligne de base pour retrouver les surfaces régionales de chaque culture issues de la Statistique agricole annuelle (cf. sections 4.5.2.2 et 4.5.2.3).

Ces trois étapes sont résumées en un coefficient d'extrapolation/de pondération, qui permet d'agrèger respectivement le stockage et le coût de chaque pratique au niveau régional, d'en calculer l'assiette, et d'alimenter le modèle d'allocation coût-efficace BANCO.

4.5.2.2. Répartition des surfaces SAA au sein des séquences STICS

Les surfaces simulées dans le plan de simulation STICS constituent un échantillon non représentatif de l'assolement français. Seules les séquences dominantes au sein d'une UPC sont choisies pour les simulations. D'un point de vue agronomique, ce choix a un impact mineur sur les sorties biophysiques des simulations (stockage de C, par exemple) puisqu'elles dépendent seulement partiellement du type de culture inséré dans les séquences. Au contraire, d'un point de vue économique, cela peut engendrer un biais sur le calcul du coût technique de mise en œuvre d'une pratique et sur son coût total.

Par exemple une même variation de rendement, que ce soit en absolu (t/ha) ou en relatif (%), n'aura pas le même coût pour l'orge ou pour le blé en raison de la différence de prix. Ou encore, dans le cas des modifications d'usage des sols (agroforesterie ou insertion de prairies temporaires, par exemple), les marges brutes dégagées par les surfaces en blé ou en orge ne sont pas les mêmes.

Pour faire face à ce problème de représentativité, il devient nécessaire d'utiliser les surfaces de la Statistique Agricole Annuelle (SAA) pour calculer le coût d'une pratique puis le coût total de l'effort de stockage. Afin de garder la cohérence avec les simulations agronomiques, à chaque séquence simulée par STICS doivent correspondre des surfaces SAA des cultures qui composent cette séquence.

Pour cela nous procédons en deux étapes détaillées ci-dessous : d'abord en appliquant un coefficient de dilatation aux séquences dominantes dans les UPC, ensuite en appliquant un facteur de correction pour obtenir l'assolement régional issu de la SAA.

- Dans une UPC, seule une part de la surface fait l'objet de simulations (puisque seules les séquences dominantes sont simulées). Pour résoudre ce premier problème, les surfaces des séquences dominantes sont « dilatées » afin

qu'elles occupent la totalité de la surface agricole de l'UPC, en respectant leurs poids respectifs au sein de l'UPC (figure 4.5-1). A la fin de cette étape, la surface dilatée de chaque agrégat au sein de la séquence peut être calculée.

$$\text{Surface dilatée de la séquence dominante 1} = \frac{\text{Surface séquence dominante 1 dans l'UPC}}{\sum \text{Surfaces séquences dominantes dans l'UPC}} * \text{Surface agricole de l'UPC}$$

Comme montré dans l'exemple ci-dessous (Figure 4.5-1), la surface de la séquence A (40 ha) et de la séquence B (30 ha) sont dilatées (114 ha et 86 ha) pour que la somme de leurs surfaces soit égale à la surface agricole de l'UPC (200 ha).

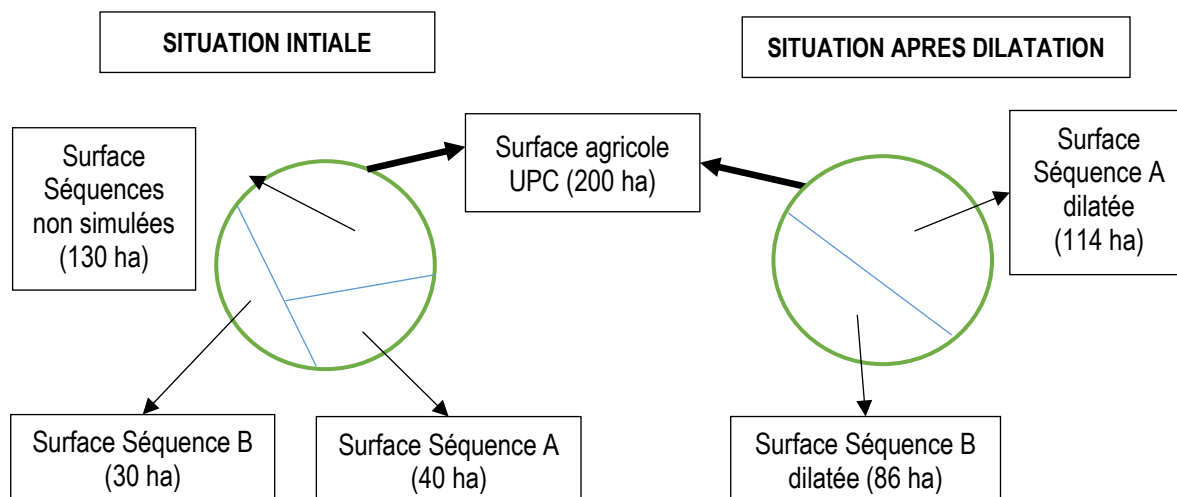


Figure 4.5-1. Illustration de la dilatation des séquences dominantes à toute la surface de l'UPC

• Une fois la dilatation faite, il est possible de calculer la surface totale régionale de chaque agrégat² STICS en sommant les surfaces (dilatées) de l'agrégat sur toutes les séquences simulées. Dans chaque séquence, les surfaces de l'agrégat sont calculées en multipliant la surface de la séquence par la proportion de l'agrégat dans cette séquence. Reste que la surface totale simulée d'un agrégat dans une région ne correspond pas à la somme des surfaces régionales SAA des cultures composant cet agrégat (voir tableau 4.5-2 ci-dessous avec les valeurs pour la France Métropolitaine). Il est donc nécessaire de modifier la surface totale simulée de l'agrégat pour la faire correspondre à la surface totale SAA en appliquant un facteur de correction (cf. ci-dessous)

Tableau 4.5-2. Illustration à l'échelle nationale de l'écart entre les surfaces simulées dilatées des agrégats STICS et les surfaces des cultures correspondantes dans la SAA.

Agrégats STICS	Surface des agrégats après dilatation (ha)	Surfaces SAA correspondantes (ha, moyenne 2009-2013)	Différence entre surfaces simulées dilatées et SAA
BS	524 292	384 917	36%
BT	7 218 986	7 617 079	-5%
Co	1 259 513	1 508 693	-17%
Lu	139 461	77 743	79%
MF	899 443	1 421 637	-37%
MG	1 590 569	1 637 860	-3%
PH	984	Culture non disponible dans la SAA	
PP	79 597	252 858	-69%
PrT	1 758 846	3 134 955	-44%
To	532 821	721 404	-26%

² BS (Betteraves industrielles), BT (Blé tendre, Blé dur, Seigle et méteil, Orge et escourgeon, Avoine, Sorgho, Triticale, Autres céréales non mélangées), Co (Colza et navette), Lu (luzerne pour déshydratation), MF (Maïs fourrage et ensilage), MG (Maïs grain), PH (Pois d'hiver), PP (Féveroles et fèves, Pois protéagineux, Lupin doux), PrT (Prairie temporaire), To (Tournesol).

- Pour résoudre ce problème de représentativité, on calcule, à l'échelle de la région, le ratio entre la surface SAA totale des cultures qui composent l'agrégat d'une part et la surface totale simulée (et dilatée) de cet agrégat d'autre part (cf. encadré 4.5-1). On multiplie alors la surface simulée de l'agrégat dans une séquence brute après dilatation par ce ratio, pour obtenir une valeur corrigée de la surface de l'agrégat dans la séquence.

Correction de la surface de chaque agrégat dans chaque séquence simulée :

Ratio de correction : Surface régionale SAA de l'agrégat / Surface régionale simulée de l'agrégat dans la ligne de base après dilatation des surfaces

Surface corrigée de l'agrégat dans la séquence = Surface simulée de l'agrégat dans la séquence après dilatation * **Ratio de correction**

Encadré 4.5-1. Mode de calcul du ratio de correction à appliquer aux surfaces simulées sous STICS et dilatées

Prenons l'exemple fictif de l'agrégat STICS BT dans les différentes séquences brutes d'une région, et pour l'assiette d'une pratique stockante donnée (tableau 4.5-3). La surface simulée et dilatée de l'agrégat BT correspond à 395 ha au total dans l'assiette de la pratique (colonne 3). En multipliant la surface simulée et dilatée de l'agrégat BT dans une séquence brute par le ratio de correction, on obtient la surface corrigée de BT dans cette séquence brute (colonne 4). Au niveau régional cela nous donne ainsi 418 ha de BT dans l'assiette de la pratique. Enfin, l'orge représentant 20% de la surface régionale SAA de l'agrégat BT, on en déduit la part de l'orge dans l'assiette régionale de la pratique, soit 84 ha dans notre exemple (colonne 6). Et on procède de même pour le blé (colonne 5). Dans notre exemple fictif, les surfaces en blé tendre et en orge de la région ne sont pas toutes éligibles à la pratique stockante. C'est pourquoi l'assiette de la pratique pour le blé tendre (334 ha en colonne 5) est inférieure à la surface SAA du blé tendre (400 ha).

Tableau 4.5-3. Exemple fictif de la correction de la surface de l'agrégat BT, pour l'assiette d'une pratique stockante dans une région donnée.

Surface régionale SAA blé tendre = 400 ha (80% de « BT »)					
Surface régionale SAA orge = 100 ha (20% de « BT »)					
Surface régionale SAA blé tendre + orge (« BT ») = 500 ha					
Surface régionale simulée BT (ligne de base, après dilatation) = 473 ha					
Ratio de correction (Surface régionale SAA « BT » / Surface régionale simulée BT) = 500/473					
SEQUENCES FAISANT PARTIE D'UNE ASSIETTE STICS D'UNE PRATIQUE STOCKANTE					
1	2	3	4	5	6
Séquences brutes de la région	Agrégat	Surface simulée de l'agrégat (BT) dans la séquence brute après dilatation	Surface de l'agrégat (BT) dans la séquence après application du ratio de correction SAA/simulé	Surface blé tendre dans la séquence après application du ratio de correction SAA/simulé	Surface orge après application du ratio de correction SAA/simulé
BT	BT	110 ha	110 ha * (500/473) = 116 ha	(116 ha * 80%) = 93 ha	(116 ha * 20%) = 23 ha
BT-BS	BT	87 ha	92 ha	74 ha	18 ha
BT-BT-BS	BT	22 ha	23 ha	19 ha	5 ha
BT-BT-BS-BT-BS	BT	36 ha	38 ha	30 ha	8 ha
BT-BT-BS-BT-Co	BT	20 ha	21 ha	17 ha	4 ha
BT-BT-BS-BT-Co-BT-PP	BT	57 ha	60 ha	48 ha	12 ha
BT-BT-BS-BT-PP	BT	35 ha	37 ha	30 ha	7 ha
BT-BT-BS-BT-To	BT	28 ha	30 ha	24 ha	6 ha
Total		395 ha	418 ha	334 ha	84 ha

4.5.2.3. Répartition des surfaces SAA au sein des séquences PaSim

En cohérence avec la répartition des surfaces SAA au sein des séquences STICS, la surface SAA de la prairie permanente (Prairies naturelles ou semées depuis plus de 6 ans) est aussi distribuée au sein des séquences simulées par PaSim.

La première étape consiste à dilater la surface des modes d'exploitation des séquences dominantes afin que leur surface occupe la totalité de la surface en prairie de type 4 de l'UPC.

Ensuite, un ratio de correction est appliqué pour que la surface totale régionale des séquences simulées dans PaSim corresponde à la surface régionale SAA de la prairie permanente (cf. encadré 4.5-2).

Application d'un ratio de correction aux surfaces de chaque mode d'exploitation au sein des séquences simulées :

Ratio de correction : Surface régionale SAA Prairie Permanente / Surface régionale simulée de la Prairie Permanente dans la ligne de base après dilatation des surfaces

Formule pour attribuer la surface à chaque mode d'exploitation pour une région donnée :

Surface corrigée du mode d'exploitation = Surface simulée du mode d'exploitation dans la séquence après dilatation * **Ratio de correction**

Encadré 4.5-2. Mode de calcul du ratio de correction à appliquer aux surfaces simulées et dilatées issues de PaSim

Tableau 4.5-4. Exemple fictif de la correction de la surface des différents modes de gestion de la prairie permanente, dans une région donnée.

Surface régionale SAA de la Prairie Permanente : 71 494 ha		
Surface régionale simulée PaSim (Tous les modes d'exploitations de la ligne de base, après dilatation) : 54 287 ha		
Ratio Surface régionale SAA Prairie Permanente / Surface régionale simulée PaSim = 71 494 ha / 54 287 ha		
Modes d'exploitation dans la région qui sont des points de départ d'une pratique stockante (ex. 1 → 2)	Surface du mode d'exploitation après dilatation de la surface des modes d'exploitation sur toute la surface « prairie 4 » de l'UPC	Surface de chaque mode d'exploitation dans la séquence après application du ratio de correction SAA/simulé = AMT BANCO
1	13 891 ha	13 891 ha * (71 494 / 54 287) = 18 294 ha
2	6 426 ha	8 463 ha
4	12 872 ha	16 952 ha
10	1 487 ha	1 959 ha
11	1 702 ha	2 241 ha
12	12 ha	16 ha
Total	36 391 ha	47 296 ha

4.5.3. Calcul des marges brutes régionales des cultures

Nous avons vu dans la section 4.5.1 que, pour le calcul du coût technique des pratiques stockantes, nous tenons compte des pertes de revenu induites par les substitutions de cultures et les changements d'usage des sols. C'est le cas pour l'introduction et l'allongement des prairies temporaires au sein des séquences de grande culture, l'agroforesterie intraparcellaire et l'implantation de haies, qui impliquent une diminution des surfaces des autres cultures et par conséquent une perte de revenu associée à ces surfaces. Pour quantifier cette perte de revenu, nous utilisons la marge brute des cultures concernées.

Pour les haies et l'agroforesterie, les surfaces des cultures sont toutes réduites du même pourcentage au sein d'une région donnée. Nous estimons donc directement la marge brute de l'assolement régional (section 4.5.3.5). Dans le cas de l'extension des prairies temporaires, à la différence des haies et de l'agroforesterie, la perte de surface n'est pas uniforme pour l'ensemble des cultures de la région et l'information concernant les assolements modifiés provient des séquences simulées dans STICS. Nous avons donc besoin d'estimer la marge brute régionale des différentes cultures simulées dans STICS (cf. 4.5.3.2 et 4.5.3.3), ainsi qu'une marge brute « composite » pour l'agrégat BT qui tienne compte du poids de chacune des cultures apparentées (cf. 4.5.3.4).

4.5.3.1. Méthode générale de calcul de marges par hectare

La marge (M_i) par hectare d'une production i donnée se définit comme la différence entre les recettes (R_i) et les dépenses (C_i) pour un hectare de cette production.

$$M_i = R_i - C_i$$

Le Réseau d'information comptable agricole (RICA) collecte de nombreuses données au niveau de l'exploitation f . Pour chaque production i , on dispose du volume de production et de la superficie (dont on déduit un rendement Rdt_i), du produit des ventes en valeur et en volume (à l'aide desquels on calcule un prix P_i) ainsi qu'une recette par hectare (R_i).

$$R_i = P_i * Rdt_i$$

Estimation des dépenses affectées par culture

Par contre, les dépenses variables (C_i), détaillées par nature [engrais (W), produits phytosanitaires (X), semences (Y) et carburants (Z)] restent globales au niveau de l'exploitation agricole f et ne sont pas réparties selon les différentes productions. Il est donc impossible de calculer une marge pour chaque production à partir des données observées.

$$C_f = W_f + X_f + Y_f + Z_f$$

Les dépenses variables ont été calculées en utilisant un modèle économétrique pour répartir chaque type de dépense entre les cultures. Le modèle retenu est simple : les dépenses d'engrais (W_f) d'une exploitation agricole f dépendent des cultures et du nombre d'hectares utilisés. En retenant une forme linéaire, on suppose que les terres d'un même agriculteur sont homogènes. L'hétérogénéité des terres entre les agriculteurs est captée par le terme d'erreur e_f .

$$W_f = a_1 \cdot S_{1f} + \dots + a_i \cdot S_{if} + \dots + e_f$$

avec : W_f : dépense totale des engrais pour l'exploitation f

a_i : coût des engrais utilisés pour 1 ha de culture i

S_{if} : surface en culture i dans l'exploitation f

e_f : terme d'erreur

Les dépenses en engrais dans le RICA étant distinguées, au niveau de chaque exploitation f , entre charges affectées aux cultures non fourragères et charges affectées aux cultures fourragères, l'estimation est réalisée à partir de deux équations. La liste des cultures retenues pour chacune des deux équations est fournie dans le tableau 4.5-5:

Tableau 4.5-5. Liste des cultures retenues pour le calcul des charges en engrais affectées aux cultures fourragères et non fourragères

Charge affectée	Liste de cultures retenues
Engrais affectés aux cultures non fourragères	blé tendre, blé dur, orge, maïs grain, avoine, triticales, autres céréales, pommes de terre, betteraves, pois et fèves, tournesol, colza, autres cultures
Engrais affectés aux cultures fourragères	maïs fourrage, luzerne, prairies temporaires, prairies permanentes et autres fourrages

Ces équations sont reprises successivement pour les différentes dépenses que l'on peut affecter aux cultures :

$$\text{les dépenses en produits phytosanitaires} \quad X_f = b_1 \cdot S_{1f} + \dots + b_i \cdot S_{if} + \dots + k_f$$

$$\text{les dépenses en semences} \quad Y_f = c_1 \cdot S_{1f} + \dots + c_i \cdot S_{if} + \dots + h_f$$

$$\text{les dépenses en carburant} \quad Z_f = d_1 \cdot S_{1f} + \dots + d_i \cdot S_{if} + \dots + g_f$$

avec : b_i , c_i et d_i , le coût respectivement des produits phytosanitaires, semences et des carburants par hectare de culture i ;
et k_f , h_f et g_f les termes d'erreur associés à ces postes de dépense par exploitation.

Pour chaque culture i , la somme des dépenses affectées (Cl_i) est donc obtenue comme suit après estimation des paramètres du modèle : $Cl_i = a_i + b_i + c_i + d_i$.

4.5.3.2. Marges régionales pour les cultures non fourragères

Les cultures concernées sont les suivantes : blé tendre, blé dur, orge, maïs grain, avoine, triticale, autres céréales, pommes de terre, betteraves, pois et fèves, tournesol, colza.

Pour chacune de ces cultures i , la marge par hectare pour chaque culture (M_i) est ainsi calculée de la façon suivante :

$$M_i = R_i - Cl_i = R_i - a_i - b_i - c_i - d_i$$

Ce travail a été réalisé sur chacune des régions. Lorsque, pour une culture i , le nombre d'observations insuffisant (inférieur à 30) ne permet pas d'obtenir des estimations significatives ou bien renvoie à des valeurs négatives, la marge calculée de la région est remplacée soit par la marge de la culture i calculée au niveau national (cf. Tableau 4.5-6), soit par la marge de la culture i d'une région proche. Les corrections sont détaillées et justifiées dans l'annexe 4.5-3.

Tableau 4.5-6. Prix, rendements et marges nationaux de référence (moyenne 2009-2013) – cultures non fourragères.
(MFR : France Métropolitaine)

	Culture		Prix (€/ha)	Rendement (q/ha)	Marge corrigée (€/ha)
MFR	AUTRES_CEREALES	ACER	39,18	71,69	1 962
MFR	AVOINE	AVOI	43,56	14,86	502
MFR	BLE_DUR	BLED	53,60	22,63	435
MFR	BLE_TENDRE	BLET	72,89	17,51	723
MFR	BETTERAVE	BS	3,07	897,60	1 087
MFR	COLZA	Co	38,54	33,58	789
MFR	MAIS	MG	16,30	91,54	786
MFR	ORGE	ORGE	62,31	15,76	424
MFR	POMME_DE_TERRE	POMT	419,52	15,23	4 165
MFR	POIS	PP	21,81	38,56	674
MFR	TOURNESOL	To	37,95	22,93	474
MFR	TRITICALE	TRITICALE	49,63	16,01	538

4.5.3.3. Marges régionales pour les cultures fourragères

Pour les cultures fourragères, le RICA ne renseigne pas systématiquement les quantités produites, une grande partie de la production étant consommée sur l'exploitation, il n'y a pas d'écriture comptable. Pour la luzerne, le maïs fourrage, les prairies temporaires et les prairies permanentes, le rendement utilisé est donc celui de la Statistique Agricole Annuelle (SAA), publié par le service de statistiques du Ministère en charge de l'agriculture : moyenne du rendement Matière sèche entre 2009 et 2013.

Les prix des cultures fourragères ont été calculés, à partir du RICA, sur la base des exploitations ayant vendu une partie de leur production.

- Le prix de la luzerne pour déshydratation repose ainsi sur le prix moyen observé sur une centaine d'exploitations au niveau France.

- Un prix de l'herbe a été calculé en rapportant le produit brut valeur et le produit brut volume des productions de foin, de fourrage, et d'herbe ensilée pour les exploitations concernées par une vente de ces productions et une surface en prairies temporaires, prairies permanentes et autres fourrages artificiels.
- Le prix du maïs fourrager (PxMF) a été évalué à partir du prix du maïs grain, en reprenant un calcul proposé par l'Association des producteurs de maïs (AGPM) pour la vente de maïs sur pied à certains éleveurs (cf. annexe 4.5-4). Le produit brut maïs grain (PxMG * RdtMG) est augmenté d'une plus-value pour l'enlèvement des pailles (estimé dans l'étude à 126 euros par hectare - selon AGPM : entre 120 et 140 euros par hectare en 2014) et diminué d'une économie de frais non engagés (récolte et broyage de pailles, estimée à 161 euros - selon AGPM : entre 150 et 180 euros par hectare en 2014) et d'une économie de transport (estimée à 39 euros - selon AGPM : 40 euros par hectare en 2014). Le résultat obtenu est ensuite divisé par le rendement fourrage en tonne de matière sèche (de 15 tMS selon AGPM) pour calculer le prix du maïs fourrager en équivalent matière sèche (PxMF).

Pour chacune des cultures fourragères i , la marge par hectare (M_i) est alors calculée de façon similaire aux cultures non fourragères, en retenant les dépenses affectées C_i estimées selon la méthode décrite ci-dessus :

$$M_i = R_i - C_i = R_i - a_i - b_i - c_i - d_i$$

De façon analogue, le travail a été réalisé sur chacune des régions. Lorsque, pour une culture i , le nombre d'observations insuffisant (inférieur à 30) ne permet pas d'obtenir des estimations significatives ou bien renvoie à des valeurs négatives, la marge calculée de la région est remplacée par la marge de la culture i calculée au niveau national (cf. Tableau 4.5-7). Tel est le cas pour le maïs fourrage en Alsace et dans le Limousin, les prairies permanentes et les prairies temporaires pour les régions Centre, Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur. Pour la luzerne, le faible nombre d'observations a imposé le choix du prix et des charges au niveau national seul. La variabilité entre région est apportée par le rendement, issu de la SAA pour les cultures fourragères³.

Tableau 4.5-7. Prix, rendements et marges nationaux de référence (moyenne 2009-2013) – cultures fourragères.
(MFR : France Métropolitaine)

	Culture		Prix (€/ha)	Rendement (q/ha)	Marge Corrigée (€/ha)
MFR	LUZERNE	LU	8,35	85,26	699
MFR	MAIS_FOURRAGE	MF	9,46	125,92	527
MFR	PRAIRIE_PERMANENTE	PERM	8,35	41,90	259
MFR	PRAIRIE_TEMPORAIRE	PT	8,35	68,59	473

4.5.3.4. Calcul d'une marge « composite » pour le blé tendre simulé dans STICS (BT)

Dans le modèle STICS, le blé tendre simulé (BT) représente également le blé dur, l'orge, l'avoine, le triticale et les autres céréales. Une marge composite a donc été calculée pour chaque région, à partir des marges de chaque culture pondérées par les surfaces correspondantes de la Statistique Agricole Annuelle (moyenne de 2009 à 2013). Le tableau 4.5-8 ci-dessous illustre le calcul à l'échelle de la France, où on obtient une valeur de 657 euros par hectare pour l'agrégat BT. Les marges composites régionales ont été utilisées à chaque fois qu'un changement d'usage des sols impactait BT, comme par exemple lors de l'introduction de prairies temporaires dans les rotations. Elles sont fournies en annexe 4.5-5.

Tableau 4.5-8. Calcul d'une marge composite pour l'agrégat blé tendre (BT) de STICS

Culture	Rendement (q/ha)	Prix (€/q)	Marge (€/ha)	Marge corrigée (€/ha)	Surface retenue (ha)	Marge*Surface (€)	Marge composite BT
« Autres céréales »	39,2	71,7	1962	1962	167 665	328 919 820	661 €/ha
Avoine	43,6	14,9	502	502	88 991	44 654 944	
Blé dur	53,6	22,6	435	435	422 833	184 122 720	
Blé tendre	72,9	17,5	723	723	4 888 907	3 534 250 514	
Orge	62,3	15,8	424	424	1 663 099	704 977 421	

³ Remarque : comme pour les autres cultures fourragères, le rendement du maïs fourrage provient de la SAA pour bénéficier de la variabilité régionale. La valeur nationale, de 12,6 quintaux par hectare est inférieure au rendement utilisé pour le calcul du prix du maïs fourrage à partir du maïs grain, basé sur une logique différente (AGPM).

4.5.3.5. Marges utilisées pour l'agroforesterie et l'implantation de haies

Pour ces pratiques, le changement d'usage des sols concerne toutes les cultures de la SAA, sauf les vignes, les cultures fruitières, les surfaces en horticulture et maraîchage, et les rizières. Les arbres et les haies sont fixes et associés à des parcelles, ils ne suivent pas les cultures au cours du temps. Nous avons donc besoin d'une marge reflétant l'assolement des cultures pertinentes dans chaque région.

Les marges par culture calculées ci-dessus ne retenant pas l'ensemble des cultures, il est proposé d'utiliser l'une des marges calculées dans le RICA, au niveau de chaque exploitation : la *marge calculée végétale* (MARGV)⁴. Elle est définie comme la différence entre les produits et dépenses affectables aux productions végétales.

Les recettes comprennent : le produit brut augmenté des intra-consommations pour les végétaux, les végétaux transformés et les produits horticoles, ainsi que le produit issu des terres louées prêtes à semer. Les charges comptent : les dépenses en engrais, semences, amendements, produits phytosanitaires, eau d'irrigation, fournitures attribuées aux cultures et travaux pour cultures.

Les charges étant calculées sur l'ensemble de l'exploitation, pour limiter la prise en compte de charges pour les cultures fourragères, les valeurs sont calculées sur les exploitations sans production animale de vente. Sur ces exploitations, la surface fourragère (SFPTO) représente, en moyenne, moins de 1% de la surface cultivée totale (SAU).

Tableau 4.5-9. Marge végétale, en euros par hectare
(Champ : exploitations sans production animale de vente)

Code		Intitulé	Surface (ha)	Marge par expl.	marge €/ ha	Marge à l'hectare
Calculs pour MFR						
Spécialisation						
1500	Céréales et oléoprotéagineux	18 507 136	13 163 044 357			711
1600	Cultures générales (autres grandes cultures)	5 101 121	8 222 559 275			1 612
6184	Polyculture	1 140 188	1 925 594 297			1 689
		Ensemble "grandes cultures"	24 748 445	23 311 197 929	942	

Source : INRA, d'après le Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Réseau d'information comptable agricole 2009-2013.

Selon le tableau ci-dessus, la marge moyenne s'élève à 711 €/ha pour les exploitations spécialisées en céréales et oléoprotéagineux (COP), et plus de 1 600 €/ha pour les exploitations en autres grandes cultures ou en polyculture.

Afin de tenir compte de l'ensemble des cultures, on calcule une marge pondérée par les surfaces des exploitations correspondantes. On obtient ainsi une marge « grandes cultures » pour chaque région, que l'on propose d'utiliser pour l'ensemble des surfaces retenues dans les pratiques Agroforesterie et Haies. Par exemple, cette marge « grande cultures » est de 942 €/ha au niveau national.

Par construction, cette valeur ne tient pas compte des prairies temporaires introduites dans les rotations de « grandes cultures ». Nous avons appliqué la méthode des « marges composites » pour calculer une marge « grandes cultures, y compris prairies temporaires ». Ainsi par les simulations STICS, on peut évaluer, pour chaque région, la part des surfaces consacrées aux séquences en grandes cultures seules et aux séquences en grandes cultures et prairies temporaires. On peut donc calculer une marge régionale à partir de :

- la marge « grandes cultures » de la région (942 €/ha pour la France Métropolitaine)
- la marge « prairies temporaires » de la même région (473 €/ha pour la France Métropolitaine)

pondérées par les surfaces correspondantes.

Exemple pour un rapport de $\frac{3}{4}$ et $\frac{1}{4}$: $[(\frac{3}{4} * 942 \text{ €/ha}) + (\frac{1}{4} * 473 \text{ €/ha})] = \text{marge de } 825 \text{ €/ha}$.

Les marges régionales utilisées pour les pratiques Agroforesterie et Haie sont détaillées en annexe 4.5-6.

⁴ Cette marge est privilégiée à la *marge brute cultures non fourragères*, qui ne compte pas certaines charges telles que les amendements ou l'eau d'irrigation, mais surtout qui intègre les subventions couplées aux végétaux.

4.5.3.6. Précision sur le calcul des valeurs moyennes 2009-2013 des prix, rendements et marges dans le RICA

Le RICA est un échantillon d'environ 7 000 exploitations agricoles, représentatives des 350 000 exploitations moyennes et grandes. Pour assurer cette représentativité, il est nécessaire d'utiliser les coefficients d'extrapolation du RICA, calculés sur la base des critères retenus pour établir le plan de sélection des exploitations : la région, la spécialisation et la classe de dimension économique. La représentativité est calée sur la production brute standard (PBS). Pour toute autre variable non liée à la PBS, cette représentativité n'est pas nécessairement vérifiée.

La pondération peut soulever des problèmes dans certains calculs. Tel est le cas d'un ratio A/B. La moyenne pondérée des ratios A/B, calculés sur chaque exploitation agricole, est généralement différente du ratio entre le cumul des valeurs A et le cumul des valeurs B, calculés chacun avec pondération.

La première formulation a pour avantage de repérer facilement les valeurs extrêmes tandis que la seconde est moins sensible aux valeurs extrêmes lorsque le nombre d'observations est élevé. C'est cette seconde méthode qui a été retenue pour le calcul des rendements et des prix car il est difficile de déterminer si une valeur extrême est aberrante ou pas, surtout pour les petits échantillons (croisement entre production et région).

4.5.4. Assiette et coût technique unitaire comparés des pratiques stockantes

Nous avons vu dans la section 4.4 que le semis direct ne permet pas d'augmenter le stockage de carbone si l'on considère l'ensemble du profil de sol, et non plus l'horizon 0-30 cm. Pour cette raison, cette pratique ne sera pas retenue pour l'allocation coût-efficace de l'effort de stockage dans la section 4.6. Nous fournissons tout de même ici, à titre indicatif, l'assiette maximale technique et le coût technique unitaire de la pratique « semis direct ».

4.5.4.1. Assiettes

L'assiette maximale technique (AMT) d'une pratique stockante désigne la surface sur laquelle cette pratique peut être mise en œuvre sans contre-indication technique, ni effet secondaire défavorable, et dans des conditions techniquement acceptables pour l'agriculteur (cf. section 4.1.6.1). Les AMT ont été estimées à l'échelle de la région administrative (sur la base des 22 anciennes régions) puis agrégées à l'échelle nationale. Le Tableau 4.5-10 regroupe l'ensemble des informations concernant l'assiette (en ha) des pratiques, leur potentiel unitaire de stockage additionnel de C (en tC/ha/an), exprimé en moyenne nationale et avec indication des extrema régionaux et leur potentiel total de stockage au niveau national. En multipliant l'AMT régionale (cf. tableau 4.5-11) par le potentiel unitaire de stockage régional (cf. tableau 4.5-12), on obtient le potentiel agronomique de stockage d'une pratique dans cette région (cf. tableau 4.5-13). Puis, en agrégeant les potentiels régionaux, on obtient le potentiel agronomique de stockage de cette pratique au niveau national (cf. dernière colonne du tableau 4.5-10).

Tableau 4.5-10. Récapitulatif, par pratique, de l'assiette maximale technique (AMT), du stockage additionnel de C par ha (sur l'ensemble du profil de sol) en moyenne au niveau national, et du potentiel total de stockage de carbone si la pratique est mise en œuvre sur l'intégralité de son assiette (sans tenir compte des éventuelles interactions avec d'autres pratiques).

Note : une valeur de stockage négative correspond à un destockage.

Pratiques stockantes	AMT	Stockage additionnel de C par ha d'assiette (sur tout le profil de sol)		Potentiel total de stockage C (sur tout le profil de sol)
		Moyenne nationale	Extrema régionaux	
	(Mha)	(tC/ha/an)	(tC/ha/an)	(MtC/an)
Extension des cultures intermédiaires	16,03	0,215	(0,040;0,380)	3,45
Semis direct	11,29	-	-	-
Nouvelles ressources organiques	1,46	0,098	(0,018;0,197)	0,14
Insertion et allongement des prairies temporaires	6,63	0,214	(-0,002;0,749)	1,42
Agroforesterie intra-parcellaire	5,33	0,391	(0,193;0,469)	2,08
Haies	8,83	0,031	(0,015;0,039)	0,28
Intensification modérée des prairies permanentes	3,94	0,213	(0,032;0,305)	0,84
Remplacement fauche pâture en prairies permanentes	0,09	0,362	(0,030;0,535)	0,03
Enherbement des inter-rangs permanent	0,15	0,464	(0,355;0,603)	0,07
des vignobles hivernal	0,41	0,300	(0,300;0,300)	0,12

Tableau 4.5-11. Assiettes régionales (anciennes régions) des pratiques stockantes, en hectares.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
 IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Régions	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	368 673	508 260	993	149 706	20 028	0	219 634	417 204	0	0
Champagne-Ardenne	R21	708 442	1 162 875	83 092	58 142	190 031	0	438 119	851 270	2 742	23 758
Picardie	R22	461 790	1 062 450	106 841	29 014	10 486	0	628 755	745 768	0	0
Haute-Normandie	R23	334 250	375 442	109 100	37 845	33 888	0	387 684	346 455	0	0
Centre	R24	1 447 867	1 854 283	259 262	131 111	180 776	0	583 058	1 078 759	10 265	10 427
Basse-Normandie	R25	590 439	658 484	453 383	37 405	219 105	11 419	208 961	272 307	0	0
Bourgogne	R26	797 172	947 045	153 418	52 447	642 999	0	207 839	435 212	9 065	19 971
Nord-Pas-de-Calais	R31	199 191	543 215	171 550	18 543	26 323	0	345 223	303 814	0	0
Lorraine	R41	653 020	681 569	184 786	68 410	205 823	0	210 220	428 605	0	0
Alsace	R42	68 471	207 262	21 089	31 320	44 665	0	60 254	168 356	9 667	800
Franche-Comté	R43	245 881	268 794	92 110	44 407	213 932	0	52 882	124 325	0	0
Pays de la Loire	R52	1 419 179	1 389 317	1 211 196	48 522	280 570	0	472 101	655 169	16 757	15 529
Bretagne	R53	1 417 045	1 274 339	1 311 486	34 142	68 802	351	411 626	700 419	0	0
Poitou-Charentes	R54	464 404	1 296 033	476 073	81 914	130 814	0	345 809	558 279	11 127	30 692
Aquitaine	R72	228 276	750 086	319 528	141 558	172 507	0	208 245	480 029	61 242	18 798
Midi-Pyrénées	R73	581 437	1 402 295	675 886	138 804	328 574	635	272 197	522 445	18 796	4 353
Limousin	R74	249 885	280 049	277 854	78 884	337 215	4 335	20 581	126 645	0	0
Rhône-Alpes	R82	406 225	518 855	316 425	127 926	399 390	2 879	109 564	198 489	11 827	27 152
Auvergne	R83	430 603	544 957	295 257	22 610	340 210	53 861	97 266	228 192	0	0
Languedoc-Roussillon	R91	114 491	186 462	59 343	48 395	38 788	14 420	23 207	113 108	0	191 483
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	100 647	114 555	56 236	83 851	56 273	0	22 361	71 056	0	69 569
Corse	R94	0	0	0	0	0	0	494	3 484	0	0

Tableau 4.5-12. Stockage additionnel de C par hectare d'assiette, sur l'ensemble du profil de sol, par pratique stockante et par région (anciennes régions), en tC/ha/an.

Note : une valeur négative (en jaune) indique un déstockage.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Régions	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	-	0,300	-0,003	0,197	0,176		0,469	0,035		
Champagne-Ardenne	R21	-	0,241	0,536	0,121	0,159		0,464	0,036	0,600	0,300
Picardie	R22	-	0,203	0,643	0,156	0,130		0,467	0,036		
Haute-Normandie	R23	-	0,147	0,631	0,148	0,177		0,455	0,035		
Centre	R24	-	0,380	0,084	0,080	0,199		0,425	0,033	0,550	0,300
Basse-Normandie	R25	-	0,171	0,699	0,162	0,192	0,337	0,398	0,033		
Bourgogne	R26	-	0,374	0,168	0,108	0,302		0,424	0,034	0,603	0,300
Nord-Pas-de-Calais	R31	-	0,092	0,749	0,164	0,141		0,463	0,039		
Lorraine	R41	-	0,282	0,526	0,126	0,136		0,446	0,035		
Alsace	R42	-	0,133	0,073	0,018	0,123		0,436	0,039	0,355	0,300
Franche-Comté	R43	-	0,312	0,275	0,128	0,202		0,373	0,032		
Pays de la Loire	R52	-	0,040	0,169	0,085	0,169		0,265	0,024	0,538	0,300
Bretagne	R53	-	0,044	0,172	0,079	0,131	0,030	0,249	0,024		
Poitou-Charentes	R54	-	0,240	0,063	0,055	0,168		0,349	0,030	0,456	0,300
Aquitaine	R72	-	0,228	0,067	0,074	0,191		0,352	0,031	0,395	0,300
Midi-Pyrénées	R73	-	0,160	0,098	0,063	0,176	0,535	0,311	0,027	0,484	0,300
Limousin	R74	-	0,101	-0,002	0,057	0,209	0,282	0,193	0,020		
Rhône-Alpes	R82	-	0,127	0,073	0,057	0,150	0,314	0,286	0,027	0,577	0,300
Auvergne	R83	-	0,357	0,143	0,097	0,305	0,360	0,292	0,026		
Languedoc-Roussillon	R91	-	0,184	0,089	0,073	0,117	0,459	0,352	0,029		0,300
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	-	0,172	0,071	0,100	0,032		0,314	0,024		0,300
Corse	R94							0,193	0,015		

Tableau 4.5-13. Potentiel régional de stockage additionnel de C, sur l'ensemble du profil de sol, par pratique stockante, si celle-ci est mise en œuvre sur l'intégralité de son assiette (AMT) régionale, en tC/an.

Note : un potentiel de stockage négatif (en jaune) correspond à un déstockage.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ; IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Régions	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	0	152 346	-3	29 488	3 518	-	102 908	14 540	-	-
Champagne-Ardenne	R21	0	279 943	44 509	7 040	30 224	-	203 311	30 289	1 646	7 124
Picardie	R22	0	216 024	68 649	4 513	1 364	-	293 757	26 669	-	-
Haute-Normandie	R23	0	55 227	68 845	5 610	5 984	-	176 523	12 229	-	-
Centre	R24	0	703 992	21 733	10 507	36 050	-	247 783	35 412	5 642	3 127
Basse-Normandie	R25	0	112 317	317 000	6 059	42 151	3 853	83 209	8 913	-	-
Bourgogne	R26	0	354 334	25 743	5 664	194 339	-	88 133	14 876	5 468	5 989
Nord-Pas-de-Calais	R31	0	49 929	128 501	3 033	3 702	-	159 953	11 753	-	-
Lorraine	R41	0	191 935	97 234	8 597	27 965	-	93 727	15 081	-	-
Alsace	R42	0	27 584	1 545	565	5 490	-	26 248	6 592	3 431	240
Franche-Comté	R43	0	83 893	25 357	5 681	43 224	-	19 717	3 967	-	-
Pays de la Loire	R52	0	55 917	204 232	4 129	47 370	-	124 979	15 568	9 014	4 657
Bretagne	R53	0	56 631	226 084	2 684	8 987	11	102 616	17 020	-	-
Poitou-Charentes	R54	0	310 414	29 779	4 519	21 931	-	120 657	17 009	5 070	9 204
Aquitaine	R72	0	171 223	21 505	10 510	32 893	-	73 354	14 912	24 205	5 637
Midi-Pyrénées	R73	0	224 534	66 030	8 796	57 684	339	84 584	14 298	9 093	1 305
Limousin	R74	0	28 398	-542	4 505	70 338	1 221	3 969	2 507	-	-
Rhône-Alpes	R82	0	65 886	22 959	7 337	59 915	904	31 318	5 299	6 830	8 142
Auvergne	R83	0	194 794	42 124	2 197	103 766	19 382	28 409	5 975	-	-
Languedoc-Roussillon	R91	0	34 230	5 307	3 518	4 527	6 624	8 177	3 264	-	57 421
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	0	19 648	4 007	8 386	1 774	-	7 032	1 723	-	20 862
Corse	R94							95	53		

Certaines pratiques, comme l'enherbement des vignobles et la substitution fauche-pâturage, ont un potentiel de stockage par hectare élevé mais une assiette limitée, ce qui conduit à un potentiel total de stockage au niveau national relativement faible. Pour autant, celui-ci peut être non négligeable au sein d'une région donnée. C'est le cas par exemple pour l'enherbement des vignobles, qui contribue respectivement à la moitié et à un tiers du potentiel total de stockage des régions Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur.

L'implantation de haies, au contraire, voit son faible potentiel de stockage de C dans le sol compensé par une assiette de plusieurs millions d'hectare. Quant à l'agroforesterie intra-parcellaire, elle a à la fois une assiette de plusieurs millions d'hectares et un potentiel de stockage additionnel dans le sol élevé.

Enfin, l'extension des cultures intermédiaires et l'insertion et l'allongement des prairies temporaires associent une assiette très élevée à un potentiel unitaire modéré, ce qui leur confère des potentiels de stockage élevés au niveau national. Au niveau régional, une pratique comme l'extension des prairies temporaires contribue majoritairement au potentiel total de stockage des anciennes régions Basse-Normandie, Bretagne et Pays de la Loire (55%, 55% et 44% respectivement), mais pour des raisons différentes. En Basse-Normandie, la pratique consiste à insérer des prairies temporaires peu présentes actuellement dans les séquences de grande culture. Le potentiel de stockage par hectare est donc très élevé et compense une assiette modérée. Tandis qu'en Bretagne et en Pays de la Loire, où les prairies temporaires sont déjà très présentes, la pratique consiste à allonger leur durée. Le potentiel de stockage y est donc modéré, mais il est compensé par une grande assiette. En Midi-Pyrénées, l'extension des cultures intermédiaires a un potentiel unitaire de stockage assez faible par rapport aux autres régions, mais avec une assiette de près de 60% de la SAU régionale elle contribue fortement (48%) au potentiel total régional de stockage.

Une analyse de la variabilité interrégionale des assiettes maximales techniques et des potentiels unitaires des pratiques est fournie dans les « fiches pratiques » (Annexes I à IX).

4.5.4.2. Coûts techniques unitaires

Le Tableau 4.5-14 présente le coût technique moyen, au niveau national, de chaque pratique avec indication des extrema régionaux. Un coût négatif représente un gain pour l'agriculteur, tandis qu'un coût positif représente une perte. En multipliant le coût technique unitaire régional (en €/ha/an, cf. tableau 4.5-15) par l'AMT régionale (cf. tableau 4.5-11), on obtient le coût régional annuel de mise en œuvre d'une pratique stockante sur toute son assiette (cf. tableau 4.5-16). Puis, en agrégeant les coûts régionaux annuels, avec la part de chaque région dans l'AMT nationale comme coefficient de pondération, on obtient le coût total national annuel pour chaque pratique (cf. dernière colonne du tableau 4.5-14).

Tableau 4.5-14. Récapitulatif des coûts technique (en €/ha/an) et total (en €/an), par pratique, en moyenne au niveau national.

Pratiques stockantes	AMT (Mha)	Coût technique unitaire		Coût total (M€/an)
		Moyenne nationale (€/ha/an)	Extrêmes régionaux (€/ha/an)	
Extension des cultures intermédiaires	16,03	39	11,9 ; 146,9	619
Semis direct	11,29	13	-23,9 ; 39,6	142
Nouvelles ressources organiques	1,46	22,6	-92,0 ; 268,9	33
Insertion et allongement des prairies temporaires	6,63	91	-40,6 ; 313,7	602
Agroforesterie intra-parcellaire	5,33	118	63,3 ; 178,8	628
Haies	8,83	73	54,1 ; 86,5	645
Intensification modérée des prairies permanentes	3,94	28	12,1 ; 38,2	109
Remplacement fauche pâture en prairies permanentes	0,09	73	-84,7 ; 145,8	6
Enherbement des inter-rangs des vignobles permanent	0,15	-26	-27,4 ; -22,2	-4
Enherbement des inter-rangs des vignobles hivernal	0,41	-15	-15,2 ; -15,2	-6

Tableau 4.5-15. Coût technique unitaire, pour les agriculteurs, de mise en œuvre des pratiques stockantes dans chaque région (anciennes régions), en €/ha.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble).

Région	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	22	28,60	20	-92	26		139	72		
Champagne-Ardenne	R21	12	27,48	131	41	24		125	72	-26	-15,24
Picardie	R22	5	30,90	234	29	29		157	76		
Haute-Normandie	R23	-1	18,94	197	51	24		145	76		
Centre	R24	5	27,62	49	9	26		114	70	-26	-15,24
Basse-Normandie	R25	3	38,62	263	28	24	-38	108	73		
Bourgogne	R26	0	36,13	-41	16	33		93	70	-25	-15,24
Nord-Pas-de-Calais	R31	-2	21,75	314	229	38		179	87		
Lorraine	R41	23	68,21	102	21	14		106	71		
Alsace	R42	40	146,86	31	52	18		133	85	-27	-15,24
Franche-Comté	R43	3	27,27	5	-22	12		90	72		
Pays de la Loire	R52	24	24,43	68	215	29		95	71	-26	-15,24
Bretagne	R53	32	38,40	143	269	31	-85	92	75		
Poitou-Charentes	R54	19	29,54	14	28	32		96	74	-27	-15,24
Aquitaine	R72	14	109,36	112	32	31		101	75	-27	-15,24
Midi-Pyrénées	R73	13	43,74	19	-6	26	-7	86	71	-22	-15,24
Limousin	R74	17	39,98	29	31	38	146	73	72		
Rhône-Alpes	R82	14	26,15	24	25	20	95	92	74	-25	-15,24
Auvergne	R83	-24	51,46	11	48	35	113	85	72		
Languedoc-Roussillon	R91	-6	38,36	-5	23	36	-3	69	65		-15,24
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	5	11,88	17	-13	37		63	58		-15,24
Corse	R94	na	na	na	na	na	na	67	54		na

Tableau 4.5-16. Coût total, pour les agriculteurs, de mise en œuvre des pratiques stockantes sur l'intégralité de leur assiette régionale (anciennes régions), en €/an.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble).

Région	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	6 526 923	51 216 556	12 775 096	1 132 215	4 704 103	0	66 710 867	75 400 617	-263 343	-158 914
Champagne-Ardenne	R21	1 961 342	25 431 548	119 406 319	1 049 829	5 304 451	-435 610	22 493 558	19 874 920	0	0
Picardie	R22	-246 533	34 213 301	-6 222 530	856 210	20 916 807	0	19 270 704	30 435 898	-229 108	-304 365
Haute-Normandie	R23	-434 534	11 813 571	53 812 660	4 245 537	992 716	0	61 739 845	26 290 452	0	0
Centre	R24	15 117 632	46 490 246	18 928 334	1 470 363	2 970 955	0	22 194 815	30 578 832	0	0
Basse-Normandie	R25	2 711 419	30 438 737	657 806	1 634 837	783 324	0	8 017 676	14 262 181	-264 688	-12 195
Bourgogne	R26	689 073	7 330 626	442 385	-958 648	2 596 294	0	4 780 688	8 954 884	0	0
Nord-Pas-de-Calais	R31	33 413 477	33 942 758	82 186 583	10 408 553	8 190 408	0	44 924 079	46 706 071	-431 574	-236 665
Lorraine	R41	45 514 205	48 935 380	187 289 578	9 182 487	2 130 319	-29 766	37 727 080	52 603 439	0	0
Alsace	R42	8 782 902	38 289 618	6 598 503	2 292 171	4 167 381	0	33 192 148	41 229 027	-299 627	-467 741
Franche-Comté	R43	3 163 563	82 030 453	35 854 658	4 551 746	5 403 937	0	21 114 905	36 136 800	-1 678 364	-286 482
Pays de la Loire	R52	7 452 806	61 338 441	12 981 442	-901 426	8 501 422	-4 591	23 317 938	37 165 208	-417 057	-66 337
Bretagne	R53	4 230 303	11 195 654	7 963 840	2 433 213	12 874 540	632 006	1 495 267	9 068 991	0	0
Poitou-Charentes	R54	5 625 620	13 570 149	7 748 508	3 228 905	8 110 873	272 427	10 051 426	14 754 814	-299 953	-413 802
Aquitaine	R72	-10 291 659	28 045 293	3 367 885	1 087 143	11 849 981	6 064 530	8 221 382	16 391 820	0	0
Midi-Pyrénées	R73	-643 955	7 153 260	-315 183	1 104 332	1 391 469	-48 591	1 595 050	7 303 520	0	-2 918 194
Limousin	R74	473 710	1 360 453	928 591	-1 053 862	2 108 668	0	1 414 583	4 148 082	0	-1 060 231
Rhône-Alpes	R82	0	0	0	0	0	0	33 312	188 516	0	0
Auvergne	R83	-24	51,46	11	48	35	113	85	72		
Languedoc-Roussillon	R91	-6	38,36	-5	23	36	-3	69	65		-15,24
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	5	11,88	17	-13	37		63	58		-15,24
Corse	R94	na	Na	na	na	Na	na	67	54		na

L'analyse des coûts unitaire permet de distinguer 3 catégories de pratiques.

- **Les pratiques à faible coût technique unitaire**

Une seule pratique a un coût technique "négatif", c'est-à-dire correspondant à un gain pour l'agriculteur, en moyenne nationale. C'est le cas de l'enherbement des inter-rangs en vignoble, permanent ou hivernal, qui réduit les opérations culturales. Cette pratique, sous hypothèse d'additivité de l'enherbement hivernal et de l'enherbement permanent, permet de stocker environ 2% du potentiel technique, pour un gain total de 10,2 M€/an. Le fait que cette pratique, *a priori* financièrement intéressante pour les agriculteurs, ne soit pas davantage mise en œuvre, suggère l'existence de freins à l'adoption comme un surcroît de travail pour l'enherbement des vignes à un moment où la main d'œuvre n'est pas disponible. Ceci constitue un coût de transaction, non comptabilisé dans notre étude, et à ajouter aux coûts techniques. Il faut également souligner que le coût de mise en œuvre des deux options techniques (enherbement hivernal vs. permanent) est très dépendant des hypothèses faites sur le matériel et les opérations culturales, et que la décision simplificatrice de ne pas prendre en compte la variation du rendement de la vigne constitue une limite de notre approche et peut faire augmenter sensiblement le coût pour l'agriculteur.

- **Les pratiques à coût technique unitaire modéré (entre 0 et 50 €/ha)**

Cette catégorie inclut quatre pratiques : le semi-direct, les « nouvelles ressources organiques », l'intensification modérée des prairies permanentes, ainsi que l'extension des cultures intermédiaires. Selon les régions, les deux premières génèrent aussi bien des gains nets que des coûts nets pour les agriculteurs.

Ces coûts modérés s'expliquent le plus souvent par une augmentation de la production (augmentation du rendement en herbe pour l'intensification modérée des prairies, augmentation du rendement de certaines cultures pour les cultures intermédiaires, stabilisation ou augmentation des rendements sur la durée pour les nouvelles ressources organiques) ou une diminution des charges de mécanisation (économies de carburant et de main d'œuvre pour le semis direct), qui viennent compenser une partie des dépenses supplémentaires en intrants et opérations culturales (fertilisation minérale pour l'intensification modérée des prairies, semences et implantation pour les cultures intermédiaires, augmentation de la densité de semis pour le semis direct, achat, transport et épandage des nouvelles ressources organiques), voire une légère diminution de la production (baisse des rendements des céréales pour le semis direct).

Sous hypothèse d'additivité, le semis-direct⁵, les « nouvelles ressources organiques », l'intensification modérée des prairies permanentes, ainsi que l'extension des cultures intermédiaires représentent 52% du potentiel total de stockage, majoritairement en grande culture (81% des 52%), pour un coût total de 904 M€/an. Il faut là aussi garder à l'esprit l'existence de coûts de transaction non négligeables, et non pris en compte, liés aux contraintes organisationnelles pour les cultures intermédiaires et à l'épandage de composts et digestats pour les NRO, ce qui suppose de s'adapter à de nouveaux modes de fertilisation. Il existe également des freins à l'adoption des NRO, dus à la réticence vis-à-vis des produits épandus, du fait des risques éventuels que leur utilisation implique. Enfin, toujours pour les NRO, le coût pour l'agriculteur ne représente pas le coût pour la collectivité qui est, lui, plus élevé, la collectivité supportant l'essentiel du coût de production des composts (cf. Annexe IV).

Le tableau 4.5-15 nous renseigne sur la variabilité interrégionale du coût de mise en œuvre des pratiques. Le coût du semis-direct varie selon l'orientation des régions. Dans les régions spécialisées en céréales (comme les régions Champagne-Ardenne, Centre et Bourgogne), la perte de revenu subie par les agriculteurs, liée aux pertes de rendement, est compensée par les économies en matériel, carburant et main d'œuvre. Au contraire, les régions spécialisées en élevage (comme les régions Bretagne, Pays-de-la-Loire, Limousin, Poitou-Charentes et Aquitaine) sont pénalisées par la perte de rendement du maïs fourrage, qui induit un surcoût non négligeable pour l'alimentation animale. Si le coût technique des NRO varie fortement d'une région à l'autre, c'est à cause de sa grande sensibilité à la composition du mix de ressources organiques épandues, compte-tenu de nos hypothèses. Ainsi en Île-de-France, où ne sont épandus que des composts de boues de stations d'épuration (STEP) et des digestats de biodéchets, le coût de la pratique correspond à un gain pour l'agriculteur de 92 €/ha. C'est dû au fait que les composts de boues de STEP sont peu chers, les digestats gratuits, et qu'ils sont livrés et épandus gratuitement. A l'opposé, en Bretagne, le coût de la pratique est très élevé (269 €/ha) car ce sont majoritairement des composts de biodéchets et de déchets verts qui ont été épandus. Or ils coûtent cher à l'achat et leur transport

⁵ Rappelons que si l'on considère l'ensemble du profil de sol, le semis-direct coûte à l'agriculteur mais ne permet pas de d'augmenter le stockage de carbone.

et leur épandage sont à la charge des agriculteurs. Pour l'extension des cultures intermédiaires, la variabilité interrégionale provient aussi bien du coût d'implantation et d'irrigation du couvert intermédiaire, que de l'impact sur la production. Si on prend le cas de l'ancienne région Alsace, le coût très élevé de la pratique (147 €/ha) est dû à la prédominance des séquences de culture contenant du maïs grain dans l'assiette maximale technique. Ceci implique l'usage de couverts intermédiaires de type féveroles et vesces, plus chers à l'achat, et une augmentation de l'irrigation. Ces dépenses supplémentaires ne sont pas compensées par une augmentation de la production, comme ça peut être le cas dans d'autres régions ou pour d'autres cultures. La variabilité du coût régional de l'intensification modérée des prairies permanentes est relativement faible. Elle dépend principalement de la productivité des prairies et de leur réponse à un apport d'azote supplémentaire. Les régions avec le coût le plus faible, comme la Franche-Comté, l'Alsace ou la Lorraine, sont celles qui voient leur production de foin le plus augmenter. Tandis que les anciennes régions Limousin, Nord-Pas-de-Calais et Auvergne, où le rendement des prairies augmente moins en pourcentage et où le surplus d'herbe est proportionnellement plus pâturé (le pâturage implique un taux d'utilisation de la biomasse moindre que lorsque la prairie est récoltée), ont les coûts les plus élevés. L'azote est apporté sous forme organique ou minérale, selon les disponibilités en engrais organique de la région et selon les pratiques

Le semis direct ne permettant pas d'augmenter le stockage de carbone si l'on considère l'ensemble du profil de sol, nous n'en tiendrons pas compte dans la section 4.6 pour l'allocation coût-efficace de l'effort de stockage.

- **Les pratiques à coût technique élevé (>50 €/ha)**

Cette catégorie inclut quatre pratiques : le remplacement fauche-pâturage, l'introduction et l'allongement des prairies temporaires, l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies. Selon les régions, les deux premières génèrent toutefois aussi bien des gains que des coûts.

L'introduction et l'allongement des prairies temporaires, l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies induisent des substitutions d'usage des sols (rangées d'arbres et linéaires de haies sur les cultures, augmentation de la part des prairies dans les assolements), ce qui réduit la surface des cultures de vente. Les pertes de revenu qui en résultent ne sont pas compensées par la valorisation du bois provenant des haies et des parcelles agroforestières, ni par les économies d'intrants et d'opérations culturales générées par l'introduction et l'allongement des prairies temporaires. Quant au remplacement fauche-pâturage, il implique une baisse des stocks en foin et en ensilage, dont le coût n'est en général pas compensé par l'augmentation du pâturage ni par les économies de coûts de récolte. Sous hypothèse d'additivité, le remplacement fauche-pâturage, l'introduction et l'allongement des prairies temporaires, l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies représentent 45% du potentiel technique de stockage, presque exclusivement en grandes cultures, pour un coût total de 1 882 M€/an, soit 2,5 fois supérieur à celui des pratiques à coût modéré.

La forte variabilité interrégionale du coût du remplacement fauche-pâturage s'explique principalement par la différence de productivité des prairies permanentes et la part de l'herbe ensilée initialement. Par exemple, le gain généré par la pratique dans les régions Bretagne et Basse-Normandie s'explique par la forte proportion, dans l'assiette, de prairies intégralement ensilées initialement, avec des troisièmes coupes peu productives. Dans ce cas, la mise en œuvre de la pratique génère des économies de coût de récolte qui compensent largement la perte de rendement en herbe et la réduction des stocks d'ensilage. Tandis qu'en Auvergne et dans le Limousin, les économies de coûts de récolte sont plus faibles et ne compensent pas la réduction des quantités de fourrage récolté (une coupe de foin plutôt qu'une coupe d'ensilage, puis une coupe de foin), d'où le coût élevé de la pratique. Pour l'agroforesterie et les haies, la variabilité des coûts provient essentiellement de la composition de l'assolement régional et de la variabilité interrégionale de la marge brute des cultures impactées. Ainsi, la présence de pomme-de-terre et de betterave sucrière (ces deux cultures ayant des marges élevées par rapport aux autres cultures) dans les assolements des Hauts-de-France, explique le coût élevé de l'agroforesterie et des haies dans cette région. Pour l'introduction et l'allongement des prairies temporaires, la principale source de variabilité du coût entre les régions réside dans les marges brutes du maïs fourrage et de la prairie temporaire, et la part de ces cultures fourragères dans l'assiette régionale de la pratique. Cette pratique induit une forte augmentation de la surface en prairie temporaires, principalement dans les régions où la prairie est peu présente initialement, comme par exemple dans le Nord-Pas-de-Calais (39% de MF et 6% de PrT dans l'assiette). Cette forte hausse de la surface en prairie se fait au détriment des cultures de vente, ce qui élève le coût de mise en œuvre de la pratique. Ainsi, la pratique est chère dans les régions où, contrairement au maïs fourrage, la prairie temporaire est peu présente dans l'assiette

de la pratique, comme par exemple dans le Nord-Pas-de-Calais (39% de MF et 6% de PrT dans l'assiette). De plus, en remplaçant le maïs par des prairies, l'augmentation d'herbe pâturée ou de foin ne suffit pas pour compenser la diminution de fourrage, les dépenses en alimentation animale augmentent alors légèrement. Inversement, dans les régions où la prairie temporaire est majoritaire dans l'assiette de la pratique, et le maïs fourrage peu présent, le coût de mise en œuvre de la pratique est faible, voire négatif comme c'est le cas en Bourgogne (71% de PrT et 21% de MF dans l'assiette) et en Languedoc-Roussillon (83% de PrT et 0% de MF dans l'assiette). En contrepartie, le stockage additionnel de carbone est relativement faible dans ces régions.

• Discussion

Globalement, l'analyse qui précède montre que, hormis pour 1 des 9 pratiques étudiées, le stockage additionnel de carbone dans le sol génère, en moyenne, un coût additionnel pour l'agriculteur. Toutefois, quelques pratiques ont un coût négatif dans certaines régions, et donc y génèrent a priori un gain pour les agriculteurs. En dehors des pratiques d'enherbement des vignobles et d'implantation de haies, les coûts des pratiques présentent une grande variabilité régionale, abordée ici et décrite plus en détail dans les fiches de chacune des pratiques (Annexes I à IX). Il est tenu compte de cette variabilité des coûts techniques dans l'allocation coût-efficace de l'effort de stockage (section 4.6). Et cette variabilité devrait aussi être prise en compte lors de la conception de mesures de politiques publiques.

Il convient également de garder à l'esprit que ces coûts de mise en œuvre ont été calculés sur la base de rendements, charges et prix moyens sur la période de référence 2009-2013. Ils sont sensibles aux variations interannuelles des prix et des rendements. De plus, il s'agit de coûts techniques, qui n'ont pas été optimisés à l'échelle du système d'exploitation. Or des ajustements peuvent se faire en interne, notamment en présence d'élevage. Les coûts de transaction liés à l'adoption des pratiques n'ont pas non plus été estimés et ils peuvent augmenter considérablement le coût de mise en œuvre de certaines pratiques pour les agriculteurs.

Si un agriculteur regarde le coût à l'hectare des pratiques, et donc l'impact de la mise en œuvre des pratiques sur ses revenus, pour faire son choix sur son exploitation, ce n'est pas le cas d'un décideur public ou d'un organisme désirant acheter des crédits carbone par exemple. Ces derniers seront intéressés par l'efficacité des pratiques. En effet, dans le cadre de paiements pour services environnementaux, les coûts par tonne de carbone stockée et par tCO_{2e} évitée sont plus pertinents que le coût par hectare. Le jugement sur le coût, entre modéré et élevé, peut alors radicalement changer. C'est ce que nous abordons dans la section suivante (4.6).

Annexes

Annexe 4.5-1. Parc matériel type, coût et consommation de carburant des opérations culturales

Le tableau ci-dessous récapitule, pour les pratiques concernant les grandes cultures, les types de matériels agricoles utilisés pour les différentes opérations culturales, ainsi que leur coût à l'hectare et leur consommation à l'hectare pour un passage. Par exemple, un labour sur un hectare coûte 123,96 € et consomme 23,73 litres de diesel.

Les informations sur les coûts, performances et consommation proviennent du barème CUMA pour les prestations par les tiers : Coûts des Opérations Culturales 2017 des Matériels Agricoles APCA et/ou barème du Loiret (moyenne des années 2010-2011 à 2013-2014).

Opération	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Performance (ha/h)	Coût matériel (€/ha)	Coût tracteur (€/ha)	Coût main d'œuvre (€/ha)	Coût total (€/ha)	Consommation carburant (L/ha)
Labour	Charrue 6 corps	4RM 150ch	27,05	16,50	1,4	15,15	19,3	11,79	46,26	11,79
	Combiné vibro + Rouleau 6 m	4RM 150ch	27,05	16,50	3,5	24,93	7,7	4,71	37,37	4,71
	Herse rotative + semoir céréales intégré 6 m	4RM 230ch	40,80	25,30	3,5	23,97	11,7	4,71	40,34	7,23
	Total								123,96	23,73
TCS	Déchaumeur 4 m	4RM 170ch	30,63	18,70	2,5	9,18	12,3	6,60	28,03	7,48
	Combiné vibro + Rouleau 6 m	4RM 150ch	27,05	16,50	3,5	24,93	7,7	4,71	37,37	4,71
	Semoir à disques 4 m	4RM 130ch	20,44	10,01	2,7	23,03	7,6	6,11	36,70	3,71
	Total								102,10	15,91
Déchaumage	Déchaumeur 4 m	4RM 170ch	30,63	18,70	2,5	9,18	12,3	6,60	28,03	7,48
	Total								28,03	7,48
Semis direct	Semoir semis direct 6 rgs	4RM 150ch	27,05	16,50	2	31,25	13,5	8,25	53,03	8,25
	Total								53,03	8,25
Epannage compost	Table épannage compost 10 t (calcul pour 15 t)	4RM 110ch	17,87	8,47		15,6	8,94	8,25	32,79	4,24
	Total								32,79	4,24
Epannage digestat	Tonne 20-22 m ³ (calcul pour 25 m ³) + Rampe 24 m pendillards (calcul pour 25 m ³)	4RM 230ch	40,80	25,30		22,7	24,29	9,82	56,85	15,06
	Total								56,85	15,06

Epandage digestat v2	Tonne 12,5 m ³ (calcul pour 25 m ³) + Rampe 12 m pendillards (calcul pour 25 m ³)	4RM 130ch	20,44	10,01		30,9	20,44	16,00	67,34	10,01
	Total								67,34	10,01
Passage fertilisation minérale	Epandeur d'engrais min. cuve 25 hl 24-36 m	4RM 110ch	17,87	8,47	10	2,03	1,8	1,65	5,46	0,85
	Total								5,46	0,85
Epandeur engrais vigne	Epandeur d'engrais vigne 7-9 m	4 RM 80ch	9,76	5,28	2	12,8	4,9	8,25	25,93	2,64
	Total								25,93	2,64
Pulvérisateur vigne	Pulvé à jets projetés VTE 9 rangs face par face vigne	4RM 130ch	20,44	10,01	2,6	17,5	7,9	6,35	31,71	3,85
	Total								31,71	3,85
Semis vigne	Semoir vigne de 1,80 à 2,20 m	4 RM 80ch	9,76	5,28	1,3	9,3	7,5	12,69	29,50	4,06
	Total								29,50	4,06
Tonte	Gyrotondeuse	4 RM 80ch	9,76	5,28	0,8	3,3	12,2	20,63	36,13	6,60
	Total								36,13	6,60
Labour Vigne	Charrue décaillonneuse vigne	4 RM 80ch	9,76	5,28	0,5	45,4	19,5	33,00	97,92	10,56
	Total								97,92	10,56

Le tableau ci-dessous récapitule, pour les pratiques concernant les prairies permanentes, les types de matériels agricoles, leur coût et leur consommation de carburant pour les étapes de récolte, conditionnement et transport des fourrages. Selon les étapes, le coût et la consommation sont exprimés par hectare, par balle ou par tonne de matière sèche.

Les coûts des fourrages sont estimés d'après les opérations culturales et le matériel définis dans "Evaluer le coût d'une chaîne de récolte de l'herbe dans la Creuse, AFFF Fourrage N°206, (P. Lépée CA 23, 2011)".

Coût du foin												
Coût à l'hectare	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Performance (ha/h)	Coût matériel (€/ha)	Coût tracteur (€/ha)	Coût main d'œuvre (€/ha)	Coût total (€/ha)	Consommation carburant (L/ha)		
Fauche	faucheuse Rotative 3,2 m 8 disques	4RM 110ch	17,87	8,47	2,2	14,05	8,12	7,5	29,7	3,85		
Fanage (2 passages)	Faneuse 6 axes, 6,5m portée, repliage hydraulique	4RM 110ch	17,87	8,47	3,5	7,35	5,11	4,7	34,3	2,42		
Andainage	Andaineur 3,5 m porté	2RM, 80ch	10	5	2,00	6,65	4,88	8,3	19,8	2,64		
TOTAL									83,8	8,9		
Coût par balle	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Performance (balles/h)	Coût matériel (€/balle)	Coût tracteur (€/balle)	Coût main d'œuvre (€/balle)	Coût total (€/balle)	tMS/balle	Coût total (€/tMS)	Consommation carburant (L/tMS)
Pressage ficelle	Chambre variable 120 x 160 pick up large de série	4RM 110ch	17,87	8,47	30,00	2,625	0,60	0,55	4,3	0,33	12,9	0,9
						0,49					12,9	0,9
Coût par tonne de MS	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Transport tMS/voyage	Transport tMS/h	Coût matériel (€/h)	Coût travail (€/h)	Coût total (€/tMS)	Consommation carburant (L/tMS)		
chargement foin	chargeur frontal 2 fonctions, godet & fourche	2RM, 80ch	10	5,28		16	3,55	16,5	1,87	0,33		
transport foin	Plateau 8 m 8 tonnes	2RM, 80ch	10	5,28	6,12	8	5	16,5	3,75	0,63		
stockage (inclu hangar)									9			
TOTAL									28	1		

Coût de l'enrubannage (au champ)												
Coût 1 ha de fauche pour l'enrubannage	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Performance (ha/h)	Coût matériel (€/ha)	Coût tracteur (€/ha)	Coût main d'œuvre (€/ha)	Coût total (€/ha)	Consommation carburant (L/ha)		
fauche	Fauch. Cond. 2,80 m, portée, conditionneur à doigt	4RM 110ch	17,87	5,28	1,8	20,48	9,93	9,17	39,57	2,93		
andainage	Andaineur 3,5 m porté	2RM, 80ch	10	5,28	2	6,65	4,88	8,25	19,78	2,64		
TOTAL									59,35	5,57		
Coût par balle	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Performance (balles/h)	Coût matériel (€/balle)	Coût tracteur (€/balle)	Coût main d'œuvre (€/balle)	Coût total (€/balle)	tMS/balle	Coût total (€/tMS)	Consommation carburant (L/tMS)

pressage	Chambre variable 120 x 160 pick up large de série	4RM 110ch	17,87	8,47	30	2,625	0,60	0,55	3,77	0,33	11	0,86
enrubanneuse trainée	1 balle ou 1 ballot traînée	2RM, 80ch	9,76	5,28	30	1,55	0,33	0,55	5,29	0,33	16	0,53
film enrubannage						2,86			2,86	0,33	9	
TOTAL											36	1
Coût par tonne de MS	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Transport tMS/voyage	Transport tMS/h	Coût matériel (€/h)	Coût travail (€/h)	Coût total (€/tMS)	Consommation carburant (L/tMS)		
chargement	chargeur frontal 2 fonctions, godet & fourche	2RM, 80ch	9,76	5,28		10	3,55	38,18	4,98	0,51		
transport	Plateau 8 m 8 tonnes	2RM, 80ch	9,76	5,28	3,96	5	5	38,18	9,80	0,98		
stockage									1,42			
TOTAL									52,32	2,88		

Coût de l'ensilage (automotrice)												
Coût 1 ha de fauche pour l'ensilage	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Performance (ha/heure)	Coût matériel (€/ha)	Coût tracteur (€/ha)	Coût main d'œuvre (€/ha)	Coût total (€/ha)	Consommation carburant (L/ha)		
Fauche	Fauch. cond. 3 m Conditionneur à doigts traîné	4RM 110ch	17,87	8,47	2	27,2	8,935	8,25	44,4	4,24		
Récolte	Ensileuse automotrice 330 à 350 ch, 2 RM, 4 rangs				1,5		149,2	11,00	160,2	34,87		
TOTAL									205	39		
Coût par tonne de MS	Matériel	Tracteur	Coût tracteur (€/h)	Consommation tracteur (L/h)	Transport tMS/voyage	Transport tMS/h	Coût matériel (€/h)	Coût travail (€/h)	Coût total (€/tMS)	Consommation carburant (L/tMS)		
Transport	Benne 15 à 16 tonnes 2 essieux	4RM 110ch	17,87	8,47	4,05	6	8,83	16,5	6,67	1,3		
Stockage									4,16			
TOTAL									10,83	1,31		

Annexe 4.5-2. Procédure d'agrégation régionale des variables de sortie du modèle STICS

Les variables STICS sont des variables annuelles, moyennées sur l'année ou indiquant la situation à la récolte. À la fin des simulations, ces variables sont agrégées sur 30 ans pour les besoins de l'analyse sur le stockage de C (stockage additionnel moyen sur les 30 années de simulation).

Chaque **unité de simulation STICS** est définie par son UPC, son UTS, sa séquence brute, son mode de fertilisation (organique ou minérale) et son mode d'exploitation de la prairie temporaire.

Unité de simulation
<ul style="list-style-type: none">• UPC (ex. 1005_2373)• UTS (ex. 330562)• Séquence brute (ex. MF-MF-BT-BT-PrT-PrT-PrT-PrT)<ul style="list-style-type: none">• Mode de fertilisation (ex. min)• Mode d'exploitation de la prairie temporaire (ex. mode 23 : 6 fauches 100 kgN/ha)

Pour le modèle **PaSim**, les unités de simulation sont définies par le croisement des UPC, des îlots de prairies permanentes de types 1 (landes, estives) et 4 (prairies productives) du RPG, et des régions fourragères définies en 1998 et dont les modes d'exploitation les plus fréquents sont issus des données du dispositif ISOP.

Afin d'agréger les résultats à l'échelle de l'UPC, de la région ou de la séquence brute, des coefficients de pondération surfaciques doivent être appliqués aux variables de sortie des simulations STICS obtenues pour chaque unité de simulation.

La valeur agrégée d'une sortie de STICS à l'échelle de l'UPC s'obtient en faisant la somme pondérée des valeurs obtenues pour chaque unité de simulation. Le facteur de pondération est le suivant :

*Poids de la séquence brute dans l'UPC * poids de l'UTS dans l'UPC * poids de la fertilisation organique dans la séquence * poids du mode d'exploitation de la prairie dans la séquence*

La valeur agrégée d'une sortie de STICS à l'échelle de la région administrative s'obtient en faisant la somme pondérée des valeurs obtenues pour chaque unité de simulation. Le facteur de pondération est le suivant :

*Poids de la séquence brute dans l'UPC * poids de l'UTS dans l'UPC * poids de la fertilisation organique dans la séquence * poids du mode d'exploitation de la prairie dans la séquence * poids de la surface simulée dans UPC dans la surface totale simulée dans la région*

La valeur agrégée d'une sortie de STICS à l'échelle de la séquence brute au sein de chaque région administrative s'obtient en faisant la somme pondérée des valeurs obtenues pour chaque unité de simulation. Le facteur de pondération est le suivant :

*Poids de l'UTS dans l'UPC * poids de la fertilisation organique dans la séquence * poids du mode d'exploitation de la prairie dans la séquence * poids de la surface de la séquence brute dans l'UPC dans la somme de la surface de la séquence brute dans la région*

Annexe 4.5-3. Calcul des marges des cultures non fourragères et corrections éventuelles

Blé tendre

On retient les données de la région 74 pour les régions à valeurs manquantes ou non justifiables : régions 72, 91 et 93.

Culture	Regio	Rendement	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge	si echan>=3
BLET	MFR	72.9	17.5	188	204	79	81	723	723
BLET	11	79.5	18.2	250	186	66	72	874	874
BLET	21	79.1	17.0	283	193	79	90	698	698
BLET	22	85.7	16.9	214	234	78	82	843	843
BLET	23	86.8	18.2	214	226	62	54	1 026	1026
BLET	24	71.3	17.8	289	221	57	70	635	635
BLET	25	76.0	17.5	173	152	83	93	834	834
BLET	26	64.8	17.2	292	183	60	70	510	510
BLET	31	88.9	17.3	259	274	171	108	724	724
BLET	41	68.0	17.2	169	133	53	65	750	750
BLET	42	72.8	18.0	178	149	104	0	879	879
BLET	43	65.2	17.7	297	211	110	74	460	460
BLET	52	68.8	17.5	165	189	95	95	660	660
BLET	53	69.0	17.0	156	189	125	106	599	599
BLET	54	62.0	17.8	195	136	38	74	659	659
BLET	72	57.4	17.8	269	289	288	163	11	11
BLET	73	53.1	18.7	222	189	49	63	468	468
BLET	74	52.1	17.1	157	131	45	214	344	344
BLET	82	58.6	17.6	193	126	108	104	502	502
BLET	83	60.1	18.0	188	113	69	86	624	624
BLET	91	34.5	25.2	192	614	83	222	-242	0
BLET	93	48.2	15.4	313	327	211	248	-355	0
BLET	94	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!	0

Estimations RICA :

- Pas de données pour 91 et 94 car échantillon trop petit
La SAA confirme les valeurs largement plus faibles des rendements dans ces régions : reprendre une marge dans région aux plus faibles rendements moyens : 74
- Marge en 23 particulièrement élevée
La différence de marge entre Basse et Haute Normandie s'explique également par la différence de rendements, confirmée par SAA et FranceAgriMer (Les cahiers de FranceAgriMer 2015 / Chiffres-clés / Grandes cultures céréalières)
La différence de marge entre Basse et Haute Normandie s'explique également par la différence de prix. Marge supérieure à 1 000 euros en 2014 par CER France (Marge_Ble_R23). Les données estimées sont conservées.
- Marge en 72 particulièrement faible. Comme pour 91 et 93, on retient les données de la région 74.

SAA en Nouvelles régions	RICA en Anciennes régions	SAA	RICA
		Blé	
11 - Île-de-France	R11	81.42	79.5
24 - Centre-Val de Loire	R24	68.68	71.3
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	65.88	64.8
	R43		65.2
28 - Normandie	R25	82	76
	R23		86.8
32 - Hauts-de-France	R31	86.56	88.9
	R22		85.7
44 - Grand Est	R42	74.56	72.8
	R21		79.1
	R41		68
52 - Pays de la Loire	R52	68.64	68.8
53 - Bretagne	R53	72.46	69
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	61.24	57.4
	R74		52.1
	R54		62
76 - Occitanie	R91	49.78	34.5
	R73		53.1
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	60.52	60.1
	R82		58.6
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	36.34	48.2
94 - Corse	R94	32	-

Les valeurs de R91 et R93 ne sont pas retenues car elles reposent sur un échantillon d'observations trop faible et les rendements sont nettement inférieurs à la moyenne nationale.

Rendements dans une fourchette de 52.1 en R74 et 88.9 en R31.

Blé dur

Pas de données pour les régions avec faible surface en blé dur dans la SAA : 21, 22, 23, 25, 41 et 94.

On retient les données de la moyenne France pour les régions à valeurs manquantes ou non justifiables : régions 11, 26,31, 42, 43, 53, 72, 74, 82, 83, 91 et 93.

Culture	Regio	Rendement	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
BLED	MFR	53.6	22.6	262	231	184	100	435
BLED	11	56.2	41.1	0	48	144	70	2 047
BLED	21	0.0	#DIV/0!	515	0	0	145	#DIV/0!
BLED	22	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
BLED	23	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
BLED	24	63.6	23.4	325	263	115	67	718
BLED	25	0.0	#DIV/0!	254	116	103	104	#DIV/0!
BLED	26	0.0	#DIV/0!	0	0	170	119	#DIV/0!
BLED	31	0.0	#DIV/0!	209	269	176	84	#DIV/0!
BLED	41	0.0	#DIV/0!	723	430	294	322	#DIV/0!
BLED	42	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
BLED	43	0.0	#DIV/0!	0	0	0	624	#DIV/0!
BLED	52	63.5	24.6	218	129	179	57	980
BLED	53	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
BLED	54	57.2	22.4	359	364	81	79	402
BLED	72	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
BLED	73	51.8	22.3	253	195	129	70	510
BLED	74	0.0	#DIV/0!	149	0	0	137	#DIV/0!
BLED	82	48.0	31.1	189	171	153	88	896
BLED	83	0.0	#DIV/0!	0	0	0	2 197	#DIV/0!
BLED	91	42.1	22.1	284	402	340	158	-255
BLED	93	39.4	21.0	357	221	224	115	-89
BLED	94	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!

Estimations RICA :

- Marge plus élevée en 52. Rendements et prix dans fourchette autres régions. Charges moins élevées mais également dans fourchettes autres régions. OK
- Marges négatives en 91 et 93, remplacées par moyenne France.

Orge

On retient les données de la région 91 pour la région 93 : marge négative due à des charges particulièrement élevées pour tous les postes avec des rendements et prix les plus faibles, vraisemblables.

Culture	Regio	Rendemer	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
ORGE	MFR	62.3	15.8	258	112	100	89	424
ORGE	11	67.1	16.6	316	149	82	44	524
ORGE	21	66.8	16.1	200	93	68	74	641
ORGE	22	76.1	14.9	367	193	155	43	377
ORGE	23	74.4	15.5	181	110	133	44	682
ORGE	24	64.8	15.7	266	69	82	63	540
ORGE	25	67.0	16.1	206	227	110	51	489
ORGE	26	55.7	15.2	157	158	65	47	419
ORGE	31	79.2	15.3	119	61	0	18	1 012
ORGE	41	60.2	16.5	210	130	82	104	469
ORGE	42	59.3	16.4	173	345	208	123	123
ORGE	43	55.4	16.6	281	143	83	78	334
ORGE	52	60.5	15.3	129	168	174	50	404
ORGE	53	60.5	15.3	77	157	123	57	514
ORGE	54	56.0	15.1	202	171	100	56	316
ORGE	72	44.8	15.0	41	36	0	16	581
ORGE	73	44.4	16.3	193	104	60	72	293
ORGE	74	47.3	14.8	142	15	48	46	447
ORGE	82	51.1	15.3	281	156	181	61	104
ORGE	83	50.2	15.6	122	62	65	97	438
ORGE	91	31.8	16.8	71	0	82	122	261
ORGE	93	39.8	14.8	281	407	333	359	-788
ORGE	94	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!

Estimations RICA :

- Marge en 31 particulièrement élevée
- Les rendements élevés sont confirmés par la SAA et les prix sont vraisemblablement légèrement sous-estimés : prix moyen de l'orge brassicole estimé à 19.5 en 2016. Les dépenses en semences sont considérées comme négligeables, ce qui peut sur-estimer légèrement la marge. A priori, pas nécessaire de corriger les données qui reflète la particularité de cette région.

SAA en	RICA en	Orge et escourgeon	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	70.88	67.1
24 - Centre-Val de Loire	R24	66.16	64.8
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	58.62	55.7
	R43		55.4
28 - Normandie	R25	73.9	67
	R23		74.4
32 - Hauts-de-France	R31	76.88	79.2
	R22		76.1
44 - Grand Est	R42	65.1	59.3
	R21		66.8
	R41		60.2
52 - Pays de la Loire	R52	62.48	60.5
53 - Bretagne	R53	67.24	60.5
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	55.28	44.8
	R74		47.3
	R54		56
76 - Occitanie	R91	45.84	31.8
	R73		44.4
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	53.2	50.2
	R82		51.1
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	41	39.9
94 - Corse	R94	28	-

Les rendements issus du RICA respectent bien la hiérarchie des régions de la SAA, notamment les plus fortes valeurs dans le Nord.

Avoine

Compte tenu du peu de régions renseignées sans correction option est retenue d'appliquer la valeur nationale à toutes les régions sauf : 21, 24, 26, 53 et 73 pour lesquelles on conserve les estimations régionales.

Culture	Regio	Rendement	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
AVOI	MFR	43.6	14.9	41	0	0	104	502
AVOI	11	0.0	#DIV/0!	215	0	0	0	#DIV/0!
AVOI	21	46.8	16.0	0	0	46	189	515
AVOI	22	53.3	16.7	374	0	0	331	187
AVOI	23	0.0	#DIV/0!	135	347	199	231	#DIV/0!
AVOI	24	50.1	13.3	221	0	0	66	380
AVOI	25	51.4	15.8	193	27	40	80	473
AVOI	26	40.3	14.1	18	0	0	55	497
AVOI	31	55.1	14.8	0	0	0	0	814
AVOI	41	41.4	15.3	0	130	0	374	130
AVOI	42	0.0	#DIV/0!	1 300	0	936	0	#DIV/0!
AVOI	43	39.8	13.4	73	0	141	54	264
AVOI	52	51.1	22.5	0	0	0	190	960
AVOI	53	48.4	14.3	132	117	58	106	276
AVOI	54	33.0	17.5	1 118	1 166	148	0	-1 854
AVOI	72	0.0	#DIV/0!	0	131	0	0	#DIV/0!
AVOI	73	32.1	16.8	0	0	0	0	540
AVOI	74	37.9	9.5	0	0	186	0	174
AVOI	82	35.3	17.5	0	0	0	166	451
AVOI	83	35.4	16.6	0	0	0	0	587
AVOI	91	0.0	#DIV/0!	0	0	0	99	#DIV/0!
AVOI	93	17.4	17.1	0	0	0	0	298
AVOI	94	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!

Estimations RICA :

- Marge en 41 particulièrement faible avec un poste carburant plus élevé que dans les autres régions. Non retenu.

SAA en	RICA en	Avoine	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	62.5	-
24 - Centre-Val de Loire	R24	47.74	50.1
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	39.28	40.3
	R43		39.8
28 - Normandie	R25	59.26	51.4
	R23		-
32 - Hauts-de-France	R31	60.54	55.1
	R22		53.3
44 - Grand Est	R42	44.6	-
	R21		46.8
	R41		41.4
52 - Pays de la Loire	R52	50.14	51.1
53 - Bretagne	R53	52.68	48.4
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	40.02	-
	R74		37.9
	R54		33
76 - Occitanie	R91	32.76	-
	R73		32.1
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	37.3	35.4
	R82		35.3
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	24.36	17.4
94 - Corse	R94	25	-

Les rendements issus du RICA respectent bien la hiérarchie des régions de la SAA.

Triticale

On applique aux régions 72, 91 et 93 les données de la région 74 qui a un rendement un peu moins élevé que la moyenne mais un prix voisin que France.

Les régions 11, 22, 23, 25, 31 et 42 sont complétées avec la moyenne France.

Culture	Regio	Rendement	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
TRITICALE	MFR	49.6	16.0	51	40	65	101	538
TRITICALE	11	0.0	#DIV/0!	195	0	0	103	#DIV/0!
TRITICALE	21	56.3	16.3	0	100	31	95	693
TRITICALE	22	0.0	#DIV/0!	0	0	169	314	#DIV/0!
TRITICALE	23	0.0	#DIV/0!	157	0	0	282	#DIV/0!
TRITICALE	24	49.6	16.0	33	65	73	69	552
TRITICALE	25	61.7	20.4	0	58	0	93	1 109
TRITICALE	26	45.0	16.1	83	0	76	37	529
TRITICALE	31	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
TRITICALE	41	49.6	15.5	113	94	43	196	321
TRITICALE	42	0.0	#DIV/0!	111	65	0	180	#DIV/0!
TRITICALE	43	49.6	14.4	212	0	55	0	446
TRITICALE	52	56.7	16.3	65	52	48	28	732
TRITICALE	53	58.3	15.3	130	129	42	51	540
TRITICALE	54	47.9	16.2	108	31	111	107	419
TRITICALE	72	37.0	16.1	165	67	88	100	177
TRITICALE	73	44.5	17.2	185	58	107	93	321
TRITICALE	74	45.3	15.9	147	52	28	65	431
TRITICALE	82	49.1	15.3	186	91	148	19	304
TRITICALE	83	47.4	15.0	122	78	34	102	374
TRITICALE	91	31.7	21.5	52	0	0	181	448
TRITICALE	93	48.9	13.5	108	0	0	251	301
TRITICALE	94	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!

Estimations RICA :

- Marge en 72 particulièrement faible avec un prix nettement plus bas que dans les autres régions.

SAA en	RICA en	Triticale	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	64.06	-
24 - Centre-Val de Loire	R24	52.04	49.6
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	48.86	45
	R43		49.6
28 - Normandie	R25	59.48	61.7
	R23		-
32 - Hauts-de-France	R31	65.96	-
	R22		-
44 - Grand Est	R42	57.14	-
	R21		56.3
	R41		49.6
52 - Pays de la Loire	R52	59.24	56.7
53 - Bretagne	R53	64.94	58.3
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	49.88	37
	R74		45.3
	R54		47.9
76 - Occitanie	R91	45.16	31.7
	R73		44.5
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	51.9	47.4
	R82		49.1
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	39.46	48.9
94 - Corse	R94	32	-

Maïs grain

Les régions 23, 31 sont complétées avec la moyenne France. Les données de la région 91 sont mises à 0 car surface SAA de 1 500 hectares.

Culture	Regio	Rendemer	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
MAIS	MFR	91.5	16.2	277	110	196	119	785
MAIS	11	92.7	15.7	320	76	248	71	741
MAIS	21	85.4	14.4	190	90	167	100	679
MAIS	22	89.6	14.1	184	118	253	63	648
MAIS	23	84.0	16.3	314	123	196	121	615
MAIS	24	94.8	16.4	298	70	200	105	878
MAIS	25	79.9	15.6	56	102	178	104	808
MAIS	26	88.2	15.2	425	141	168	136	468
MAIS	31	96.4	14.5	183	0	142	0	1 074
MAIS	41	77.2	14.6	300	59	240	62	467
MAIS	42	113.1	18.6	342	124	175	136	1 332
MAIS	43	90.9	15.5	297	96	197	107	710
MAIS	52	86.2	16.3	160	82	172	90	899
MAIS	53	78.4	14.5	128	137	236	140	493
MAIS	54	86.3	16.3	249	115	213	104	722
MAIS	72	91.7	16.5	373	117	174	115	731
MAIS	73	97.2	17.1	289	159	171	96	951
MAIS	74	68.1	12.6	102	60	210	105	384
MAIS	82	100.4	14.9	298	145	192	73	788
MAIS	83	88.8	16.9	239	89	115	95	962
MAIS	91	0.0	#DIV/0!	239	0	0	78	#DIV/0!
MAIS	93	0.0	#DIV/0!	472	0	190	37	#DIV/0!
MAIS	94	0.0	#DIV/0!	327	200	299	64	#DIV/0!

	Prix	Rendeme	Charges affectées					Marge
			AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA	TOTAL	Calculée
MFR	16.3013196	91.5443697	276.9734	120.4685	200.79889	107.944	706.18479	786.109241
R11	15.780643	92.6523851	277.67	81.8	180.56	89.314	629.344	832.770213
R21	14.4205915	85.3999317	230.4	128.69	198.8	93.307	651.197	580.320525
R22	14.2010223	89.553998	206.5	131.52	285.2	57.347	680.567	591.191319
R23	14.2867056	84.2583753	405.53	217.85	291.94	150.529	1065.849	137.925598
R24	16.443125	94.7847715	288.74	88.34	222.86	105.377	705.317	853.240843
R25	15.6994194	79.942343	56.24	99.9	166.58	110.827	433.547	821.501371
R26	15.2404562	88.1805988	489.4	167.94	185.08	144.01	986.43	357.482553
R31	14.5747762	96.3735957	224.88	0	230.96	0	455.84	948.783591
R41	14.7271515	77.1875617	342.14	72.2	248.8	83.39	746.53	390.222919
R42	18.7235212	113.117645	341.94	127.31	196.26	142.796	808.306	1309.65463
R43	15.5502666	90.899227	313.69	115.05	208.48	108.291	745.511	667.996213
R52	16.3655239	86.1757074	186.07	94.37	203.13	91.769	575.339	834.971596
R53	14.5083544	78.4383662	136.8	148.31	248.14	150.958	684.208	453.803614
R54	16.304317	86.2728289	257	127.58	218.71	105.598	708.888	697.731551
R72	16.5330554	91.7171734	393.8	127.34	180.14	119.603	820.883	695.482105
R73	17.1881447	97.2245982	299.54	167.23	176.88	99.843	743.493	927.617458
R74	12.673677	68.0807817	153.88	133.38	232.53	132.64	652.43	210.403835
R82	14.9422602	100.408375	305.33	145.78	197.42	79.832	728.362	771.966073
R83	16.9483021	88.7746179	240.63	91.55	115.28	94.456	541.916	962.663045
R91	0	0	251.64	0	0	72.791	324.431	-324.431
R93	17.0182956	107.793573	535.93	77.31	209.82	36.134	859.194	975.268887
R94	0	0	317.33	188.22	302.14	60.05	867.74	-867.74

Estimations RICA :

- Marge en 31 particulièrement élevée avec rendement conforme à SAA et prix dans fourchette autres régions, mais charges non significatives pour phyto et carburants. A remplacer.
- Marge en 23 faible car charges élevées. A remplacer
- Marge en 42 particulièrement élevée avec rendement élevé, conforme à SAA. Le prix également élevé peut s'expliquer par l'importance du débouché en semoulerie qui est bien valorisée. Les charges étant dans les fourchettes régionales, données conservées.

SAA en	RICA en	Maïs grain et maïs semenc	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	99.74	92.7
24 - Centre-Val de Loire	R24	94.08	94.8
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	91.46	88.2
	R43		90.9
28 - Normandie	R25	86.88	79.9
	R23		84
32 - Hauts-de-France	R31	95.4	96.4
	R22		89.6
44 - Grand Est	R42	102.22	113.1
	R21		85.4
	R41		77.2
52 - Pays de la Loire	R52	82.26	86.2
53 - Bretagne	R53	85.2	78.4
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	85.4	91.7
	R74		68.1
	R54		86.3
76 - Occitanie	R91	86.96	-
	R73		97.2
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	90.34	88.8
	R82		100.4
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	97.14	-
94 - Corse	R94	104	-

Autres céréales

Le contenu de ce poste « autres » varie d'une région à l'autre et il est difficile de valider l'information issue du RICA. De plus, de nombreuses régions n'ont pas d'information ou ces estimations reposent sur un faible nombre d'observations. On attribue la valeur 0 à toutes les régions pour lesquelles la surface SAA est inférieure à 1000 ha et on retient la valeur France pour toutes les autres régions.

Culture	Regio	Rendemer	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
ACER	MFR	39.2	71.7	349	203	194	102	1 962
ACER	11	0.0	#DIV/0!	0	53	0	0	#DIV/0!
ACER	21	0.0	#DIV/0!	0	0	0	335	#DIV/0!
ACER	22	0.0	#DIV/0!	0	0	377	45	#DIV/0!
ACER	23	0.0	#DIV/0!	0	0	557	572	#DIV/0!
ACER	24	27.7	51.2	160	112	149	46	951
ACER	25	0.0	#DIV/0!	0	0	0	52	#DIV/0!
ACER	26	0.0	#DIV/0!	91	0	115	52	#DIV/0!
ACER	31	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!
ACER	41	0.0	#DIV/0!	0	0	212	362	#DIV/0!
ACER	42	0.0	#DIV/0!	0	0	0	579	#DIV/0!
ACER	43	0.0	#DIV/0!	152	60	0	0	#DIV/0!
ACER	52	39.0	73.4	285	237	331	105	1 908
ACER	53	55.1	17.5	174	146	99	61	485
ACER	54	29.2	128.1	376	0	261	0	3 101
ACER	72	38.4	100.8	726	309	56	114	2 662
ACER	73	39.7	87.9	377	312	236	131	2 433
ACER	74	42.1	16.4	141	59	86	136	267
ACER	82	34.0	125.6	203	308	183	88	3 495
ACER	83	42.2	86.9	157	103	94	142	3 170
ACER	91	0.0	#DIV/0!	321	228	0	81	#DIV/0!
ACER	93	0.0	#DIV/0!	512	552	0	197	#DIV/0!
ACER	94	0.0	#DIV/0!	0	0	0	0	#DIV/0!

Estimations RICA :

SAA en	RICA en	Autres céréales, n.c.a. niv.	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	50	-
24 - Centre-Val de Loire	R24	33.66	27.7
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	41.52	-
	R43		-
28 - Normandie	R25	49.58	-
	R23		-
32 - Hauts-de-France	R31	62.76	-
	R22		-
44 - Grand Est	R42	45.84	-
	R21		-
	R41		-
52 - Pays de la Loire	R52	44.02	39
53 - Bretagne	R53	28.34	55.1
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	39.06	38.4
	R74		42.1
	R54		29.2
76 - Occitanie	R91	32.98	-
	R73		39.7
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	34.56	42.2
	R82		34
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	16.34	-
94 - Corse	R94	#DIV/0!	-

Pommes de terre

Culture	Regio	Rendement	Prix	Engrais	Phyto	Semences	Carburant	Marge
POMT	MFR	419.5	15.2	449	676	886	216	4 165
POMT	11	0.0	#DIV/0!	406	571	1 270	190	#DIV/0!
POMT	21	475.4	13.4	871	766	1 266	132	3 327
POMT	22	443.3	11.3	399	610	970	146	2 884
POMT	23	381.1	17.7	556	681	622	254	4 644
POMT	24	426.8	15.7	731	737	1 827	232	3 187
POMT	25	0.0	#DIV/0!	775	999	1 496	46	#DIV/0!
POMT	26	0.0	#DIV/0!	1 610	954	2 040	441	#DIV/0!
POMT	31	431.2	12.4	436	543	664	212	3 478
POMT	41	0.0	#DIV/0!	3 007	1 341	2 624	1 168	#DIV/0!
POMT	42	0.0	19.4	906	793	2 464	1 000	-5 164
POMT	43	0.0	#DIV/0!	1 249	1 542	4 414	1 132	#DIV/0!
POMT	52	0.0	#DIV/0!	1 008	1 167	2 157	330	#DIV/0!
POMT	53	0.0	#DIV/0!	544	1 125	680	295	#DIV/0!
POMT	54	0.0	#DIV/0!	2 021	2 015	4 991	756	#DIV/0!
POMT	72	0.0	#DIV/0!	3 904	9 228	11 936	803	#DIV/0!
POMT	73	0.0	#DIV/0!	0	0	0	14 233	#DIV/0!
POMT	74	0.0	#DIV/0!	1 336	3 404	858	448	#DIV/0!
POMT	82	181.1	62.9	1 639	1 107	2 036	200	6 407
POMT	83	0.0	#DIV/0!	720	754	1 094	117	#DIV/0!
POMT	91	0.0	#DIV/0!	718	923	2 907	603	#DIV/0!
POMT	93	0.0	#DIV/0!	1 522	1 546	3 875	581	#DIV/0!
POMT	94	0.0	#DIV/0!	0	0	1 310	2 082	#DIV/0!

Betterave sucrière

On attribue la valeur 0 à toutes les régions pour lesquelles la surface SAA est inférieure à 1000 ha, ainsi qu'à la région 26 qui affiche une surface de 1 300 ha dans la SAA. On retient les valeurs estimées pour toutes les autres régions.

	Charges affectées							Marge	
	Prix	Rendement	AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA	TOTAL	Calculée	Corrigée
MFR	3.07361707	897.604479	612.47846	370.47948	513.18038	175.718	1671.85632	1087.03613	1087.03613
R11	3.04866529	892.045685	167.97	239.36	398.97	188.72	995.02	1724.52872	1724.52872
R21	3.03575646	936.92137	790.55	297.96	531.59	221.453	1841.553	1002.71211	1002.71211
R22	3.07388975	878.355765	333.37	273.43	439.2	123.413	1169.413	1530.55578	1530.55578
R23	2.79435741	881.870154	766.81	1080.31	1124.91	326.311	3298.341	-834.0806	1087.03613
R24	2.86140922	931.438525	471.59	353.35	466.73	215.215	1506.885	1158.34179	1158.34179
R25	3.08261042	847.195892	434.53	365.58	406.33	106.237	1312.677	1298.89788	1298.89788
R26	0	0	737.84	729.18	459.58	194.54	2121.14	-2121.14	1087.03613
R31	3.29004716	880.796582	409.54	604.79	740.76	144.559	1899.649	998.21329	998.21329
R41	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R42	3.31506504	942.336406	390.1	430.98	406.19	246.801	1474.071	1649.83547	1649.83547
R43	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R52	0	0	618.96	452.62	0	0	1071.58	-1071.58	1087.03613
R53	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R54	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R72	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R73	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R74	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R82	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R83	3.56724462	816.987959	749.64	599.47	403.6	72.87	1825.58	1088.81591	1088.81591
R91	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R93	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613
R94	0	0	0	0	0	0	0	0	1087.03613

Estimations RICA :

- Pas de rendement ni prix en région 26. SAA affiche une SAU de 1 390 hectares. On pose toutes les données à 0.
- Marge très élevée en 11, liée à des charges plus faibles sur tous les postes, comparativement aux autres régions. Dans SAA, la région représente moins de 10% de la surface de MFR. On retient les valeurs estimées.

SAA en	RICA en	Betterave industrielle	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	897.42	892
24 - Centre-Val de Loire	R24	918.96	931
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	829.42	-
	R43		-
28 - Normandie	R25	864.16	847
	R23		881.8
32 - Hauts-de-France	R31	876.62	880
	R22		878.4
44 - Grand Est	R42	925.48	942.3
	R21		936.9
	R41		-
52 - Pays de la Loire	R52	805.02	-
53 - Bretagne	R53	800	-
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	828.175	-
	R74		-
	R54		-
	R91	#DIV/0!	-
76 - Occitanie	R73		-
	R83	855.84	817
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R82		-
	R93	#DIV/0!	-
	R94	#DIV/0!	-

Colza

On applique les données de MFR aux régions 31 et 22. On retient les données de la région 54 pour les régions 72 et 74.

	Prix	Rendeme	Charges affectées				Marge	
			AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRC	TOTAL	Calculée
MFR	38.5403318	33.5836079	267.17317	204.25316	0	34.072	505.49833	788.825061
R11	38.6194609	36.8688586	237.67	420.02	172.24	88.869	918.799	505.056445
R21	38.1772468	33.8335855	194.15	238.72	15.13	11.926	459.926	831.747142
R22	37.3784469	39.4274004	98.82	0	0	4.319	103.139	1370.59599
R23	38.3149662	39.0205547	350.29	243.67	0	109.735	703.695	791.376237
R24	39.1303481	33.6580301	156.54	243.82	0	29.95	430.31	886.740437
R25	39.5530253	36.1799157	296.8	202.3	0	97.057	596.157	834.868122
R26	37.9004054	30.0925815	287.13	292.66	0	75.786	655.576	484.94504
R31	39.1236697	41.5846637	0	0	0	165.064	165.064	1461.88064
R41	38.7367959	30.8349898	235.57	231.47	18.72	52.187	537.947	656.501704
R42	37.4778539	33.4563359	415.71	269.88	0	148.391	833.981	419.890668
R43	38.4991026	34.9020142	156.82	262.48	0	75.628	494.928	848.768226
R52	39.5957273	32.2265853	192	219.28	0	43.477	454.757	821.278082
R53	36.6431405	32.4513516	0	85.4	0	0	85.4	1103.71943
R54	38.9677389	29.7869209	206.98	199.61	10.71	46.537	463.837	696.891955
R72	39.5758471	25.9481534	347.6	460.16	244.94	138.899	1191.599	-164.678849
R73	40.7859647	27.30003	358.31	339.04	47.1	116.133	860.583	252.875061
R74	36.1407195	27.196056	522.77	294.61	71.12	33.814	922.314	60.571032
R82	37.9260906	30.1780859	227.43	245.24	55.01	0	527.68	616.85682
R83	36.7144067	28.7767413	285.21	205	0	29.044	519.254	537.266984
R91	46.4089466	21.7841019	262.24	103.1	295.16	0	660.5	350.477221
R93	38.0981512	23.8039109	86.79	0	155.2	0	241.99	664.894995
R94	0	0	0	0	0	0	0	0

Estimations RICA :

- Marge très élevées par rapport à la moyenne dans régions 22, 31 53 car certaines charges non significatives. On retient la moyenne nationale.
- Marge négative ou très faible pour les régions 72 et 74. On retient les valeurs de 54, troisième région de la grande région Nouvelle Aquitaine.

SAA en	RICA en	Colza grain et navette	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA	RICA
11 - Île-de-France	R11	37.66	36.87
24 - Centre-Val de Loire	R24	32.7	33.66
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	31.68	30.09
	R43		34.9
28 - Normandie	R25	38.6	36.18
	R23		39.02
32 - Hauts-de-France	R31	40.22	41.58
	R22		39.43
44 - Grand Est	R42	33.46	33.46
	R21		33.83
	R41		30.83
52 - Pays de la Loire	R52	32.56	32.23
53 - Bretagne	R53	35.04	32.45
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	30.36	25.95
	R74		27.2
	R54		29.79
76 - Occitanie	R91	27.18	21.78
	R73		27.3
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	28.9	28.78
	R82		30.18
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	18.52	23.8
94 - Corse	R94	#DIV/0!	-

Tournesol

On attribue la valeur 0 à toutes les régions pour lesquelles la surface SAA est inférieure à 1000 ha, ainsi qu'aux régions 22 et 74 qui affichent respectivement une surface de 1 200 ha et 2 500 dans la SAA. On attribue les valeurs MFR pour les régions 11, 41, 91 et 93 et on retient les valeurs estimées pour toutes les autres régions.

	Prix	Rendement	Charges affectées				Marge		
			AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA	TOTAL	Calculée	Corrigée
MFR	37.9493262	22.9281692	137.15924	127.99359	73.77818	57.424	396.35501	473.753563	473.753563
R11	36.3390696	24.4423862	107.53	0	0	0	107.53	780.683575	780.683575
R21	38.8623469	26.1401246	186.05	72.49	93.9	79.827	432.267	583.599589	583.599589
R22	0	0	610.74	0	0	0	610.74	-610.74	473.753563
R23	0	0	0	0	557.89	0	557.89	-557.89	473.753563
R24	36.6058314	25.8822566	19.81	72.69	0	46.824	139.324	808.117524	808.117524
R25	38.1360192	27.6367707	61.86	320.86	0	66.729	449.449	604.50742	604.50742
R26	38.3712892	23.4135635	0	141.81	72.91	49.852	264.572	633.836616	633.836616
R31	0	0	0	0	0	0	0	0	473.753563
R41	39.0698022	24.0111586	266.21	297.19	204.24	99.739	867.379	70.7322185	70.7322185
R42	0	0	217.28	302.93	0	654.182	1174.392	-1174.392	473.753563
R43	38.0011743	24.5802414	27.61	369.92	65.2	111.406	574.136	359.942039	359.942039
R52	37.0497573	24.0677036	117.05	147.73	148.8	58.175	471.755	419.947576	419.947576
R53	0	0	244.92	167.6	0	0	412.52	-412.52	473.753563
R54	37.2370856	21.5405669	147.21	164.31	93.28	52.913	457.713	344.394933	344.394933
R72	38.026647	25.1121899	214.97	200.16	98.89	44.758	558.778	396.154382	396.154382
R73	37.6319794	21.6010485	130.32	129.48	99.12	60.976	419.896	392.994214	392.994214
R74	0	0	0	34.4	41.39	0	75.79	-75.79	473.753563
R82	49.0688933	22.0016087	163.24	164.84	63.04	62.146	453.266	626.32859	626.32859
R83	37.0746551	26.4465781	154.77	155.19	74.67	0	384.63	595.867762	595.867762
R91	41.612079	20.6919523	67.4	0	0	0	67.4	793.635154	793.635154
R93	40.7149275	21.5674183	330.28	223.06	130.04	117.761	801.141	76.9748735	76.9748735
R94	0	0	0	0	0	0	0	0	473.753563

Estimations RICA :

- Pas de prix ni de rendement pour les régions 22 et 74 dont les surfaces régionales de la SAA sont respectivement de 1 200 et 2 500 hectares. Pas de valeurs attribuées.
- Marges faibles en 41 et en 93, en raison de charges élevées
- A contrario, marges élevées pour régions 11 et 91 à cause charges non significatives.

SAA en	RICA en	Tournesol	
		SAA	RICA
Nouvelles régions	Anciennes régions		
11 - Île-de-France	R11	31.3	24.44
24 - Centre-Val de Loire	R24	25.62	25.88
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	25.02	23.41
	R43		24.58
28 - Normandie	R25	26.36	27.64
	R23		-
32 - Hauts-de-France	R31	25.64	-
	R22		-
44 - Grand Est	R42	28.08	-
	R21		26.14
	R41		24.01
52 - Pays de la Loire	R52	25.08	24.07
53 - Bretagne	R53	22.16	-
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	22.54	25.11
	R74		-
	R54		21.54
76 - Occitanie	R91	21.86	20.69
	R73		21.6
	R83	25.04	26.45
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R82		22
	R93	18.2	21.57
94 - Corse	R94	18	-

Le RICA respecte bien la hiérarchie des régions pour les rendements.

Pois et fèves

On attribue les charges à l'hectare MFR aux régions avec marges négatives (82, 83 et 91), aux régions avec total charges nul (22, 26 et 93) et on affecte des valeurs nulles aux régions 42, 43, 74 et 94.

	Prix	Rendeme	Charges affectées					Marge	
			AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA	TOTAL	Calculée	Corrigée
MFR	21.8084489	38.5602552	0	152.28063	0	14.707	166.98763	673.951725	673.951725
R11	22.3399195	42.6768278	34.09	132.82	0	89.519	256.429	696.967899	696.967899
R21	21.4217431	41.7014899	80.88	176.87	131.88	72.983	462.613	430.705603	430.705603
R22	21.175485	44.0639871	0	0	0	0	0	933.076298	933.076298
R23	22.1055159	41.2767074	0	105.03	0	34.285	139.315	773.127911	773.127911
R24	21.3457401	39.0565248	39.82	323.44	160.94	9.518	533.718	299.972429	299.972429
R25	24.4149612	43.7697343	42.21	231.52	61.84	8.669	344.239	724.397363	724.397363
R26	21.3405516	31.661479	0	0	0	0	0	675.673428	675.673428
R31	20.6830142	46.3698281	0	311.25	89.54	0	400.79	558.277813	558.277813
R41	21.9094879	37.0913814	0	119.3	27.86	275.93	423.09	389.563174	389.563174
R42	0	0	0	0	0	0	0	0	673.951725
R43	0	33.3339461	371.1	422.54	0	0	793.64	-793.64	673.951725
R52	25.7735625	28.4247599	0	16.73	59.86	91.556	168.146	564.461324	564.461324
R53	21.0051491	38.7085698	0	60.41	214.28	165.057	439.747	373.332281	373.332281
R54	22.0611859	28.9071233	0	83.63	80.23	133.059	296.919	340.80642	340.80642
R72	25.0584853	19.5138119	0	0	0	176.005	176.005	312.981569	312.981569
R73	20.9280096	24.4133887	0	246.16	0	152.169	398.329	112.594634	112.594634
R74	20.994025	29.7802792	0	0	290.73	137.528	428.258	196.949927	196.949927
R82	20.8662639	26.2267433	109.42	304.24	346.19	0	759.85	-212.595852	673.951725
R83	20.1013098	30.3957856	70.06	284.82	292.49	0	647.37	-36.3748963	673.951725
R91	19.6968988	21.9565413	251.17	658.24	0	288.515	1197.925	-765.449229	673.951725
R93	18.9777054	24.2138865	0	0	0	0	0	459.524005	459.524005
R94	0	0	0	0	0	0	0	0	673.951725

Estimations RICA :

- Les marges négatives dans les régions 82, 83 et 91 interpellent, notamment les dépenses en engrais.
- On attribue les charges à l'hectare aux régions correspondantes
- De même pour les régions avec total charges nul : 22, 26 et 93.

SAA en	RICA en	Pois protéagi	Féveroles et fève	Lupin doux	
Nouvelles régions	Anciennes régions	SAA			RICA
11 - Île-de-France	R11	46.26	43.9	25	42.67
24 - Centre-Val de Loire	R24	41.4	30.48	24.32	39.06
27 - Bourgogne-Franche-Comté	R26	39.78	27.5	24.6	31.66
	R43				33.33
28 - Normandie	R25	47.86	44.36	29.72	43.77
	R23				41.28
32 - Hauts-de-France	R31	48.1	45.5	21.82	46.37
	R22				44.06
44 - Grand Est	R42	43.8	41.32	24.22	-
	R21				41.7
	R41				37.09
52 - Pays de la Loire	R52	39.34	29.36	21	28.42
53 - Bretagne	R53	45.68	34.16	35.14	38.71
75 - Nouvelle-Aquitaine	R72	35.38	23.1	23.66	19.51
	R74				29.78
	R54				28.91
76 - Occitanie	R91	29.46	18.1	16.4	21.96
	R73				24.41
84 - Auvergne-Rhône-Alpes	R83	33.08	23.58	22.36	30.4
	R82				26.23
93 - Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	22.64	22.74	17.3333333	24.21
94 - Corse	R94	20.075	24	20.4	-

Annexe 4.5-4. Calcul des marges des cultures fourragères, dont prairies, et correction éventuelle

Prairies temporaires

Prix étonnamment faibles pour régions 24 et 91. Remplacement des valeurs par données MFR.

	Prix	Rendeme	Charges affectées					TOTAL	Marge
			AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA	Calculée		
MFR	8.3512	68.586	39.291	5.3648	14.365	41.046	100.0668	472.708603	
R11	6.3718	81.4	31.69	0	9.282	22.481	63.453	455.21152	
R21	8.1025	59.538	6.52	0	3.558	11.019	21.097	461.309645	
R22	7.1535	86.496	37.009	7.843	4.448	20.373	69.673	549.076136	
R23	6.5249	84.042	70.989	25.666	4.448	57.404	158.507	389.858646	
R24	2.9587	57.632	51.916	9.071	9.994	41.81	112.791	57.7247984	
R25	6.1735	80.548	0	0	1.072	32.68	33.752	463.511078	
R26	8.5115	75.914	25.976	0	38.836	34.365	99.177	546.965011	
R31	7.249	84.006	48.737	0	38.836	0	87.573	521.386494	
R41	9.5746	72.018	11.782	3.217	8.681	75.6	99.28	590.263543	
R42	8.5051	80.65	32.056	12.271	8.681	102.742	155.75	530.186315	
R43	9.2164	70.082	57.327	0	12.166	19.673	89.166	556.737745	
R52	7.2825	71.838	27.116	4.451	10.722	43.491	85.78	437.380235	
R53	5.6981	74.032	50.303	6.768	10.512	40.033	107.616	314.225739	
R54	10.2468	70.258	48.436	6.768	10.512	35.255	100.971	618.948674	
R72	9.3062	69.91	79.116	14.104	19.452	53.95	166.622	483.974442	
R73	12.3797	61.756	65.122	7.122	16.405	65.188	153.837	610.683753	
R74	13.3373	71.43	43.769	4.417	11.301	39.657	99.144	853.539339	
R82	12.4863	67.158	54.533	6.549	21.281	62.195	144.558	693.996935	
R83	13.3373	60.552	48.458	8.415	15.151	47.522	119.546	688.05419	
R91	2.3862	43.496	34.805	1.463	14.11	18.1	68.478	35.3121552	
R93	13.3169	58.396	42.076	1.463	14.11	39.015	96.664	680.989692	
R94	11.5977	62.63	47.627	9.704	17.565	26.731	101.627	624.736951	

Prairies permanentes

Données des régions 24, 91 et 93 remplacées par valeurs nationales.

			Charges affectées					Marge
	Prix	Rendeme	AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA	TOTAL	Calculée
MFR	8.3512	41.902	38.805	4.6179	2.988	44.74	91.1509	258.781082
R11	6.3718	50.864	132.892	3.037	9.535	23.99	169.454	154.641235
R21	8.1025	56.422	45.902	4.442	1.534	46.763	98.641	358.518255
R22	7.1535	61.762	76.349	4.156	2.728	54.98	138.213	303.601467
R23	6.5249	57.124	98.363	10.815	2.728	51.005	162.911	209.817388
R24	2.9587	39.38	53.049	15.318	9.633	47.398	125.398	-8.884394
R25	6.1735	60.398	28.755	7.267	6.152	36.429	78.603	294.264053
R26	8.5115	53.758	22.726	35.986	3.138	41.823	103.673	353.888217
R31	7.249	63.756	146.506	35.986	3.138	97.97	283.6	178.567244
R41	9.5746	61.356	51.689	5.214	5.536	34.316	96.755	490.704158
R42	8.5051	51.442	48.887	2.957	5.536	49.46	106.84	330.679354
R43	9.2164	51.248	42.106	1.468	7.242	46.869	97.685	374.637067
R52	7.2825	47.372	22.538	3.928	2.913	31.877	61.256	283.73059
R53	5.6981	43.58	78.171	16.51	14.481	41.622	150.784	97.539198
R54	10.2468	45.472	54.71	16.51	14.481	36	121.701	344.24149
R72	9.3062	36.678	41.745	2	9.825	43.736	97.306	244.026804
R73	12.3797	33.654	21.675	1.693	0.66	37.322	61.35	355.276424
R74	13.3373	48.958	45.65	5.56	6.123	41.199	98.532	554.435533
R82	12.4863	36.146	21.489	2.7	3.34	34.406	61.935	389.3948
R83	13.3373	39.47	30.103	1.941	2.751	41.977	76.772	449.651231
R91	2.3862	9.748	12.779	0	1.939	26.787	41.505	-18.2443224
R93	13.3169	10.746	126.919	0	1.939	100.945	229.803	-86.6995926
R94	11.5977	9.898	3.881	0	2.087	7.553	13.521	101.273035

Luzerne

	Prix	Rendeme	Charges affectées				TOTAL	Marge
			AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRCA		Calculée
MFR	8.3477	85.264	7.534	2.0352	2.722	0	12.2912	699.467093
R11	6.7539	97.978	0	0.509	3.978	32.231	36.718	625.015614
R21	8.1752	117.552	2.354	1.022	0	0	3.376	957.63511
R22	7.0169	95.37	0	9.468	0	0	9.468	659.733753
R23	8.4308	82.126	0	50.308	0	0	50.308	642.079881
R24	7.9736	67.26	164.842	48.388	45.11	0	258.34	277.964336
R25	5.0486	85.354	397.755	413.764	128.72	0	940.239	-509.320796
R26	6.0498	93.708	17.465	0	0	152.208	169.673	397.241658
R31	7.0169	95.146	0	0	0	0	0	667.629967
R41	8.1429	81.372	333.199	0	96.958	462.94	893.097	-230.492941
R42	4.2851	98.474	46.08	115.765	96.958	126.724	385.527	36.4439374
R43	6.0498	90.448	0	25.371	32.067	0	57.438	489.75431
R52	6.728	85.164	93.516	0	69.598	59.738	222.852	350.131392
R53	7.9876	85.474	0	8.313	0	42.592	50.905	631.827122
R54	11.6497	85.604	11.461	8.313	0	0	19.774	977.486919
R72	6.9631	70.42	0	59.615	0	374.717	434.332	56.009502
R73	6.6046	66.844	61.118	20.326	0	788.309	869.753	-428.275118
R74	2.6297	81.546	0	0	0	0	0	214.441516
R82	2.6297	78.076	0	0	0	182.942	182.942	22.3744572
R83	2.6297	109.42	0	0	0	0	0	287.741774
R91	1.0868	45.926	0	0	0	452.549	452.549	-402.636623
R93	13.5196	72.36	72.895	0	0	0	72.895	905.383256
R94	13.909	72.49	0	0	0	411.27	411.27	596.99341

Estimations RICA :

Aucune cohérence dans les charges estimées selon les régions. Préférable de retenir l'estimation sur MFR qui retient toutes les exploitations concernées par la production de luzerne.

Construction d'une marge régionale à partir :

- du rendement régional SAA
- du prix MFR calculé dans le RICA
- des charges estimées dans le RICA au niveau MFR

La variabilité régionale est donnée par le rendement.

Regio	Rendeme	Prix	Engrais	Phyto	Semence	Carburan	Tot_Prod	Tot_Charg	Marge
MFR	85.264	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	711.758293	12.2912	699.467093 F
R11	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R21	117.552	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	981.28883	12.2912	968.99763 F
R22	95.37	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	796.120149	12.2912	783.828949 F
R23	82.126	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	685.56321	12.2912	673.27201 F
R24	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R25	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R26	93.708	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	782.246272	12.2912	769.955072 F
R31	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R41	81.372	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	679.269044	12.2912	666.977844 F
R42	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R43	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R52	85.164	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	710.923523	12.2912	698.632323 F
R53	85.474	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	713.51131	12.2912	701.22011 F
R54	85.604	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	714.596511	12.2912	702.305311 F
R72	70.42	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	587.845034	12.2912	575.553834 F
R73	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R74	81.546	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	680.721544	12.2912	668.430344 F
R82	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R83	109.42	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	913.405334	12.2912	901.114134 F
R91	0	0	0	0	0	0	0	0	0 F
R93	72.36	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	604.039572	12.2912	591.748372 F
R94	72.49	8.3477	7.534	2.0352	2.722	0	605.124773	12.2912	592.833573 F

Maïs fourrage

	Charges affectées						Marge		
	Prix	Rendement	AUTEN	AUTPH	AUTSE	CHRC	TOTAL	Calculée	Corrigée
MFR	9.460969	125.924	210.979	88.801	175.815	188.545	664.14	527.223061	527.223061
R11	9.25977022	112.531426	194.319	49.563	155.997	384.398	784.277	257.738146	257.738146
R21	7.72245897	132.98	304.225	67.537	168.709	211.751	752.222	274.710593	274.710593
R22	7.99073093	146.192	208.591	112.089	158.438	182.53	661.648	506.532936	506.532936
R23	7.53750612	135.27	304.83	121.981	158.438	215.296	800.545	219.053453	219.053453
R24	9.90272775	91.04	185.609	91.227	112.367	166.408	555.611	345.933334	345.933334
R25	7.87933127	138.146961	275.105	97.961	172.315	177.624	723.005	365.500673	365.500673
R26	8.47175915	112.915963	297.273	62.285	170.157	238.258	767.973	188.62384	188.62384
R31	8.87649941	146.527646	117.533	62.285	170.157	121.043	471.018	829.634563	829.634563
R41	7.09069493	122.724801	193.724	82.129	164.61	282.853	723.316	146.888127	146.888127
R42	13.6320797	156.696	243.356	74.344	164.61	259.989	742.299	1393.79336	1393.79336
R43	8.93572356	131.511922	79.161	44.116	139.956	167.543	430.776	744.378178	744.378178
R52	8.91441277	118.782	196.926	83.991	188.115	150.038	619.07	439.801778	439.801778
R53	7.09908623	125.998	122.068	83.157	178.656	157.507	541.388	353.082666	353.082666
R54	8.88980581	105.534	229.763	83.157	178.656	213.095	704.671	233.505766	233.505766
R72	9.62144283	137.63	178.452	64.357	132.213	149.757	524.779	799.420177	799.420177
R73	10.6530785	116.692	194.015	73.105	146.412	214.24	627.772	615.357039	615.357039
R74	5.2645677	120.665823	226.086	94.245	161.394	182.902	664.627	-29.3736081	527.223061
R82	9.51452928	116.462	183.069	80.298	117.931	212.35	593.648	514.433109	514.433109
R83	9.5428691	109.294	255.581	85.519	153.404	213.057	707.561	335.417335	335.417335
R91	0	92.846	0	77.031	201.013	0	278.044	-278.044	527.223061
R93	11.7420947	75	136.62	77.031	201.013	232.949	647.613	233.044103	233.044103
R94	0	96.88	0	0	0	0	0	0	527.223061

La variabilité de la marge dépend plus souvent du rendement (SAA) que du prix (RICA). Correction de la valeur pour les régions 42 et 74 en retenant les données MFR. Ces régions présentent un prix en dehors de la fourchette des autres régions, entraînant des valeurs extrêmes pour la marge.

Sans plus d'information, les autres régions conservent les valeurs estimées par le RICA, le rendement étant issu de la SAA.

Vente de maïs fourrage : la méthode de l'AGPM pour estimer le prix du maïs sur pied

Source : Agpm-Info n°440, juillet-août 2014.

Pratique courante entre agriculteurs, la vente de maïs sur pied permet à certains éleveurs d'ajuster leurs stocks fourragers. Mais la question du prix du maïs fourrage sur pied se pose alors. L'AGPM livre une méthode de calcul pour estimer le prix de vente du maïs ensilage basée notamment sur le prix de vente en grain.

La détermination du **prix du maïs sur pied destiné à être récolté en fourrage** par l'acheteur peut se faire avant la récolte. Ce calcul repose sur le principe d'équivalence entre le produit de la vente du fourrage sur pied et le produit qui aurait été obtenu par le producteur avec la vente du grain », explique l'Association générale des producteurs de maïs dans sa lettre technique Agpm-Info n°440 de juillet-août 2014.

Cette méthode n'est pas un barème officiel mais un guide de négociation qui permet aux deux parties d'estimer la transaction au prix le plus juste. Elle se base sur des éléments pratiques pour une négociation commerciale qui répond aussi à la loi de l'offre et de la demande. Dans cette méthode, la récolte et les frais de récolte sont à la charge de l'acheteur.

1. Estimer le rendement de la parcelle

L'estimation du **rendement au champ se base sur le nombre de grains au m²**. Les comptages de densité, du nombre d'épis par plante et du nombre de grains par épi, permettent l'estimation de ce nombre de grains par m². Le comptage est possible dès trois semaines après la floraison femelle, et ce jusqu'à la récolte. Le rendement grain dépend aussi du poids de mille grains à la récolte accessible par la culture (entre 270 et 320 grammes/1 000 grains selon l'hybride, les conditions de végétation et le nombre de grains/m²). La grille d'estimation du rendement plante entière au stade récolte fourrage est le résultat de nombreuses années de pesées au champ. Elle prend en compte le développement de l'appareil végétatif. Le nombre de grains par m² est le premier facteur de variation du rendement. Il est nécessaire de rentrer dans la parcelle pour le calculer.

Le seul examen de l'appareil végétatif peut être trompeur. Un fort développement n'est pas la garantie d'un bon niveau de rendement grain, surtout si l'alimentation hydrique de la parcelle est limitée. A l'inverse, un développement végétatif moyen peut « cacher » un nombre élevé de grains, surtout suite à des orages « bien placés » par rapport à la floraison. Le rendement plante entière déterminé par le nombre de grains par m² est donc pondéré par le gabarit de l'appareil végétatif. Une estimation du rendement proche de la récolte est toujours préférable. Naturellement, on a une idée plus précise du rendement si la récolte fourrage est pesée et le taux de MS plante entière mesuré par analyse.

2. Evaluer le prix de la tonne de matière sèche sur pied

Il convient ensuite d'évaluer le produit brut par hectare qui correspond au prix payé au producteur (net de taxes et séchage) multiplié par le rendement. À ce produit brut, il faut ajouter une plus-value pour l'enlèvement des pailles (120 à 140 €/ha) et déduire les frais non engagés par le producteur-vendeur, à savoir la récolte et le broyage des pailles (150 à 180 €/ha) ainsi que le transport (40 €/ha).

Le prix du maïs grain payé au producteur n'est pas connu avec certitude aujourd'hui. Le montant des coûts liés à la récolte et de l'indemnité liée à l'enlèvement des pailles peut varier localement. Pour un plus juste prix, on aura donc intérêt à se fier à des références locales actualisées.

Enfin, le vendeur aura intérêt à prendre en compte la qualité alimentaire du maïs qu'il vend, ce que l'acheteur ne manquera pas de vérifier. Un maïs riche en grain, entre 30 et 35% MS plante entière, avec un appareil végétatif présentant des feuilles vertes se négociera à un prix plus élevé.

Pour finir, rappelons que ce marché répond aussi à la loi de l'offre et de la demande. Il convient cependant de rester serein et de procéder avec ordre dans la démarche.

Transposition au calcul pour maïs fourrage France entière (MFR) dans l'étude

Hypothèses :

- Rendement grain estimé à 91,5 q/ha
- Prix du maïs grain payé au producteur de 16,30 €/q (net de taxes et de séchage), soit 163 €/t
- Plus-value pour l'enlèvement des pailles = 126 €/ha
- Coût du broyage des pailles = 161 €/ha
- Coût du transport = 39 €/ha

Le prix de la transaction est alors de :

$(16,30 \text{ €} \times 91,5) + 126 - 161 - 39 = 1\,417,45 \text{ €/ha}$, soit 94,5 €/t de MS avec un rendement estimé de 15 tMS/ha

La qualité du produit peut être prise en compte dans le calcul. Dans ce cas de figure, un maïs ayant poussé dans de bonnes conditions, avec un bon rendement en grain, riche en amidon, et un appareil végétatif bien vert se négociera à 91,5 €/tMS. En revanche, un maïs pauvre en grain et/ou un appareil végétatif « fatigué » se négociera à moins de 80 €/tMS. Et selon le marché.

Annexe 4.5-5. Marge composite régionale de l'agrégat STICS BT

Région	Code région	Marge BT (€/ha)
Ile-de-France	R11	781,6
Champagne-Ardenne	R21	671,6
Picardie	R22	761,8
Haute Normandie	R23	962,3
Centre	R24	660,4
Basse Normandie	R25	770,3
Bourgogne	R26	496,4
Nord Pas-de-Calais	R31	767,1
Lorraine	R41	632,2
Alsace	R42	768,3
Franche-Comté	R43	465,6
Pays-de-la-Loire	R52	699,7
Bretagne	R53	608,0
Poitou-Charentes	R54	594,2
Aquitaine	R72	468,3
Midi-Pyrénées	R73	534,8
Limousin	R74	530,4
Rhône-Alpes	R82	472,4
Auvergne	R83	608,0
Languedoc-Roussillon	R91	393,0
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	388,4
Corse	R94	0,0

Annexe 4.5-6. Marges « grandes cultures » régionales pour les pratiques Agroforesterie intra-parcellaire et Haies

Région	Surface totale	Part de prairies temporaires	Marge cultures (€/ha)	Marge prairies temporaires (€/ha)	Marge cultures yc pr. temporaires (€/ha)
MFR	15 580 651	0,20158502	941,93	473	847
11	516 122	0,00724984	998,16	455	994
21	1 096 345	0,01974434	742,05	461	737
22	1 073 350	0,01099716	1 019,88	549	1 015
23	525 926	0,04542616	1 025,51	390	997
24	1 868 141	0,0886085	812,82	473	783
25	482 184	0,25241474	1 087,53	464	930
26	935 613	0,12054124	604,21	547	597
31	538 702	0,02393753	1 732,54	521	1 704
41	616 143	0,07418403	674,72	590	668
42	214 461	0,05521289	1 333,30	530	1 289
43	256 504	0,27797518	694,50	557	656
52	1 308 118	0,407157	909,40	437	717
53	1 116 737	0,43414051	2 355,53	314	1 469
54	1 283 433	0,18395353	743,08	619	720
72	703 386	0,2388471	1 269,28	484	1 082
73	1 409 411	0,32074471	653,52	611	640
74	260 625	0,66183801	#DIV/0!	854	854
82	513 909	0,28391925	1 130,69	694	1 007
83	516 809	0,49696967	906,32	473	691
91	201 612	0,27815083	1 014,74	473	864
93	132 870	0,2047162	1 746,31	681	1 528
94	5 410	0,75506432	-	0	-

4.6. Allocation coût-efficace de l'effort de stockage

Auteurs : Laure Bamière et Michele Schiavo

Sur la base des potentiels de stockage additionnel de carbone dans le sol (section 4.4), des assiettes maximales techniques et des coûts techniques de mise en œuvre des pratiques stockantes (section 4.5), nous pouvons maintenant procéder à l'allocation coût efficace de l'effort de stockage. C'est-à-dire que nous allons déterminer quelle(s) pratique(s) mettre en œuvre, sur quelle surface et dans quelle(s) région(s), afin d'atteindre un objectif national de stockage au moindre coût. Pour cela nous utilisons le modèle BANCO, qui nous permet de construire une courbe de coût marginal de stockage (ou MACC), à l'échelle de la France. Rappelons que cette courbe est construite sur la seule base du stockage additionnel de carbone dans le sol, conformément au cahier des charges de l'étude. Cela a pour conséquence que les pratiques stockant du carbone mais ayant un bilan GES défavorable, comme l'intensification modérée des prairies permanentes, ont été conservées dans le modèle et apparaissent dans la MACC. Les résultats obtenus sont cependant discutés, a posteriori, en tenant compte de l'ensemble du bilan GES des pratiques.

4.6.1. Modèle utilisé : BANCO

Pour déterminer le niveau effectif de mise en œuvre des différentes pratiques envisagées, beaucoup de travaux procèdent par construction, à dire d'experts, de scénarios de diffusion de chaque pratique. Pour cette étude, le choix a été fait de recourir à la simulation économique pour déterminer l'assiette effective des pratiques, par optimisation de l'effort pour atteindre l'objectif de stockage.

Plusieurs approches de modélisation étaient envisageables (cf. Encadré 4.1-1 et section 3.12). Les types de modèles utilisables ont été comparés selon leur capacité à simuler les pratiques actuelles et stockantes, en cohérence avec les résultats fournis par les simulations agronomiques, le scénario de référence (la ligne de base) et l'horizon temporel retenus pour l'étude. Les approches de type "analyse coût-bénéfice", les modèles d'équilibre et les modèles d'offre économétriques ont été écartés, au profit d'une approche de type "programmation mathématique", qui permet d'intégrer plus facilement des contraintes agronomiques et des pratiques agricoles nouvelles. L'outil choisi pour effectuer cette allocation optimale de l'effort de stockage de carbone est le modèle BANCO (Bamière et al., 2017). Ce modèle correspond à une approche hybride entre analyse coût-bénéfice et programmation mathématique. Il présente l'avantage de ne pas nécessiter un lourd travail d'adaptation, de paramétrage et de calibrage, incompatible avec le temps limité de l'étude, et de permettre une évaluation homogène et commune à toutes les pratiques, transparente et reproductible.

Le modèle d'optimisation mis en œuvre, utilisant les informations issues des simulations agronomiques et les calculs de coûts, permet, pour une cible de stockage donnée, de sélectionner les pratiques à mobiliser et les régions où le faire, pour atteindre la cible de stockage fixée en minimisant le coût. C'est cette procédure qui détermine la part de l'assiette maximale technique sur laquelle une pratique favorable au stockage est effectivement mise en œuvre.

Dans notre étude, le modèle BANCO minimise le coût total (CoûtTot) de stockage additionnel à l'échelle nationale (Eq.1), pour une quantité nationale donnée de carbone additionnel stocké dans les sols agricoles (StockCTot, Eq.2). Le coût total et le stockage additionnel total sont définis comme la somme, pour chaque région (r), pratique (p) et culture (c), de l'assiette effective de la pratique ($X_{r,p,c}$) multipliée par son coût technique par hectare ($coûtU_{r,p,c}$, Eq.1) ou son stockage additionnel par hectare ($stockCU_{r,p,c}$, Eq.2), respectivement.

Le modèle minimise le coût total de stockage en tenant compte des contraintes suivantes : respect de l'objectif de stockage additionnel (Eq.2), respect de l'assiette maximale technique ($AMT_{r,p,c}$) de chaque pratique dans chaque région (Eq.3), compétition entre les pratiques (i.e. interactions) pour l'usage des ressources (surfaces) à l'échelle régionale (Eq.4). L'équation 4 s'interprète de la façon suivante : dans une région, le nombre total d'hectares d'une culture c utilisés par des pratiques mutuellement exclusives ($I_{p,p',c} = 1$) ne peut pas dépasser la surface totale initiale de cette culture ($\overline{X_{r,c}}$) moins sa surface convertie dans un autre usage du sol

($X_{r,p',c} * luc_{r,p',c} - luc_{r,p',c}$ étant le coefficient de conversion). Par exemple, la surface en blé concernée par le développement des cultures intermédiaires, plus la surface en blé convertie en arbres ou haies à cause de l'agroforesterie intraparcélaire ou l'implantation de haies, ne peut pas dépasser la surface totale en blé de la région, issue de la Statistique Agricole Annuelle. Le prix dual (λ) associé à la contrainte de stockage (Eq.2) fournit le coût marginal de stockage en €/tC.

$$\min_{X_{r,p,c}} CoûtTot = \sum_{r,p,c} coûtU_{r,p,c} \times X_{r,p,c} \quad \text{Eq.1}$$

$$\sum_{r,p,c} stockCU_{r,p,c} \times X_{r,p,c} = StockCTot, (\lambda) \quad \text{Eq.2}$$

$$0 \leq X_{r,p,c} \leq AMT_{r,p,c}, \forall (r, p, c) \quad \text{Eq.3}$$

$$\sum_{p' \geq p} (X_{r,p',c} * I_{p,p',c} * luc_{r,p',c}) \leq \overline{X_{r,c}}, \forall (r, p, c) \quad \text{Eq.4}$$

Pour chaque cible de stockage, c'est-à-dire chaque point de la courbe de coût marginal de stockage (MACC), le modèle calcule le bilan des émissions nettes de gaz à effet de serre (*bilanGESTot*) associé à l'allocation optimale des pratiques entre les régions ($X_{r,p,c}^*$). Ce calcul se fait après l'optimisation, sur la base des sorties du modèles, en tenant compte à la fois du stockage de carbone dans le sol et des autres postes d'émission de gaz à effet de serre, tous exprimés en tCO_{2e} (*bilanGES_{r,p,c}*):

$$\sum_{r,p,c} [bilanGES_{r,p,c} \times X_{r,p,c}^*] = bilanGESTot, \quad \text{Eq.5}$$

Le modèle est écrit en GAMS, il est non linéaire et résolu avec le solveur CONOPT.

.4.6.2. Intégration des pratiques dans le modèle BANCO

Le modèle BANCO utilise les informations issues des simulations agronomiques et les calculs de coûts, et fonctionne de la manière suivante : pour une cible nationale de stockage donnée, le modèle sélectionne les pratiques à mettre en œuvre, et les régions où le faire, pour atteindre la cible fixée en minimisant le coût. Comme on l'a vu, le processus d'optimisation tient compte d'un certain nombre de contraintes : le respect de l'objectif de stockage, le respect de l'assiette maximale technique (AMT) de chaque pratique dans chaque région, les interactions entre pratiques (concurrence entre pratiques pour l'usage des surfaces à l'échelle régionale) et les éventuelles incompatibilités entre pratiques.

Les données d'entrée du modèle sont donc, pour chaque région (Figure 4.6-1) :

- le coût technique unitaire, le potentiel de stockage additionnel par hectare sur la totalité de la profondeur de sol, et l'AMT de chaque pratique ;
- la matrice d'éligibilité des cultures aux différentes pratiques ;
- la matrice de compatibilité entre pratiques et les changements d'usage des sols induits par certaines pratiques (surfaces soustraites à la culture par l'implantation d'arbres agroforestiers ou de haies, par exemple) ;
- l'assolement de référence, c'est-à-dire la surface de chaque culture dans chaque région, issu de la Statistique agricole annuelle (moyenne quinquennale 2009-2013).
- la variation des émissions de GES associée à la mise en œuvre de chaque pratique dans chaque région.

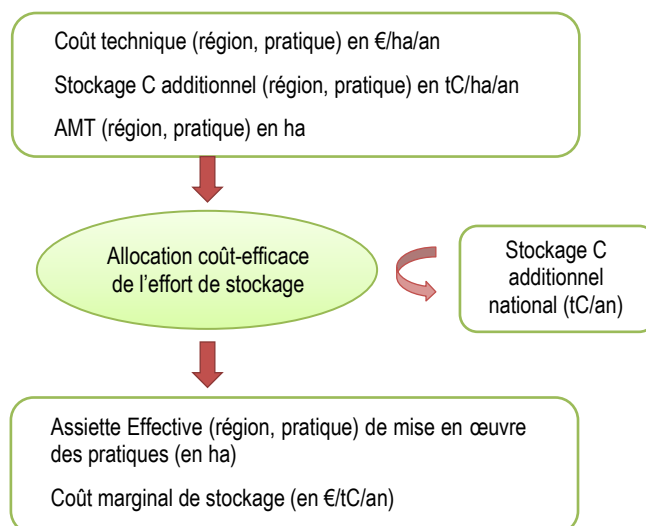


Figure 4.6-1. Variables d'entrée et de sortie du modèle d'allocation coût-efficace de l'effort de stockage

La pratique consistant à généraliser le semis direct est écartée des simulations, étant donné qu'elle ne génère pas de stockage additionnel quand on considère l'ensemble du profil de sol.

Les coûts techniques de mise en œuvre des pratiques sont ceux fournis dans le tableau 4.5-15 de la section 4.5. Les potentiels de stockage additionnel par hectare et les AMT, sont ceux obtenus une fois mise en œuvre la procédure d'agrégation des sorties STICS-PASIM à l'échelle régionale. Ils sont fournis respectivement dans les tableaux 4.5-11 et 4.5-12 de la section 4.5. Pour chaque pratique et chaque région, nous appliquons à toutes les cultures éligibles le même coût technique et le même potentiel de stockage additionnel régional moyen. Nous ne faisons pas de différence entre cultures puisque le coût et le potentiel de stockage sont évalués à l'échelle des séquences de cultures. Par contre, pour les besoins de fonctionnement du modèle BANCO, et notamment parce que les différentes pratiques ne portent pas toutes sur le même ensemble de cultures, nous tenons compte des AMT régionales au grain de la culture. Cela étant dit, les résultats du modèle (c'est-à-dire les assiettes effectives des pratiques) ne doivent être analysés qu'au grain (pratique, région).

La matrice d'éligibilité des cultures aux différentes pratiques, qui a également servi à l'évaluation des AMT, est fournie en annexe 4.6-1.

La matrice de compatibilité entre pratiques est fournie dans le tableau 4.6-1. On fait ici l'hypothèse que les pratiques portant sur l'extension des cultures intermédiaires (CI), des prairies temporaires (ARP) et la mobilisation de nouvelles ressources organiques (NRO) sont compatibles entre elles et donc additives. Si nous avons eu le temps d'intégrer un scénario STICS de combinaisons de pratiques, alors toutes ces pratiques auraient été mutuellement exclusives dans le modèle et le coût et le potentiel de stockage de la combinaison auraient été différents de la simple somme des coûts et des stockages des pratiques prises individuellement. Ces trois pratiques (CI, ARP et NRO) sont de fait incompatibles avec les pratiques portant sur les prairies permanentes (intensification modérée (IMPP) et remplacement fauche-pâturage (SFP)) et les vignes (enherbement permanent (EPV) et hivernal (EHV)), leurs AMT étant disjointes. Enfin elles sont « incompatibles » avec l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies, uniquement sur les surfaces soustraites à la culture par l'implantation des arbres agroforestiers ou des haies. Sur le reste de la parcelle il est tout à fait possible de les mettre en œuvre, ensemble ou séparément. Pour calculer l'emprise au sol des arbres et des haies, et donc la surface soustraite à la culture, nous utilisons les coefficients de conversion régionaux fournis en annexe 4.6-2. Les pratiques d'intensification modérée des prairies permanentes extensives (IMPP) et de substitution fauche-pâturage (SFP) ont des assiettes disjointes et sont donc considérées comme incompatibles. Quant aux vignobles, l'enherbement y est soit permanent (EPV), soit hivernal (EHV). Enfin, dans le modèle, les prairies permanentes ne sont pas éligibles à l'agroforesterie intra-parcellaire ni aux haies, dans le sens où le stockage additionnel de carbone dans le sol a été considéré comme nul. Les vignobles ne font pas non plus partie de l'assiette des pratiques agroforesterie intra-parcellaire et haies.

Les bilans GES complets par pratique et par région sont fournis en annexe 4.6-3. Une valeur négative correspond à une atténuation (une réduction) des émissions, tandis qu'une valeur positive correspond à une augmentation des

émissions, par rapport à la ligne de base. Pour chaque pratique et chaque région, nous appliquons à toutes les cultures éligibles le même bilan GES régional moyen. Comme pour le potentiel de stockage additionnel, nous ne faisons pas de différence entre cultures puisque les variations d'émissions et le stockage sont évaluées à l'échelle des séquences de cultures.

Tableau 4.6-1. Matrice de compatibilité entre pratiques stockantes, sur une même culture éligible aux deux pratiques, pour le modèle BANCO (1 si incompatible et dans la diagonale).

	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	EPV	EHP	AF (*)	Haies (*)
CI	1							1	1
ARP		1						1	1
NRO			1					1	1
IMPP				1	1			1	1
SFP					1			1	1
EPV						1	1	1	1
EHP							1	1	1
AF								1	1
Haies									1

(*) De fait, l'agroforesterie et les haies ne sont incompatibles avec les autres pratiques que sur la surface soustraite à la culture par l'implantation des arbres agroforestiers et des haies.

Le modèle est résolu itérativement pour une cible de stockage nationale variant de 0 tC/an au maximum possible, par pas de 10 000 tC. Chaque itération correspond à un point de la courbe de coût marginal de stockage.

Cette courbe correspond à une courbe d'offre de stockage de carbone. C'est-à-dire qu'elle permet de déterminer combien il faut au minimum rémunérer les agriculteurs (en €/tC/an) pour atteindre un objectif de stockage additionnel donné. Ou inversement, elle permet de déterminer quel niveau de stockage on peut atteindre pour un prix de la tonne de C donné. Elle va également nous renseigner sur le potentiel économique de stockage de C, qui est inférieur au potentiel agronomique (tel que calculé dans la section 4.4). Avec les sorties du modèle, nous pouvons représenter les pratiques à mettre en œuvre dans chaque région pour divers points d'intérêt sur la MACC.

4.6.3. Résultats

Avant de présenter et analyser la courbe de coût marginal de stockage (MACC), nous rappelons le bilan GES et comparons l'efficacité des différentes pratiques stockantes.

4.6.3.1. Bilan GES des pratiques (tCO₂e/ha/an)

Nous rappelons ici le bilan GES des pratiques, présenté dans la section 4.4, ceci afin de faciliter l'interprétation de la MACC pour le lecteur.

Le tableau 4.6-2 indique, pour chaque pratique stockante, le stockage additionnel de carbone sur l'ensemble du profil de sol par hectare d'assiette (exprimé en kgC/ha/an, puis transformé en kg de CO₂ extrait de l'atmosphère par ha et par an avec un changement de signe), puis complète cette information par la nature et le montant des émissions liées aux autres postes du bilan de GES modifiés par l'adoption de la pratique stockante. Les deux dernières colonnes indiquent les quantités de CO₂e soustraites de l'atmosphère par la mise en œuvre des pratiques stockantes en ne considérant que le stockage de C dans le sol (avant-dernière colonne) ou le bilan de GES complet (dernière colonne). Le stockage de carbone dans le sol considéré pour le calcul du bilan de GES global est celui calculé sur l'ensemble du profil de sol.

Tableau 4.6-2. Calcul du bilan de GES des pratiques stockantes

Pratiques stockantes	Stockage additionnel de C par ha d'assiette (kgC/ha/an)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par stockage additionnel de C (kgCO ₂ /ha/an)	Principaux autres postes d'émissions modifiés	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par les modifications des autres postes d'émissions (kgCO _{2e} /ha/an)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère tenant compte du bilan de GES complet (kgCO _{2e} /ha/an)	Assiette (Mha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par séquestration de C France entière (MtCO _{2e} /an)	CO _{2e} soustraits de l'atmosphère à l'échelle France entière en tenant compte du bilan de GES (MtCO _{2e} /an)
Extension des cultures intermédiaires	-215	-788	↗ CO ₂ carburants ↘ N ₂ O indirect	52	-736	16,03	-12,63	-11,79
Nouvelles ressources organiques	-98	-359	↗ N ₂ O indirect (volatilisation, lixiviation) ↘ CO ₂ fabrication engrais N	35	-324	1,46	-0,53	-0,47
Insertion et allongement de prairies temporaires	-192	-703	↘ N ₂ O indirect (volatilisation, lixiviation) ↘ CO ₂ fabrication engrais N	-201	-903	6,63	-4,66	-5,99
Agroforesterie intraparcellaire	-391	-1 432	↗ Stockage C biomasse	-3 874	-5 306	5,33	-7,63	-28,28
Haies	-31	-115	↗ Stockage C biomasse	-1 121	-1 236	8,83	-1,02	-10,91
Intensification modérée des prairies permanentes	-213	-781	↗ N ₂ O direct et indirect ↗ CO ₂ fabrication engrais	791	10	3,94	-3,08	0,04
Remplacement fauche pâture	-362	-1 328	↗ N ₂ O	343	-986	0,09	-0,12	-0,09
Enherbement permanent des vignobles	-464	-1 701		167	-1 534	0,15	-0,26	-0,23
Enherbement hivernal des vignobles	-300	-1 100		13	-1 087	0,41	-0,45	-0,45

Comme nous l'avons vu dans la section 4.4, pour la plupart des pratiques stockantes analysées, la prise en compte des postes d'émissions autres que le stockage additionnel de C dans les sols modifie peu la quantité de CO_{2e} soustraite de l'atmosphère, soit parce que l'effet stockage de C est dominant, soit parce que les autres postes d'émissions modifiés se compensent partiellement. Pour trois pratiques, agroforesterie intra-parcellaire, haies et dans une moindre mesure insertion ou allongement de prairies temporaires, la prise en compte du bilan de GES complet vient substantiellement renforcer l'intérêt de la pratique en termes d'atténuation. Dans le cas de l'agroforesterie intra-parcellaire et des haies, cela s'explique principalement par le stockage additionnel de C dans la biomasse ligneuse et sa valorisation sous forme de bois énergie. Enfin, pour l'intensification modérée des prairies permanentes, la prise en considération du bilan de GES complet disqualifie l'intérêt de la pratique, puisque le stockage additionnel de C est annulé quand on prend en compte les émissions additionnelles de N₂O liées aux apports d'azote et les émissions de CO₂ nécessaires à leur fabrication.

Le bilan GES régional, hors stockage de carbone dans le sol, de la mise en œuvre des pratiques stockantes est fourni en annexe 4.6-3. Le bilan GES complet des pratiques stockantes, c'est-à-dire tenant compte à la fois de la variation des émissions de N₂O, CO₂, du stockage de carbone dans la biomasse et dans le sol (sur l'ensemble du profil de sol), est fourni par région dans l'annexe 4.6-4.

4.6.3.2. Efficience des pratiques (€/tC)

Le coût unitaire (en €/ha/an), rapporté au stockage additionnel (en tC/ha/an), donne pour chaque pratique un coût de la tonne additionnelle de C stockée dans le sol (en €/tC). Le tableau 4.6-3 récapitule le coût de stockage (en €/tC), ou efficience, de chacune des pratiques sur l'ensemble du profil de sol. Il s'agit de coûts de stockage moyens, au niveau national. Ils présentent néanmoins une grande variabilité interrégionale, due aussi bien à la variabilité du stockage additionnel qu'à la variabilité des pertes ou gains de revenus liés à la mise en œuvre des différentes pratiques stockantes. Cette variabilité est prise en compte pour la construction de la courbe de coût marginal de

stockage. Les coûts de stockage régionaux par pratique sont détaillés en annexe 4.6-5. Dans la dernière colonne, nous avons indiqué le coût d'atténuation des pratiques, en €/tCO₂e évitée, qui correspond au coût technique divisé par le bilan GES complet (cf. tableau 4.6-2, à un signe « - » près).

Tableau 4.6-3. Récapitulatif des coûts de stockage par pratique, en moyenne au niveau national et sur l'ensemble du profil de sol, et des coûts d'atténuation, tenant compte de l'ensemble du bilan GES.

Pratiques stockantes	AMT (Mha)	Coût technique unitaire (€/ha/an)	Ensemble du profil de sol		Coût d'atténuation (tous postes d'émission inclus) €/tCO ₂ e	
			Stockage additionnel de C (tC/ha/an)	Coût de stockage (€/tC)		
Extension des cultures intermédiaires	16,03	39	0,215	180	51	
Semis direct	11,29	13	-			
Nouvelles ressources organiques	1,46	22,6	0,098	231	70	
Insertion et allongement des prairies temporaires	6,63	91	0,214	424	90	
Agroforesterie intra-parcellaire	5,33	118	0,391	302	22	
Haies	8,83	73	0,031	2 322	59	
Intensification modérée des prairies permanentes	3,94	28	0,213	130	(*)	
Remplacement fauche pâture en prairies permanentes	0,09	73	0,362	203	88	
Enherbement des inter-rangs des vignobles	permanent	0,15	-26	0,464	-56	-17
	hivernal	0,41	-15	0,300	-51	-14

(*) L'intensification modérée des prairies permanentes ayant un bilan net émetteur, nous n'avons pas indiqué son coût d'atténuation qui revient à « payer pour émettre ».

L'analyse des coûts de stockage permet de distinguer 3 catégories de pratiques, détaillées ci-dessous. Le remplacement fauche-pâturage, plus efficient que les nouvelles ressources organiques, change de catégorie par rapport à la section 4.5.4.2. Et au sein de chaque catégorie, le classement des pratiques par coût de stockage (€/tC) diffère de celui par coût technique (€/ha).

• Les pratiques à faible coût de stockage

Seule la pratique d'enherbement des inter-rangs en vignoble a un coût de stockage "négatif", c'est-à-dire correspondant à un gain pour l'agriculteur, en moyenne nationale. Sous hypothèse d'additivité de l'enherbement permanent et hivernal, cette pratique permet de stocker environ 2% du potentiel technique, pour un gain total de 10,2 M€/an. La prise en compte des autres postes d'émission de GES n'a pas d'impact sur l'efficacité de cette pratique (cf. Tableau 4.6-3) : la réduction des émissions de GES est associée à un gain net pour l'agriculteur.

• Les pratiques à coût de stockage modéré (entre 0 et 250 €/tC)

Cette catégorie inclut quatre pratiques : le remplacement fauche-pâturage, les « nouvelles ressources organiques », l'intensification modérée des prairies permanentes, ainsi que l'extension des cultures intermédiaires. Selon les régions, les deux premières génèrent aussi bien des gains que des coûts (cf. section 4.5.3.2). Sous hypothèse d'additivité, ces quatre pratiques représentent 53% du potentiel total, majoritairement en grande culture (80% des 53%), pour un coût total de 768 M€/an.

Si on tient compte de l'ensemble des postes d'émission de GES en moyenne nationale (cf. tableaux 4.6-2 et 4.6-3), et non plus du seul stockage de carbone dans le sol, la pratique d'intensification modérée des prairies permanentes est disqualifiée puisqu'elle coûte pour émettre, tandis que les pratiques d'extension des cultures intermédiaires, de mobilisation de nouvelles ressources organiques et de remplacement fauche-pâturage voient leur coût à la tonne de CO₂e soustraite de l'atmosphère augmenter de 7%, 11% et 25% respectivement⁶.

⁶ Pour pouvoir comparer le coût de stockage du carbone dans le sol et le coût d'atténuation, il faut au préalable les exprimer dans la même unité, c'est à dire en €/tCO₂e. Pour cela, on applique un coefficient de conversion de 0,27 au coût de stockage du carbone. Attention, il s'agit bien de deux types de coût différents : le premier concerne uniquement le stockage du carbone dans le sol, tandis que le second concerne la réduction de l'ensemble des émissions de GES permise par la mise en œuvre d'une pratique.

• Les pratiques à coût de stockage élevé (>250 €/tC)

Cette catégorie regroupe trois pratiques induisant des substitutions d'usage des sols (rangées d'arbres et linéaires de haies sur les cultures, augmentation de la part des prairies dans les assolements), et ayant donc un coût technique élevé. Il s'agit de l'introduction et l'allongement des prairies temporaires, de l'agroforesterie intra-parcellaire et des haies.

Ramenées à la tonne de carbone additionnelle stockée dans le sol, elles coûtent plus cher que les autres pratiques. Sous hypothèse d'additivité, elles représentent 45% du potentiel technique de stockage, uniquement en grandes cultures, pour un coût total de 1 875 M€/an, soit 2,5 fois supérieur à celui des pratiques à coût modéré. Toutefois, il est important de rappeler que l'intérêt de l'agroforesterie intra-parcellaire et des haies réside avant tout dans le stockage de carbone dans la biomasse aérienne (cf. tableau 4.6-2), même si ce dernier n'est pas l'objet de cette étude. Ainsi, le coût à la tonne de CO₂e soustraite de l'atmosphère de ces deux pratiques diminue respectivement de 73% et 91%, quand on tient compte de l'ensemble des postes d'émission de GES. De même, il conviendrait de rapporter le coût technique de mise en œuvre de ces pratiques aux autres services écosystémiques qu'elles rendent, tels que la préservation de la biodiversité (haies) et la protection contre l'érosion, et non au seul carbone du sol.

• Discussion

Comme on l'a vu, hormis pour une des 9 pratiques étudiées, le stockage additionnel de carbone dans le sol génère un coût additionnel pour l'agriculteur. Les pratiques permettant de stocker le plus à l'échelle nationale (cultures intermédiaires, insertion et allongement des prairies temporaires, agroforesterie intra-parcellaire, totalisant 83% du potentiel technique de stockage) portent sur les grandes cultures et ont des coûts de stockage moyens compris entre 180 et 424 €/tC, plus élevés que le prix actuel du carbone (25 €/tCO₂e soit 91,75 €/tC si l'on prend comme référence les prix sur le marché européen d'échange de quotas carbone) ou le montant de la contribution climat-énergie (55 €/tCO₂e soit 201,7 €/tC). Toutefois, toutes les pratiques, en dehors des haies, ont un coût de stockage inférieur à la valeur tutélaire du carbone à horizon 2030 en France (250 €/tCO₂e soit 917,50 €/tC ; commission Quinet 2019). De plus, le coût des pratiques a été rapporté au seul stockage additionnel de carbone dans le sol, alors que plusieurs d'entre elles ont un bilan de GES net renforcé par la prise en compte des autres postes d'émission. Rapportée à la tonne de CO₂e soustraite de l'atmosphère, l'efficacité de ces pratiques est modifiée et améliorée.

En dehors des pratiques d'intensification modérée des prairies, d'implantation de haies et d'enherbement des vignobles, les coûts des pratiques présentent une grande variabilité régionale non détaillée dans cette section, mais qui a été décrite dans la section 4.5.3.2 présentant les coûts techniques, et dont il est tenu compte dans l'analyse qui suit (allocation coût-efficace de l'effort de stockage). Cette variabilité devrait être prise en compte lors de la conception de mesures de politiques publiques dans un souci d'efficacité.

4.6.3.3. Construction d'une courbe de coût marginal de stockage à l'échelle de la France

Les assiettes maximales techniques (AMT), les coûts techniques unitaires et les valeurs de stockage additionnel par hectare ont été utilisés⁷ pour générer une courbe de coût marginal de stockage en France métropolitaine (Figure 4.6-2). La Figure 4.6-3 représente l'évolution du coût total de stockage pour les agriculteurs, en fonction de la cible nationale de stockage. Le stockage additionnel utilisé est celui sur l'ensemble du profil de sol.

Les pratiques sont supposées additives et sans interaction d'assiette, sauf pour : i) les pratiques agroforesterie intra-parcellaire et haies, qui diminuent la surface des grandes cultures là où elles sont mises en œuvre, ii) l'enherbement du vignoble qui est soit hivernal, soit permanent, sur une même surface.

⁷ Les couples (pratique, région) qui déstockaient n'ont pas été intégrés dans le modèle.

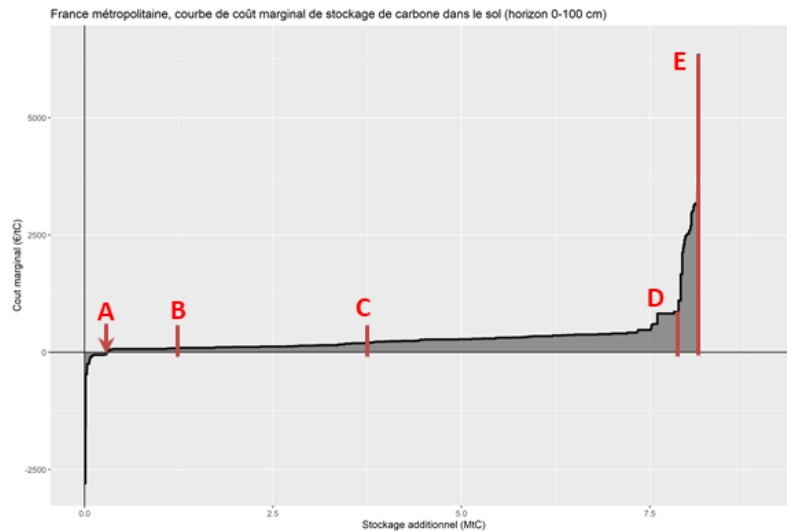


Figure 4.6-2. Courbe de coût marginal de stockage dans le sol (sur l'ensemble du profil de sol)

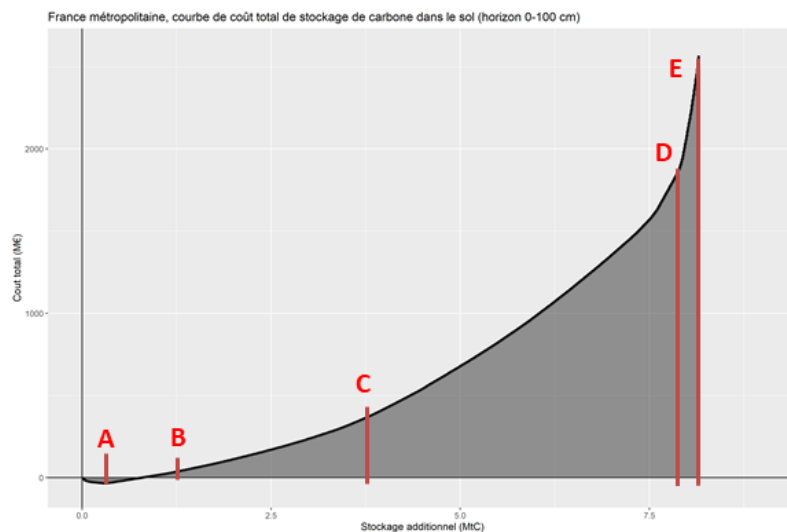


Figure 4.6-3. Courbe de coût total de stockage correspondant à chaque cible de stockage additionnel dans le sol (sur l'ensemble du profil de sol)

La courbe de coût d'abattement marginal obtenue (Figure 4.6-2) a été analysée en plusieurs points d'intérêt :

- 0 €/tC (A sur la courbe) : c'est-à-dire sans incitation à stocker du carbone ;
- 91,75 €/tC \equiv 25 €/tCO₂e (B) : prix actuel du carbone ;
- 201,7 €/tC \equiv 55 €/tCO₂e (C) : prix de la composante carbone de la "contribution climat-énergie" initialement prévue en 2019, correspondant également à la valeur tutélaire du carbone initialement prévue en 2020 ;
- 917,50 €/tC \equiv 250 €/tCO₂e (D) : valeur tutélaire 2030 du carbone en France (Commission Quinet, 2019) ;
- Stockage additionnel maximal (E).

Les résultats sont présentés dans le Tableau 4.6-4.

Tableau 4.6-4. Potentiel de stockage, coût de la dernière tonne stockée et coût total en différents points de la courbe d'abattement marginal

Scénario	(A) Coût ≤ 0 €/tC	(B) 25 €/tCO _{2e} 91,75 €/tC	(C) 55 €/tCO _{2e} 201,7 €/tC	(D) 250 €/tCO _{2e} 917,5 €/tC	(E) MACC globale
Potentiel de stockage total (MtC/an)	0,29	1,21	3,72	7,87	8,15
Coût total (M€/an)	-34,0	32,3	358,6	1859,6	2568
Coût de la dernière tonne stockée (€/tC)	-7,34	87	201	864	6 364
Contribution des pratiques (MtC/an) :					
Extension des cultures intermédiaires	0	0,808	2,371	3,260	3,241
Insertion et allongement des prairies temporaires	0,031	0,099	0,262	1,372	1,385
Nouvelles ressources organiques	0,052	0,052	0,088	0,133	0,143
Intensification modérée des prairies permanentes	0	0,043	0,783	0,801	0,803
Remplacement fauche pâture en PP	0,011	0,011	0,011	0,032	0,032
Enherbement permanent des inter-rangs (vignes)	0,070	0,070	0,070	0,070	0,070
Enherbement hivernal des inter-rangs (vignes)	0,124	0,124	0,124	0,124	0,124
Agroforesterie intra-parcellaire	0	0	0,012	2,080	2,080
Haies	0	0	0	0	0,271
CO_{2e} soustrait de l'atmosphère (France entière, en MtCO_{2e}/an)					
Par stockage additionnel de C dans le sol	-1,06	-4,42	-13,64	-28,9	-29,9
En tenant compte du bilan GES complet (y.c. stockage)	-1,039	-4,260	-10,86	-47,3	-57,9

• **Prix du carbone de 0 €/tC**

Sans incitation, pour un prix du carbone nul (0 €/tC), ce qui correspond à la poursuite des conditions actuelles de production, le stockage obtenu est faible (0,29 MtC/an) pour un gain total de 34 M€/an pour les agriculteurs. La dernière tonne de carbone stockée l'est par le remplacement fauche-pâturage en prairie permanente, et rapporte 7,3 €.

Les pratiques contribuant au stockage sont principalement l'enherbement permanent et hivernal des inter-rangs dans les vignobles (ces pratiques ayant un coût négatif dans toutes les régions), sous réserve que les freins à l'adoption soient levés (Figure 4.6-4).

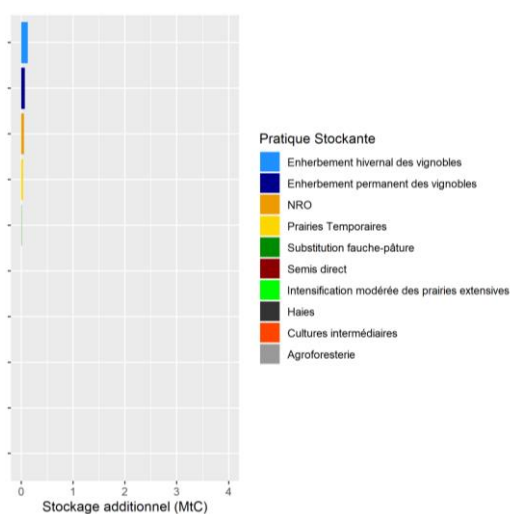


Figure 4.6-4. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu pour un prix du carbone de 0 €/tC

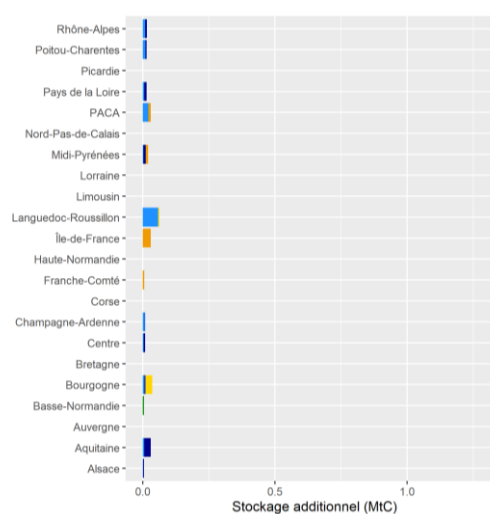


Figure 4.6-5. Contribution des régions au stockage additionnel, et détail par pratique, pour un prix du carbone de 0 €/tC

L'apport de NRO (régions Ile de France, Franche-Comté, Midi-Pyrénées et Provence-Alpes-Côte d'azur), la substitution fauche-pâturage en prairies permanentes (Basse-Normandie, Bretagne, Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon) et l'introduction et l'allongement des prairies temporaires (Languedoc Roussillon et Bourgogne), sont également mises en œuvre dans les régions où elles ont un coût négatif (Figure 4.6-5).

Exprimé en CO₂e, le stockage additionnel sans incitation revient à extraire 1,06 MtCO₂e/an de l'atmosphère. Ce bilan n'est pas modifié par la prise en compte des autres postes d'émissions de GES.

• Prix actuel du carbone

Au prix actuel du carbone de 25 €/tCO₂e soit 91,75 €/tC (prix moyen en avril et mai 2019 sur le marché d'échange de quotas de carbone européen, qui n'inclut pas le secteur agricole), le stockage quadruple et atteint 1,21 MtC/an (+0,43%⁸ sur les terres agricoles), pour un coût total de 32,3 M€/an pour les agriculteurs au niveau national. En effet, les gains issus des pratiques à coût négatif ne compensent pas les coûts positifs des nouvelles pratiques mises en œuvre.

Les pratiques portant sur l'extension des cultures intermédiaires et sur l'intensification modérée des prairies permanentes font leur entrée, la première assurant les deux tiers du stockage (Figure 4.6-6) et principalement dans la région Centre-Val-de-Loire (Figure 4.6-7). Cela s'explique à la fois par un faible coût de mise en œuvre (augmentation de la durée des cultures intermédiaires, déjà présentes du fait des zones vulnérables Nitrate), et par un potentiel de stockage additionnel élevé lié à un stock initial faible. Le stockage additionnel s'opère à 96% dans les sols de grande culture et le vignoble. La contribution de l'intensification des prairies est donc négligeable.

En payant la tonne de carbone additionnelle stockée à 25 €/tCO₂e, on peut extraire 4,4 MtCO₂e/an de l'atmosphère. Ce bilan est diminué d'environ 4% par la prise en compte des autres postes d'émissions de GES.

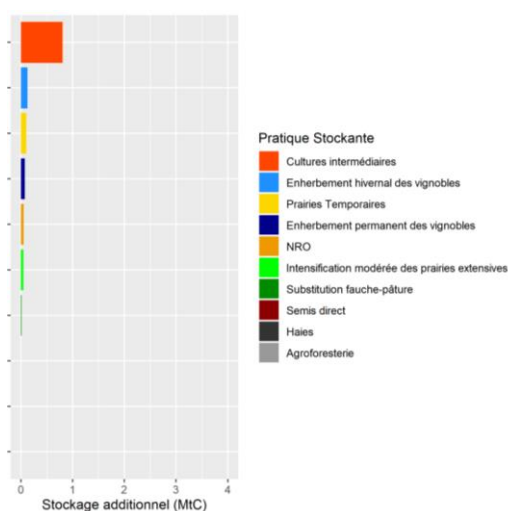


Figure 4.6-6. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu au prix actuel du carbone de 91,75 €/tC

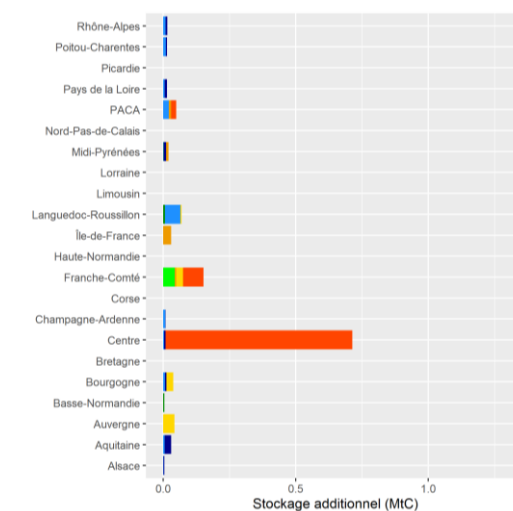


Figure 4.6-7. Contribution des régions au stockage additionnel, et détail par pratique, au prix actuel du carbone de 91,75 €/tC

• Prix du carbone au niveau de la composante carbone de la contribution climat-énergie

En valorisant la tonne de carbone additionnelle stockée dans le sol à 55 €/tCO₂e, soit 201,7 €/tC, le stockage est multiplié par 3 et atteint 3,7 MtC/an, pour un coût total de 359 M€/an pour les agriculteurs au niveau national.

L'intensification modérée des prairies permanentes fait une entrée massive, la plupart des régions ayant un coût de stockage inférieur à 201,7 €/tC (sauf la Bretagne, les Hauts-de-France et PACA), en commençant par la région Bourgogne-Franche-Comté (Figure 4.6-9) qui a les coûts les plus faibles. L'agroforesterie intra-parcellaire fait son entrée sur de petites surfaces en Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur. L'extension des cultures

⁸ Le stock initial de carbone dans le sol sur les terres agricoles, sur l'ensemble de profil de sol, est obtenu en multipliant le stock initial sur l'horizon 0-30 cm par un coefficient de passage, soit : 1672,2 MtC * 1,6841 = 2816,15 MtC. Ensuite on divise le stockage additionnel par le stock initial : 1,21 MtC / 2816,15 MtC = 0,000429.

intermédiaires (64%), l'intensification modérée des prairies permanentes (21%) et l'insertion et l'allongement des prairies temporaires (7%) contribuent le plus au stockage additionnel (Figure 4.6-8). Celui-ci est situé à 79% sur les terres de grande culture et le vignoble, et à 21% sur les prairies permanentes.

En valorisant la tonne de carbone additionnelle stockée dans le sol à 55 €/tCO₂e, on peut extraire 13,6 MtCO₂e/an de l'atmosphère. Ce bilan est diminué d'environ 20% par la prise en compte des autres postes d'émissions de GES, principalement du fait de l'intensification modérée des prairies permanentes dont le bilan net est émetteur.

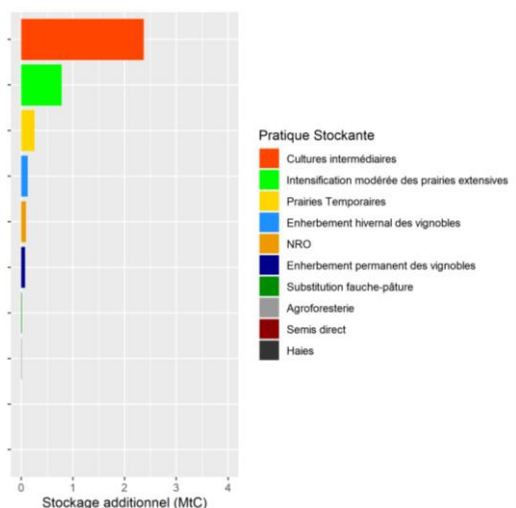


Figure 4.6-8. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu avec une valeur du carbone de 201,7 €/tC

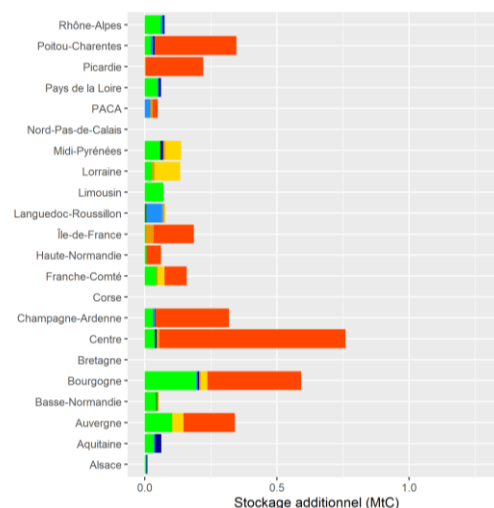


Figure 4.6-9. Contribution des régions au stockage additionnel, et détail par pratique, pour une valeur du carbone de 201,7 €/tC

• Prix du carbone au niveau de la valeur tutélaire 2030 du carbone

A la valeur tutélaire⁹ du carbone en France à horizon 2030 (250 €/tCO₂e soit 917,5 €/tC), presque 5 fois plus élevée que celle initialement fixée en 2020, il est possible de stocker 7,87 MtC/an (correspondant à +2,8%¹⁰ pour les sols agricoles) pour un coût total de 1 860 M€/an.

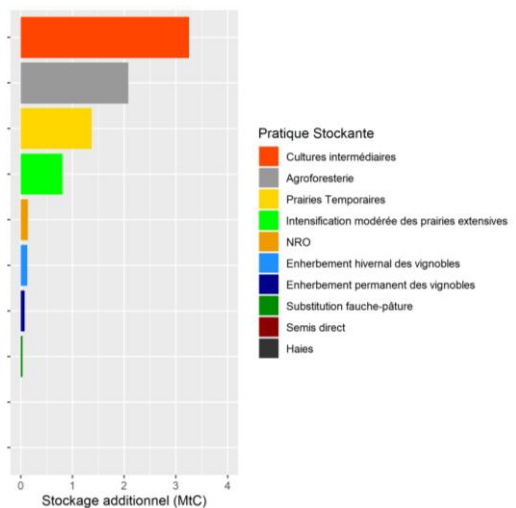


Figure 4.6-10. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu pour la valeur tutélaire du carbone en 2030, soit un prix de 917 €/tC

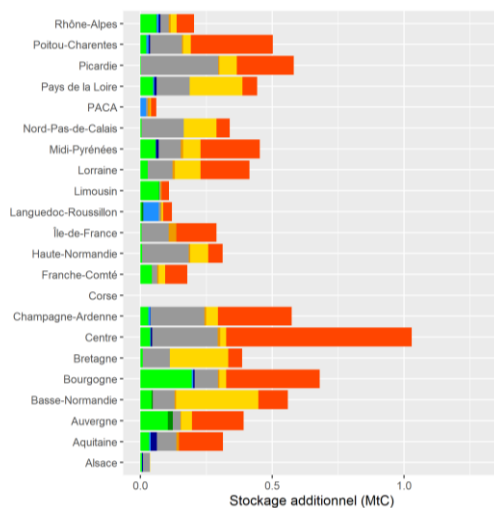


Figure 4.6-11. Contribution des régions au stockage additionnel, et détail par pratique, pour la valeur tutélaire du carbone en 2030 soit un prix de 917 €/tC

⁹ La valeur tutélaire du carbone est une valeur élaborée pour servir de référence pour l'évaluation de la rentabilité des investissements publics en France. Elle explicite la valeur à partir de laquelle l'adoption d'une pratique devient bénéfique pour la société dans son ensemble. Elle ne préjuge pas de l'outil de politique publique qui doit être mis en place pour l'encourager.

¹⁰ Obtenu en divisant le stockage additionnel par le stock initial de carbone dans le sol sur les terres agricoles, sur l'ensemble du profil de sol : 7,87 MtC / 2816,15 MtC = 0,00279.

Trois pratiques représentent à elles seules 85% du stockage : l'extension des cultures intermédiaires (41%), l'agroforesterie intra-parcellaire (26%), et l'introduction et allongement des prairies temporaires (17%). L'agroforesterie intra-parcellaire a fait son entrée autour de 195 €/tC (en Languedoc-Roussillon), et à 917 €/tC, elle est présente dans toutes les régions à son assiette maximale. La pratique portant sur l'introduction et l'allongement des prairies temporaires est quasiment à son potentiel maximal, et contribue notamment fortement au potentiel de stockage additionnel des régions Basse-Normandie et Bretagne, mais pour des raisons différentes. En Basse-Normandie, où les prairies temporaires sont peu présentes dans les séquences de grande culture, la pratique consiste à en introduire dans l'assolement, ce qui conduit à un stockage additionnel élevé par hectare. Alors qu'en Bretagne, où les prairies temporaires sont déjà très développées, la pratique consiste à allonger la durée des prairies existantes ; dans cette région, le stockage additionnel total permis par la pratique s'explique surtout par l'importance de l'assiette. Les pratiques sur prairies permanentes représentent quant à elles 10% du stockage additionnel. Au final, seules les haies, ayant un coût de la tonne additionnelle de carbone supérieur à la valeur tutélaire 2030, et ce quelle que soit la région, ne rentrent pas encore dans la MACC (Figures 4.6-10 et 4.6-11).

En valorisant la tonne de carbone additionnelle stockée à 250 €/tCO₂e, on peut extraire 28,9 MtCO₂e/an de l'atmosphère. Ce bilan est amélioré de +64% par la prise en compte des autres postes d'émission de GES, principalement du fait du stockage de carbone dans la biomasse aérienne permis par l'agroforesterie intra-parcellaire.

• Stockage additionnel maximal

Enfin, le potentiel maximal de stockage au niveau national est proche de celui permis par la valeur tutélaire 2030 du carbone : 8,15 MtC/an. Mais il est obtenu pour un coût de la dernière tonne additionnelle stockée de 6 364 €/tC, et pour un coût total de 2 568 M€/an. Les dernières tonnes de carbone stockées sont très coûteuses car permises par l'implantation de haies, qui empiètent sur les cultures et réduisent (comme l'agroforesterie intra-parcellaire) l'assiette allouée aux autres pratiques, et la production agricole correspondant à cette perte de surface cultivée.

Les surfaces en grandes cultures sont à l'origine de 87% du stockage national (90% si l'on compte les vignes), et les prairies permanentes 10%. Ce potentiel maximal représente un stockage additionnel de 2,9‰¹¹.

Le stockage additionnel maximal dans le sol permet d'extraire 29,9 MtCO₂e/an de l'atmosphère. Ce bilan est amélioré de +94% par la prise en compte des autres postes d'émission de GES, essentiellement du fait du stockage de carbone dans la biomasse aérienne permis par l'agroforesterie intra-parcellaire et les haies.

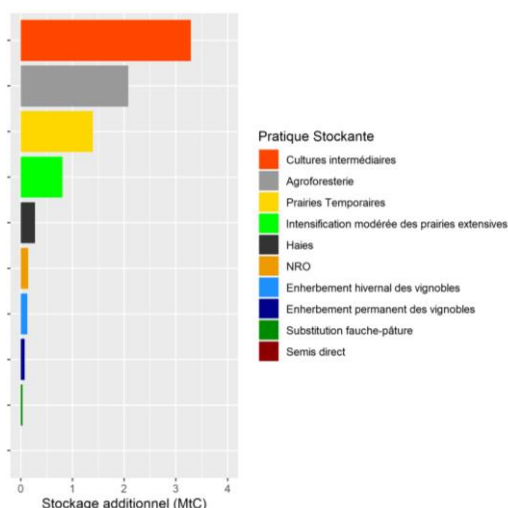


Figure 4.6-12. Contribution des pratiques au stockage additionnel maximal

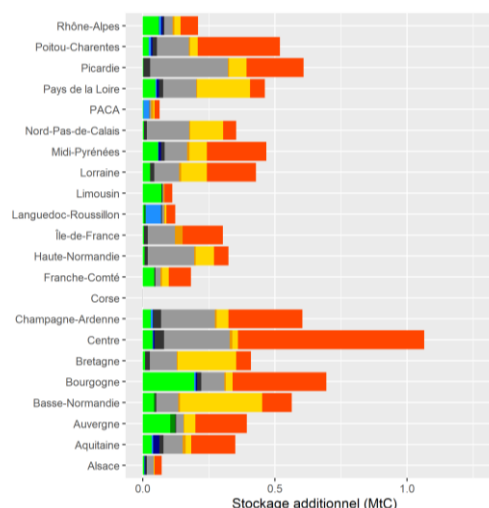


Figure 4.6-13. Contribution des régions au stockage additionnel maximal, avec un détail par pratique

¹¹ Obtenu en divisant le stockage additionnel par le stock initial de carbone dans le sol sur les terres agricoles, sur l'ensemble du profil de sol : 8,15 MtC / 2816,15 MtC = 0,00289.

4.6.4. Conclusions

Les neuf pratiques étudiées permettent d'atteindre un potentiel de stockage additionnel maximum de 8,15 MtC, à condition de valoriser la dernière tonne de carbone stockée à 6 364 €/tC. Le coût total annuel correspondant est très élevé : de l'ordre de 2,6 milliards d'euros.

Sans incitation, le stockage additionnel de carbone dans les sols agricoles métropolitains ne peut être que très faible (0,29 MtC/an). Seules quelques pratiques à très faible coût technique pourraient être rentables et mises en œuvre par les agriculteurs (enherbement des vignobles principalement), sous réserve que les freins existant à leur adoption soient levés.

Une politique d'incitation (sans préjuger des instruments utilisés) qui reviendrait à valoriser la tonne additionnelle de carbone stockée à 55 €/tCO_{2e} (soit 201,7 €/tC), c'est-à-dire au niveau de la contribution climat-énergie initialement prévue en 2019, permettrait un stockage additionnel significatif (3,7 MtC/an) de l'ordre de 46% du potentiel maximum, et pour un coût total de 359 M€/an, que l'on peut considérer comme envisageable au regard du budget actuel français de la Politique Agricole Commune (9,1 milliards d'euros). Selon les instruments incitatifs utilisés et leurs modalités de mise en œuvre, ce coût serait supporté par le citoyen, le consommateur et/ou l'agriculteur.

Enfin, une politique d'incitation qui correspondrait à une valorisation de la tonne additionnelle de carbone stockée au niveau de la valeur tutélaire du carbone telle qu'établie par la commission Quinet en 2019 (environ 917 €/tC) conduirait à une augmentation notable du stockage additionnel de carbone dans les sols agricoles français, mais pour un coût total nettement plus important : 7,87 MtC/an pour un coût de 1,86 milliard d'euros par an.

Pour chaque cible de stockage additionnel fixée, ce sont d'abord les pratiques stockantes les moins coûteuses par tonne de carbone stockée, parmi l'ensemble des pratiques retenues, qui sont mises en œuvre. Et elles le sont d'abord dans les régions où leur coût à la tonne stockée est le plus faible. Il en résulte que pour des cibles de stockage faibles, ce sont essentiellement les pratiques d'enherbement des vignobles qui sont mises en œuvre et, dans certaines régions, l'apport de nouvelles ressources organiques, l'insertion et l'allongement des prairies temporaires ou le remplacement fauche-pâture. Lorsque la cible de stockage augmente, outre la généralisation de la substitution fauche-pâturage en prairies permanentes, les cultures intermédiaires, l'augmentation de la part des prairies temporaires dans l'assolement et l'agroforesterie intra-parcellaire doivent être mises en œuvre sur des surfaces croissantes. Ainsi, des cibles de stockage additionnel de l'ordre de 6 à 7 MtC/an ne peuvent être atteintes que si les cultures intermédiaires se généralisent, et si l'agroforesterie intra-parcellaire et l'introduction et l'allongement des prairies temporaires dans les assolements se développent de façon notable. La mise en œuvre des haies n'est observée que si la cible de stockage est fixée au maximum du potentiel de stockage additionnel porté par les pratiques stockantes retenues.

Ainsi, la combinaison optimale de pratiques change en fonction du niveau de la cible de stockage additionnel. De même, pour chaque cible de stockage additionnel, la combinaison optimale de pratiques est différente d'une région à l'autre. Au regard des politiques publiques, nos résultats indiquent qu'il n'y a pas "une bonne pratique" pour accroître le stockage de carbone dans les sols français au moindre coût, mais plusieurs "bonnes combinaisons de pratiques mises en œuvre aux bons endroits".

Sans préjuger des instruments de politique qui pourraient être adoptés pour inciter les agriculteurs à mettre en œuvre des pratiques stockantes (taxes, paiements pour services écosystémiques, réglementations, labélisation...), cette spatialisation de la combinaison optimale de pratiques plaide, dans un souci d'efficience, pour une certaine flexibilité laissée aux Etats, voire aux régions, dans les choix de mise en œuvre de ces instruments.

D'autre part, si l'on devait compenser les agriculteurs pour la mise en œuvre de l'agroforesterie intra-parcellaire et des haies, compte-tenu des coûts élevés, la compensation ne devrait pas être basée uniquement sur leur capacité à stocker du carbone dans les sols, mais également sur leur pouvoir d'atténuation des émissions de CO₂ *via* la biomasse aérienne notamment, et sur les autres services écosystémiques qu'elles induisent, tels que la qualité de l'eau et la préservation de la biodiversité par exemple.

Ce constat, qui est applicable aux autres pratiques stockantes retenues, suggère que la réflexion sur l'élaboration et la mise en œuvre d'une politique incitative au stockage de carbone dans les sols agricoles français ne devrait pas faire l'impasse sur la délimitation du bouquet de services écosystémiques que chaque pratique est susceptible de fournir, et devrait harmoniser les instruments de politique déjà en place, ciblés sur un ou plusieurs autres

services, avec le ou les instruments d'une nouvelle politique incitative ciblée sur le stockage de carbone dans les sols.

Il existe en effet un ensemble de politiques incitatives déjà en vigueur en France dont l'objectif n'est pas le stockage de carbone dans les sols mais qui y contribuent indirectement : différentes mesures des Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales de la PAC et différentes Mesures Agro-Environnementales et Climatiques, notamment celles en faveur de la qualité de l'eau ou de la préservation des paysages et de la biodiversité, la Directive Nitrates, les mesures de soutien à l'agriculture biologique, les mesures visant à préserver les prairies, les mesures visant à lutter contre l'artificialisation des sols agricoles... Une politique d'incitation au stockage de carbone dans les sols agricoles français devrait s'articuler de manière cohérente avec l'ensemble de ces politiques déjà en place.

Enfin, étant donné le cadrage de l'étude, l'essentiel du potentiel de stockage additionnel en France se trouve dans les terres de grande culture ayant un stock initial plus faible que les prairies et les forêts. Or la préservation des stocks actuels de carbone des prairies et des forêts est capital. Si on met en place une politique de soutien au stockage additionnel en grande culture, il faut veiller à ce que cela ne se fasse pas au détriment du maintien des prairies permanentes (retournements anticipés).

Nos résultats suggèrent que le changement de pratiques dans le cadre des systèmes de production actuels, tel que considéré dans cette étude, constitue un levier limité pour l'atténuation du changement climatique dans le secteur agricole, et qu'il serait nécessaire d'envisager des changements de systèmes. Tout comme il sera important, dans le cadre de futurs travaux, d'intégrer les principaux déterminants de l'avenir des systèmes de production agricoles : évolution des régimes alimentaires, besoins des industries de transformation y compris dans le cadre de la bioéconomie, artificialisation des sols au détriment de l'agriculture péri-urbaine, échanges internationaux, politiques publiques...

Référence bibliographique

Bamière, L.; Camuel, A.; De Cara, S.; Delame, N.; Dequiedt, B.; Lapiere, A.; Lévêque, B., 2017. Analyse des freins et des mesures de déploiement des actions d'atténuation à coût négatif dans le secteur agricole : couplage de modélisation économique et l'enquêtes de terrain. Rapport final, 79 p. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/rapport_final_banco.pdf

Annexes

Annexe 4.6-1. Matrice d'éligibilité des cultures aux différentes pratiques stockantes, pour le modèle BANCO (1 quand la culture est éligible, 0 sinon).

GEO	PRD	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	EPV	EHP	AF	Haies
MFR	AUTRES_CEREALES	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	AUTRES_FOURRAGES	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	AUTRES_OLEAGINEUX	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	AVOINE	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	BETTERAVE	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	BLE_DUR	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	BLE_TENDRE	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	COLZA	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	CULTURES_FRUITIERES	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MFR	FEVEROLES	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	LIN	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	LUPIN	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	LUZERNE	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1
MFR	MAIS	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	MAIS_FOURRAGE	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	ORGE	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	PLANTES_A_FIBRE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	POIS	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	POMME_DE_TERRE	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	PRAIRIE_PERMANENTE	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
MFR	PRAIRIE_TEMPORAIRE	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	RIZ	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	SEIGLE_ET_METEIL	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	SOJA	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
MFR	SORGHO	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	TOURNESOL	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	TRITICALE	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1
MFR	VIGNES	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

Annexe 4.6-2. Coefficient de changement d'usage des sols permettant de calculer la surface soustraite à la culture pour les pratiques agroforesterie intra-parcellaire et haies

Région	GEO	Emprise au sol Agroforesterie intra parcellaire (ha d'arbres/ha)	Emprise au sol Haies (ha de haie/ha)
Île-de-France	R11	0,125	0,028
Champagne-Ardenne	R21	0,125	0,029
Picardie	R22	0,125	0,029
Haute-Normandie	R23	0,125	0,029
Centre	R24	0,125	0,029
Basse-Normandie	R25	0,125	0,031
Bourgogne	R26	0,125	0,030
Nord-Pas-de-Calais	R31	0,125	0,032
Lorraine	R41	0,125	0,030
Alsace	R42	0,125	0,034
Franche-Comté	R43	0,125	0,031
Pays de la Loire	R52	0,125	0,030
Bretagne	R53	0,125	0,033
Poitou-Charentes	R54	0,125	0,032
Aquitaine	R72	0,125	0,032
Midi-Pyrénées	R73	0,125	0,031
Limousin	R74	0,125	0,032
Rhône-Alpes	R82	0,125	0,032
Auvergne	R83	0,125	0,031
Languedoc-Roussillon	R91	0,125	0,030
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	0,125	0,027
Corse	R94	0,125	0,024
France métropolitaine	MFR	0,125	0,031

Annexe 4.6-3. Bilan des émissions de gaz à effet de serre, hors stockage de carbone dans le sol, induites par la mise en œuvre des pratiques stockantes dans les (anciennes) régions, par rapport à la ligne de base, en tCO₂e/ha/an.

Note : un nombre négatif correspond à une réduction des émissions, un nombre positif à une augmentation des émissions, par rapport à la ligne de base.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Région	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	EPV	EHV	AF	Haies
Île-de-France	R11	-0,035	0,020	-0,097	0,054	0,800				-3,888	-1,062
Champagne-Ardenne	R21	0,010	0,014	-0,484	0,048	0,685		0,317	0,013	-3,906	-1,092
Picardie	R22	-0,031	-0,003	-0,298	0,077	0,668				-3,916	-1,094
Haute-Normandie	R23	-0,013	0,011	-0,302	0,056	0,680				-3,915	-1,102
Centre	R24	-0,040	0,052	-0,163	0,028	0,761		0,261	0,013	-3,878	-1,079
Basse-Normandie	R25	-0,004	0,020	-0,397	0,040	0,727	0,427			-3,872	-1,124
Bourgogne	R26	-0,006	0,073	-0,233	0,028	0,783		0,320	0,013	-3,865	-1,115
Nord-Pas-de-Calais	R31	-0,013	0,002	-0,268	0,104	0,635				-3,894	-1,171
Lorraine	R41	0,029	0,025	-0,442	0,039	0,633				-3,901	-1,112
Alsace	R42	0,095	0,006	-0,142	-0,045	0,715		0,046	0,013	-3,913	-1,242
Franche-Comté	R43	0,042	0,089	-0,230	0,055	0,495				-3,863	-1,149
Pays de la Loire	R52	0,001	0,007	-0,173	0,053	0,865		0,248	0,013	-3,819	-1,110
Bretagne	R53	0,020	0,000	-0,218	0,063	1,058	-0,061			-3,836	-1,180
Poitou-Charentes	R54	0,020	0,037	-0,194	0,032	1,013		0,157	0,013	-3,849	-1,152
Aquitaine	R72	0,002	0,040	-0,205	0,044	0,898		0,090	0,013	-3,882	-1,172
Midi-Pyrénées	R73	-0,010	-0,005	-0,165	0,017	0,744	0,813	0,188	0,013	-3,814	-1,128
Limousin	R74	0,007	0,003	-0,113	0,013	0,934	0,535			-3,785	-1,144
Rhône-Alpes	R82	-0,012	0,041	-0,187	-0,002	0,672	0,469	0,292	0,013	-3,863	-1,179
Auvergne	R83	-0,042	0,004	-0,215	0,067	0,863	0,418			-3,816	-1,132
Languedoc-Roussillon	R91	-0,074	0,038	-0,203	0,051	0,925	0,961		0,013	-3,800	-1,082
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	-0,045	0,045	-0,188	0,037	1,247			0,013	-3,847	-1,018
Corse	R94	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000				-3,801	-0,919

Annexe 4.6-4. Bilans GES régionaux (anciennes régions) des pratiques stockantes, y compris le stockage additionnel de C sur l'ensemble du profil de sol, en tCO₂e/ha.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Régions	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	-0,035	-1,079	-0,087	-0,668	0,156				-5,606	-1,190
Champagne-Ardenne	R21	0,010	-0,869	-2,448	-0,396	0,101		-1,885	-1,087	-5,607	-1,223
Picardie	R22	-0,031	-0,749	-2,654	-0,494	0,192				-5,629	-1,225
Haute-Normandie	R23	-0,013	-0,528	-2,616	-0,488	0,033				-5,585	-1,231
Centre	R24	-0,040	-1,340	-0,470	-0,265	0,030		-1,755	-1,087	-5,436	-1,199
Basse-Normandie	R25	-0,004	-0,606	-2,960	-0,554	0,022	-0,811			-5,332	-1,244
Bourgogne	R26	-0,006	-1,299	-0,848	-0,368	-0,326		-1,892	-1,087	-5,420	-1,240
Nord-Pas-de-Calais	R31	-0,013	-0,335	-3,014	-0,495	0,119				-5,593	-1,313
Lorraine	R41	0,029	-1,008	-2,372	-0,422	0,135				-5,536	-1,241
Alsace	R42	0,095	-0,482	-0,410	-0,111	0,264		-1,256	-1,087	-5,511	-1,385
Franche-Comté	R43	0,042	-1,055	-1,239	-0,414	-0,246				-5,230	-1,266
Pays de la Loire	R52	0,001	-0,141	-0,791	-0,259	0,246		-1,725	-1,087	-4,789	-1,198
Bretagne	R53	0,020	-0,163	-0,850	-0,225	0,579	-0,173			-4,750	-1,269
Poitou-Charentes	R54	0,020	-0,841	-0,423	-0,171	0,398		-1,514	-1,087	-5,129	-1,264
Aquitaine	R72	0,002	-0,797	-0,451	-0,228	0,199		-1,359	-1,087	-5,173	-1,286
Midi-Pyrénées	R73	-0,010	-0,593	-0,523	-0,215	0,100	-1,149	-1,586	-1,087	-4,953	-1,228
Limousin	R74	0,007	-0,368	-0,106	-0,196	0,169	-0,497			-4,493	-1,217
Rhône-Alpes	R82	-0,012	-0,424	-0,453	-0,212	0,122	-0,681	-1,826	-1,087	-4,912	-1,277
Auvergne	R83	-0,042	-1,307	-0,738	-0,289	-0,256	-0,901			-4,887	-1,228
Languedoc-Roussillon	R91	-0,074	-0,635	-0,531	-0,215	0,497	-0,724		-1,087	-5,092	-1,187
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	-0,045	-0,584	-0,449	-0,330	1,131			-1,087	-5,000	-1,107
Corse	R94									-4,507	-0,974

Annexe 4.6-5. Coûts de stockage régionaux (anciennes régions), sur l'ensemble du profil de sol, des pratiques stockantes, en €/tC.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
 IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Région	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	na	95,4	na	-467,0	149,6	na	296,6	2 063,3	na	na
Champagne-Ardenne	R21	na	114,2	245,0	341,6	150,9	na	269,7	2 013,2	-42,6	-50,8
Picardie	R22	na	151,9	363,4	187,5	224,2	na	335,7	2 132,0	na	na
Haute-Normandie	R23	na	128,8	312,2	342,9	136,0	na	317,5	2 139,5	na	na
Centre	R24	na	72,8	587,8	107,8	130,5	na	269,2	2 129,2	-46,7	-50,8
Basse-Normandie	R25	na	226,4	376,7	173,3	125,8	-113,1	270,3	2 229,8	na	na
Bourgogne	R26	na	96,6	-241,7	151,2	107,6	na	218,7	2 046,0	-41,9	-50,8
Nord-Pas-de-Calais	R31	na	236,6	418,8	1 399,9	268,1	na	386,0	2 237,0	na	na
Lorraine	R41	na	242,2	194,7	171,0	106,2	na	236,8	2 027,6	na	na
Alsace	R42	na	1 103,5	425,9	2 894,1	142,7	na	305,5	2 163,7	-77,2	-50,8
Franche-Comté	R43	na	87,4	17,4	-168,7	60,1	na	242,5	2 257,1	na	na
Pays de la Loire	R52	na	607,0	402,4	2 521,1	172,9	na	359,5	3 000,1	-47,9	-50,8
Bretagne	R53	na	864,1	828,4	3 421,8	237,0	-2 791,3	367,7	3 090,7	na	na
Poitou-Charentes	R54	na	123,4	221,6	507,2	190,0	na	275,1	2 423,9	-59,1	-50,8
Aquitaine	R72	na	479,1	1 667,3	433,1	164,3	na	287,9	2 423,3	-69,3	-50,8
Midi-Pyrénées	R73	na	273,2	196,6	-102,5	147,4	-13,5	275,7	2 599,4	-45,9	-50,8
Limousin	R74	na	394,2	na	540,1	183,0	517,8	376,8	3 618,1	na	na
Rhône-Alpes	R82	na	206,0	337,5	440,1	135,4	301,5	320,9	2 784,6	-43,9	-50,8
Auvergne	R83	na	144,0	80,0	494,8	114,2	312,9	289,4	2 743,5	na	na
Languedoc-Roussillon	R91	na	209,0	-59,4	313,9	307,4	-7,3	195,1	2 237,5	na	-50,8
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	na	69,2	231,7	-125,7	1 188,8	na	201,2	2 408,0	na	-50,8
Corse	R94	na	na	na	na	na	na	350,3	3 573,2	na	na

Annexe 4.6-6. Coûts d'atténuation régionaux (anciennes régions) des pratiques stockantes, en €/tCO2e. Ce coût tient compte des émissions directes (y.c. le stockage de C sur tout le profil de sol), indirectes et induites.

SD : semis direct ; CI cultures intermédiaires ; ARP : insertion et allongement des prairies temporaires ; NRO : mobilisation de nouvelles ressources organiques ;
IMPP : intensification modérée des prairies permanentes ; SFP : substitution fauche-pâturage ; AF : agroforesterie ; EPV/EHV : enherbement permanent/hivernal du vignoble.

Région	GEO	SD	CI	ARP	NRO	IMPP	SFP	AF	Haies	EPV	EHV
Île-de-France	R11	na	26,5	227,6	-137,7	-168,1		24,8	60,4		
Champagne-Ardenne	R21	na	31,6	53,6	104,4	-236,7		22,3	58,6	-13,6	-14,0
Picardie	R22	na	41,3	88,0	59,1	-152,2		27,9	62,2		
Haute-Normandie	R23	na	35,9	75,3	104,2	-739,0		25,9	61,3		
Centre	R24	na	20,6	104,8	32,5	-876,1		21,0	58,3	-14,6	-14,0
Basse-Normandie	R25	na	63,7	89,0	50,7	-1118,4	-47,1	20,2	58,7		
Bourgogne	R26	na	27,8	-47,8	44,3	99,9		17,1	56,4	-13,4	-14,0
Nord-Pas-de-Calais	R31	na	64,9	104,1	462,1	-315,7		32,0	65,9		
Lorraine	R41	na	67,7	43,2	50,9	-106,8		19,1	57,5		
Alsace	R42	na	304,9	76,1	468,5	-66,5		24,1	61,2	-21,8	-14,0
Franche-Comté	R43	na	25,8	3,9	-52,1	49,3		17,3	56,9		
Pays de la Loire	R52	na	173,4	85,8	828,5	-118,6		19,9	59,5	-14,9	-14,0
Bretagne	R53	na	236,3	168,0	1195,9	-53,5	-491,0	19,3	59,2		
Poitou-Charentes	R54	na	35,1	32,8	164,0	-80,0		18,7	58,4	-17,8	-14,0
Aquitaine	R72	na	137,2	248,6	140,8	-157,5		19,6	58,5	-20,2	-14,0
Midi-Pyrénées	R73	na	73,8	36,7	-30,2	-258,4	-6,3	17,3	57,9	-14,0	-14,0
Limousin	R74	na	108,5	269,7	157,2	-226,1	293,3	16,2	58,9		
Rhône-Alpes	R82	na	61,7	54,1	119,0	-166,4	138,9	18,7	58,2	-13,9	-14,0
Auvergne	R83	na	39,4	15,5	166,4	136,1	124,9	17,3	58,5		
Languedoc-Roussillon	R91	na	60,4	-10,0	106,0	-72,2	-4,7	13,5	54,4		-14,0
Provence-Alpes-Côte d'Azur	R93	na	20,3	36,7	-38,1	-33,1		12,7	52,8		-14,0
Corse	R94							15,0	55,5		
France métropolitaine	MFR	na	51,3	90,3	69,9	-747,7	88,2	22,2	59,1	-17,0	-14,0

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Chapitre 5

Synthèse et discussion

Contributeurs :

Sylvain Pellerin et Laure Bamière

Décembre 2020

Principaux enseignements de l'étude

Le stock de carbone organique des sols français sur l'horizon 0-30 cm hors surfaces artificialisées représente 3 580 MtC (soit 13 400 MtCO₂). Ces stocks dépendent fortement du mode d'occupation du sol, en interaction avec le pédoclimat. Les stocks moyens par hectare dans l'horizon 0-30 cm sont de 81 tC/ha sous forêt, 84,6 tC/ha sous prairie permanente et 51,6 tC/ha sous grandes cultures. Les sols forestiers représentent 38% du stock total, les sols de prairies permanentes 22%, ceux de grandes cultures 26,5%.

Pour l'ensemble des surfaces agricoles et forestières, l'évolution tendancielle des stocks sous l'effet des pratiques actuelles, estimée par simulation et à partir de références bibliographiques, se situe dans une fourchette entre 0 et +3,2‰ par an (tableau 4-4-13). La tendance est négative pour les systèmes de grandes cultures pures, légèrement positive pour les systèmes associant grandes cultures et prairies temporaires, plus clairement positive pour les prairies permanentes et les forêts. Les valeurs simulées classent les grands modes d'occupation du sol dans le même ordre que les résultats bibliographiques, mais les valeurs absolues diffèrent, notamment parce que les simulations ont été faites sous hypothèse d'usages des sols constants et parce que les sorties des modèles sont très sensibles aux hypothèses retenues pour les conditions initiales. L'incertitude sur la ligne de base est forte. Les prochaines campagnes de prélèvement du Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) permettront de préciser ces valeurs.

La mise en œuvre des neuf pratiques stockantes explorées dans le cadre de cette étude, simulées sur 30 ans, sous climat et concentration en CO₂ actuels, sans modification de l'occupation des sols et sans transformation structurelle des exploitations agricoles, permettrait un **stockage additionnel annuel de +1,8‰** dans l'horizon 0-30 cm, tous usages du sol confondus. **L'essentiel du potentiel de stockage additionnel se situe en sols de grandes cultures, où le stockage additionnel pourrait dépasser la cible des 4 pour 1000 (+5,1‰)**, ce qui est en grande partie dû au fait que les stocks hérités y sont bas. En forêt, aucune pratique "plus" stockante que les pratiques actuelles n'a été identifiée. L'enjeu pour les écosystèmes forestiers est de préserver les stocks existants et les modes de conduites sylvicoles permettant le maintien d'un stockage tendanciel positif. En prairies permanentes, les pratiques stockantes étudiées se caractérisent par une assiette faible (cas de la réduction des fauches au profit du pâturage) ou un stockage additionnel limité avec un bilan de gaz à effet de serre global peu favorable (cas de l'intensification modérée des prairies permanentes extensives). L'enjeu est également de préserver les stocks existants et les pratiques actuelles stockantes. Toutefois, le potentiel de stockage pourrait augmenter si l'on renonçait à maintenir le chargement animal actuel (hypothèse non considérée par l'étude). En ajoutant le stockage tendanciel et le stockage additionnel permis par l'adoption de pratiques plus stockantes il est possible d'atteindre un stockage total se situant entre +1,8 et +5,0‰ pour l'ensemble des sols agricoles et forestiers. Il n'est donc pas exclu que l'on puisse atteindre l'objectif du 4 pour 1000 dans les sols français, mais les incertitudes sur la ligne de base sont actuellement trop fortes pour pouvoir l'affirmer. Cela suppose à la fois de maintenir les surfaces et les pratiques favorables sur les écosystèmes présentant un stockage tendanciel positif (forêts et prairies permanentes), et de mettre en œuvre l'ensemble des pratiques stockantes sur la totalité de leur assiette technique en grandes cultures et prairies, ce qui est extrêmement ambitieux. Parallèlement, il est indispensable de stopper les changements d'usage du sol qui réduisent les stocks comme le retournement des prairies et l'artificialisation des terres agricoles.

Les pratiques stockantes avec les plus forts potentiels de stockage sur l'horizon 0-30 cm sont **l'extension des cultures intermédiaires** (36% du potentiel total), **l'agroforesterie intraparcellaire** (20% du potentiel total), **l'insertion et l'allongement du temps de présence de prairies temporaires** (13% du potentiel total). Le semis direct permet un stockage additionnel dans l'horizon labouré, mais cet effet disparaît quand on considère l'ensemble du profil (du fait de la redistribution verticale du carbone). La mobilisation de nouvelles ressources organiques ne représente que 1,5% du potentiel de stockage additionnel total. L'assiette de cette pratique a été calculée avec prudence pour tenir compte des réticences au recyclage agricole de certaines ressources (boues de stations d'épuration) et le stockage additionnel calculé au niveau parcellaire a été corrigé du fait qu'une partie du carbone supplémentaire mobilisé revenait déjà au sol dans la ligne de base, hors parcelle agricole (cas des déchets verts). Le calcul du bilan de gaz à effet de serre complet des pratiques étudiées renforce l'intérêt des leviers « agroforesterie intra-parcellaire », « haies » et « prairies temporaires », notamment du fait du stockage de C dans la biomasse pour l'agroforesterie et les haies, mais réduit fortement l'intérêt de l'intensification modérée des prairies extensives, du fait des émissions de N₂O supplémentaires liées à l'usage d'engrais azotés.

Calculé sur la totalité du profil de sol, donc en excluant le semis direct, et en tenant compte des interactions d'assiette, l'ensemble des pratiques étudiées mises en œuvre sur la totalité de leur assiette maximale technique représente un stockage additionnel de **8,15 MtC/an, (soit 29,9 MtCO₂e/an)**. **Cela équivaut à 6,5% des émissions nationales** (458 MtCO₂e en 2016) et 39% des émissions agricoles (76,7 MtCO₂e en 2016, hors usage énergie et changement d'usage des sols).

Globalement la mise en œuvre de pratiques stockantes se traduit par un coût pour l'agriculteur. **L'essentiel du potentiel de stockage est à un coût inférieur à la valeur tutélaire du carbone en 2030 (250 €/tCO₂e), dont presque la moitié à un coût inférieur à sa valeur tutélaire actuelle (55 €/tCO₂e)**. Ces coûts ont été estimés d'après les données disponibles, la plupart du temps à l'échelle régionale mais aussi, dans certains cas, avec des données moyennes nationales. Ces calculs peuvent être affinés avec des données locales quand elles sont disponibles. Les coûts calculés n'intègrent pas les coûts de transaction. Enfin, au-delà du coût, la mise en œuvre de ces pratiques nécessite de tenir compte des contraintes organisationnelles au sein des exploitations, ce qui demande une approche plus systémique du changement technique dans les exploitations agricoles.

Conséquences en termes de politiques publiques

L'étude a mis en évidence plusieurs pratiques à fort potentiel de stockage, comme le développement des cultures intermédiaires, des prairies temporaires et de l'agroforesterie intra-parcellaire qui présentent par ailleurs un ensemble de **co-bénéfices** sur la qualité de l'eau, la lutte contre l'érosion, la protection de la biodiversité. La mise en œuvre de ces pratiques est vérifiable par des outils de télédétection, ce qui est un élément déterminant pour leur prise en compte dans le cadre d'une politique publique. Certaines de ces pratiques peuvent cependant avoir, dans certains contextes, des effets négatifs qu'il faudrait mieux quantifier. L'accroissement de la couverture végétale du sol (cultures intermédiaires, prairies temporaires, agroforesterie intra-parcellaire) entraîne une réduction de la lame d'eau drainée annuelle (qui alimente les nappes phréatiques) qu'il conviendrait de chiffrer, en particulier dans un contexte de changement climatique et de raréfaction de la ressource en eau. L'extension des cultures intermédiaires et des prairies temporaires pose aussi la question de la destruction de ces couverts, dans une perspective de réduction de l'usage des herbicides. Des solutions de destruction mécanique sans recours au glyphosate, adaptées aux différents contextes agro-pédo-climatiques, doivent être mises au point. Dans un contexte de développement de la bioéconomie, la biomasse aérienne produite par les cultures intermédiaires peut être utilisée à des fins de production d'énergie (Cultures intermédiaires à vocation énergétique), ce qui a inévitablement des effets sur le retour de carbone au sol et l'évolution des stocks, d'où des compromis à trouver. La mobilisation de nouvelles ressources organiques d'origine urbaine pose la question de l'innocuité de ces ressources et des procédures et traitements à mettre en œuvre en amont pour préserver la qualité des sols et la sécurité sanitaire des aliments produits. Une politique cohérente et ambitieuse visant à favoriser le stockage additionnel de carbone dans les sols afin de contribuer à l'atténuation du changement climatique doit prendre en compte l'ensemble de ces interactions et s'assurer de leur compatibilité avec d'autres politiques publiques.

Les potentiels de stockage additionnel, les assiettes et les coûts varient entre les pratiques et d'une région à l'autre. Le potentiel de stockage additionnel est élevé dans les régions de grandes cultures (Centre), intermédiaire dans les régions de polyculture-élevage, faible dans les régions très herbagères (Limousin) ou viticoles (Languedoc-Roussillon). **La solution la plus efficace est une combinaison de "bonnes pratiques aux bons endroits"**, où chaque région contribue en fonction de ses caractéristiques. Les résultats du modèle d'allocation coût-efficace de l'effort de stockage ont vocation à être utilisés pour élaborer des politiques publiques en éclairant les décideurs publics sur les pratiques à soutenir prioritairement et dans quelles régions.

Une politique incitative devra veiller à l'équilibre entre des mesures visant à l'entretien des stocks là où ils sont élevés (forêt, prairies permanentes), voire très élevés comme les sols organiques (tourbières) et celles visant l'augmentation des stocks là où ils sont faibles (grandes cultures). Dans les deux cas, il faut prendre en compte le caractère réversible du stockage de carbone : à long terme, **la pérennité du stock de carbone des sols dépend du maintien des pratiques stockantes**.

Enfin, même avec des hypothèses de calcul optimistes, le stockage additionnel de carbone obtenu par la mise en œuvre des pratiques proposées ne représente que 40% des émissions du secteur agricole. Un objectif plus ambitieux d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre du secteur agricole doit aussi viser une réduction des émissions de N₂O, liées à l'usage des engrais azotés, et de CH₄, liées à l'élevage, voire des évolutions plus

radicales des systèmes de production agricole (modification de l'usage des sols, augmentation de la place des légumineuses dans les rotations, ré-association agriculture-élevage, modification du chargement animal), en lien avec une évolution des régimes alimentaires.

Originalité de l'étude, suites à donner et besoins de recherche

La modélisation à une échelle spatiale fine (de l'ordre du km²), couplée à l'utilisation massive de données sur les climats, les sols et les systèmes agricoles pour évaluer le potentiel de stockage additionnel permis par l'adoption de nouvelles pratiques agricoles est une des innovations fortes mises en œuvre dans le cadre de cette étude. Elle permet de prendre en compte les interactions complexes dont dépendent les entrées et le devenir du carbone dans les sols. Elle valorise à la fois les progrès des connaissances capitalisés dans le cadre des modèles de fonctionnement des écosystèmes et les bases de données constituées pour renseigner les variables d'entrées. La méthode mise en œuvre est originale et reproductible, elle pourrait être utilisée dans d'autres contextes à l'international. *A contrario*, les résultats sont très dépendants de la qualité des modèles et de leur paramétrage. Des progrès sont nécessaires pour mieux simuler l'évolution du stock de carbone dans les horizons profonds et prendre en compte de nouveaux mécanismes (le « *priming effect* » par exemple). Un travail de simulation équivalent à ce qui a été fait en grandes cultures et prairies permanentes est nécessaire dans le cas des forêts. Des jeux de données sont indispensables pour renseigner la ligne de base, et pour évaluer la qualité prédictive des modèles. Les résultats des prochaines campagnes de prélèvement du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols seront très précieux pour renseigner l'évolution des stocks de carbone sous l'effet des pratiques actuelles sur l'ensemble du territoire (ligne de base) et la capacité des modèles à en rendre compte.

L'étude a privilégié la quantification du potentiel de stockage additionnel de pratiques agricoles bien renseignées par la littérature et qu'il est possible de mettre en œuvre rapidement. A plus long terme, d'autres leviers pourraient s'avérer mobilisables, mais nécessitent un effort de recherche supplémentaire avant d'être mis en œuvre (plantes à enracinement profond, biochars...). Certains mécanismes de stockage du carbone peuvent être influencés voire conditionnés par les caractéristiques génétiques des plantes. Par exemple, la production primaire souterraine contribue au stockage du carbone et cette production est sous la dépendance directe du ratio aérien/souterrain des plantes qui composent le couvert, ratio qui a une composante génétique. Une meilleure connaissance des processus biologiques qui gouvernent le devenir du carbone dans les sols, et de leurs interactions avec les processus physico-chimiques, pourrait aussi ouvrir la voie à d'autres leviers permettant d'accroître le temps moyen de résidence du carbone dans les sols.

Bien qu'elles ne présentent pas de difficultés techniques particulières, la mise en œuvre des pratiques stockantes considérées dans le cadre de cette étude suppose un accompagnement : production de matériel végétal ayant les caractéristiques requises (facilité de levée et de destruction pour les cultures intermédiaires par exemple), prise en compte des nouveaux produits organiques mobilisés dans le raisonnement de la fertilisation, mise en place et conduite de systèmes agroforestiers... Compte tenu de la faible flexibilité stœchiométrique des matières organiques du sol, un stockage additionnel de carbone ne peut avoir lieu que s'il y a un stockage concomitant d'azote et de phosphore. Pour ne pas recourir à des apports supplémentaires d'azote minéral, ce qui dégraderait le bilan gaz à effet de serre des pratiques proposées, ce supplément d'azote doit provenir d'une réduction des pertes, ce que plusieurs des pratiques proposées permettent (cultures intermédiaires par exemple), ou d'apports par fixation symbiotique. Par ailleurs, plusieurs résultats ont montré que les pratiques stockantes seront d'autant plus bénéfiques qu'elles donneront lieu à des ajustements des systèmes de culture ou d'élevage dans lesquels elles seront mises en œuvre (révision à la baisse des apports d'azote avec l'augmentation tendancielle de la minéralisation consécutive au stockage de carbone par exemple). La mise en œuvre des pratiques stockantes en carbone doit donc s'envisager dans un cadre plus global de développement de l'agroécologie, que le système de recherche-développement doit accompagner.

La plupart des pratiques identifiées pour accroître les stocks de carbone du sol sont basées sur la production additionnelle de biomasse et/ou un accroissement de son retour au sol (cultures intermédiaires, agroforesterie intraparcellaire, haies, mobilisation de nouvelles ressources organiques). L'accroissement des stocks de carbone est un levier pour l'atténuation du changement climatique, mais la valorisation de la biomasse pour la production d'énergie renouvelable est également une option possible. Dans un contexte de développement de la bioéconomie, et d'une compétition accrue pour l'utilisation de la biomasse, l'intérêt comparé de différentes filières de valorisation

de cette ressource, dont le retour au sol, est une question de recherche dont il faut s'emparer. Des synergies pourraient être imaginées, la valorisation énergétique d'une partie de la biomasse (par exemple les parties aériennes des cultures intermédiaires) pouvant couvrir une partie des coûts, tout en préservant un retour au sol des parties racinaires, qui sont les plus efficaces en termes de stockage. Parallèlement, l'innocuité des nouvelles ressources organiques mobilisables pour un retour au sol (boues de stations d'épuration, digestats, composts) vis-à-vis de la qualité des sols et de la sécurité sanitaire des aliments doit être mieux caractérisée et améliorée.

En plus d'un stockage additionnel de carbone, plusieurs des pratiques proposées présentent des co-bénéfices. C'est le cas des cultures intermédiaires, qui améliorent la qualité de l'eau et contribuent aussi à l'atténuation du changement climatique *via* des effets biogéophysiques (augmentation de l'albédo par exemple), ou encore de l'agroforesterie intra-parcellaire et des haies qui ont un effet positif sur la protection de la biodiversité, l'esthétique des paysages, la réduction du risque érosif lié au ruissellement. Dans le cadre de la présente étude, portant sur le stockage de carbone dans les sols, ces autres services n'ont pas été monétarisés, faisant porter sur le seul stockage de carbone l'ensemble des coûts de mise en place et d'entretien de ces infrastructures. Des progrès sont nécessaires pour considérer et évaluer l'ensemble des services écosystémiques rendus.

Le stockage additionnel de carbone, comme les autres leviers d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre du secteur agricole et forestier, doit être envisagé dans le cadre du changement climatique qui va de toute façon se poursuivre, avec des effets importants non seulement sur la dynamique du carbone, mais aussi sur l'usage des sols, les systèmes de production et les pratiques. Des simulations doivent être menées sous plusieurs scénarios climatiques et, au-delà, les leviers d'atténuation doivent être examinés dans le cadre d'une agriculture qui se serait adaptée. Les résultats de simulations effectuées sous climat modifié font l'objet d'un rapport complémentaire (qui figure à la fin du présent document).

Il y a au final un besoin de prospective pour disposer de scénarios des systèmes de production agricole à différents niveaux (national, européen et mondial) et de modélisation des systèmes de production actuels et alternatifs, pour pouvoir simuler les effets économiques et environnementaux des changements de système. Il nous faut développer des modèles de marchés et d'échanges capables de rendre compte des principaux déterminants de l'avenir des systèmes de production agricoles tels que l'évolution des régimes alimentaires, les besoins des industries de transformation et de distribution, les politiques publiques et les échanges internationaux.

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexes

Fiches des neuf pratiques "stockantes" étudiées

Décembre 2020

Annexe I. "Insérer et allonger les cultures intermédiaires"	397
Annexe II. "Développer le semis direct"	415
Annexe III. "Allonger et insérer des prairies temporaires dans les rotations de cultures"	427
Annexe IV. "Mobiliser de nouvelles ressources organiques"	439
Annexe V. "Substituer du pâturage à de la fauche"	467
Annexe VI. "Augmenter modérément la fertilisation minérale azotée des prairies permanentes"	481
Annexe VII. "Développer l'agroforesterie dans les parcelles cultivées"	497
Annexe VIII. "Planter des haies en périphérie de parcelles cultivées"	509
Annexe IX. "Enherber les vignobles"	521

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe I.

Fiche de la pratique stockante

"Insérer et allonger les cultures intermédiaires"

Auteurs

Eric Ceschia, Nathalie Delame, Camille Launay,
Michele Schiavo

Appui scientifique interne

Julie Constantin

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame, Camille Launay, Michele Schiavo

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.1.2.1) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

L'action décrite ici considère les couverts intermédiaires (CI) qui sont présents entre deux cultures principales et dont l'intégralité de la biomasse est restituée au sol (Cultures Intermédiaires Pièges A Nitrate ou CIPAN, CI courts ou longs). Sont donc exclus de cette analyse les Cultures Intermédiaires à Valorisation Énergétique (CIVE) et les cultures relais dont une fraction de la biomasse aérienne est exploitée, ainsi que les couverts permanents et les repousses de précédents.

La capacité des CI à atténuer les changements climatiques a été évaluée en considérant uniquement leurs effets biogéochimiques sur le forçage radiatif net (voir section 3.8.3 du rapport). Ont donc été pris en compte leurs effets sur le stockage du carbone (C) dans les sols mais également les émissions de GES induites par leur mise en œuvre (semis et destruction). En revanche, ni les éventuels gains de carbone associés à la protection du sol contre l'érosion par les CI (Justes et al. 2013), ni les changements d'émissions de GES induites par une modulation de la fertilisation pour la culture post couvert n'ont été quantifiées. Aussi, si les effets d'atténuation d'ordres biogéophysiques engendrés par les CI (ex. effets albédo, voir section 3.8.3) n'ont pas été quantifiés, les effets induits par une baisse de la température du sol en présence de CI (vs un sol nu) sur la vitesse de minéralisation de la MO ont eux été pris en compte.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

De plus en plus d'agriculteurs adoptent la pratique des CI sur une base volontariste ou au-delà des cadres réglementaires (i.e. type CIPAN avec implantation à l'automne dans les zones vulnérables nitrate...). Ainsi il n'est pas rare de voir des CI y compris en zones dérogoires argiles (où l'introduction de CI n'est pas obligatoire), des CI implantés jusqu'au semis de la culture de printemps, des CI implantés en été parfois constitués de mélanges de 6 espèces, des parcelles en CI semés entre deux maïs ou des parcelles en couverture permanente, enchainant un CI d'été avec un CI d'hiver. L'action étudiée ici vise donc à estimer la capacité d'atténuation des CI qui résulterait 1) d'une extension de cette pratique aux zones non vulnérables à la pollution par les nitrates et aux zones dérogoires argile en période hivernale, 2) de l'allongement de leur mise en œuvre avec une destruction la plus tardive possible sans pénaliser la culture suivante (risque de carence en eau et en N), mais aussi 3) d'une extension aux parcelles en interculture d'été. L'objectif est à la fois d'augmenter les surfaces couvertes, mais aussi de maximiser la production de biomasse enfouie. Un scénario de modélisation « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » a donc été élaboré par rapport à un scénario « pratique actuelle » afin de quantifier à la fois les bénéfices climatiques qui pourrait résulter d'une extension de la pratique des CI mais aussi les conséquences d'un point de vue rendement pour les cultures qui suivent les CI et les coûts économiques induits.

Critères d'assiette pour le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires »

La constitution de l'itinéraire technique proposé pour établir le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » s'appuie en grande partie sur des pratiques actuelles mais elle est soumise à des contraintes techniques (ex. durée minimale d'interculture), aux limites du modèle STICS à simuler certaines modalités (ex. mélanges d'espèces, repousses... non simulés) et au choix que nous avons fait de ne considérer que des modalités de destruction physique et non pas chimique (ex. glyphosate) des CI.

Concrètement, pour définir le scénario de modélisation « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » et son Assiette Maximale Technique, il a été décidé :

- d'implanter des CI en dehors des zones vulnérables nitrate (ZVN),
- de ne plus tenir compte des dérogations dans les ZVN (dérogations récolte tardive et dérogation argile),
- d'insérer des CI en interculture courte d'été et après du maïs grain,
- de détruire le plus tardivement possible le CI (1 mois avant le semis de la culture principale au printemps ou quelques jours avant le semis de la culture principale à l'automne),
- que la durée minimale de l'interculture devait être de 2 mois,
- que dans toutes les zones irrigables, un tour d'eau de 30mm au semis du CI était réalisable si besoin pour assurer la levée et maximiser la production de biomasse,
- que les CI seraient détruits par un labour sauf dans les sols à >25% d'argile où le couvert est détruit par un roulage suivi d'un travail sans retournement,
- qu'il n'y avait pas de limite à l'implantation des CI en fonction du % d'argile dans le sol.

Au total, l'Assiette Maximale Technique¹ pour l'introduction des CI dans les successions culturales représente 16 Mha pour la France métropolitaine (voir Tableau 1 pour le détail par région). Notons toutefois que les CI ne sont pas nécessairement présents chaque année au sein d'une succession culturale, ce qui réduit à 6,7 Mha la surface annuelle en CI en métropole. Ainsi, les modalités d'introduction de CI dans les successions culturales et selon les types de sols pour le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » lié aux CI sont résumées dans la Figure 1.

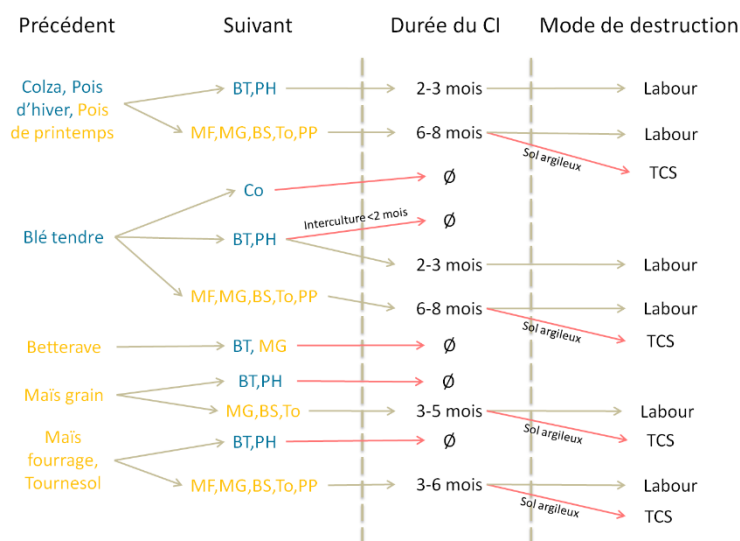


Figure 1. Représentation schématique des modalités d'introduction et de destruction des CI dans les successions culturales selon la période/durée d'interculture et selon le type de sol pour le scénario de stockage additionnel.

BT pour blé tendre et autres céréales à paille d'hiver, Co pour colza, MF pour maïs fourrage, MG pour maïs grain, BS pour betterave sucrière, To pour tournesol, PP pour pois de printemps, PH pour pois d'hiver, TCS pour techniques culturales simplifiées.

Concernant les espèces de CI semées et modalités de semis, nous avons considéré :

- qu'en interculture d'hiver de la moutarde ou du ray-grass étaient semés à l'aide d'un déchaumeur avec semoir accroché (cas des semences de petites tailles). Le choix de telle ou telle espèce se faisant par rapport à l'espèce dominante déjà utilisée dans telle ou telle région ;
- qu'une féverole succède à un maïs grain et qu'un couvert de vesce est implanté en interculture d'été pour éviter une faim d'azote pour la culture suivante. Dans ces deux cas, il a été considéré que le semis était réalisé avec un semoir après passage d'un déchaumeur (cas des semences de grosses tailles).

Présence de la pratique culture intermédiaire à la ligne de base

Dans les « zones vulnérables », la directive "Nitrates" (n°91/676 du 12 décembre 1991) a imposé une généralisation de la couverture automnale des sols depuis 2012. Toutefois, il existe des dérogations pour les sols à fort taux d'argile, dans les situations de récolte tardive de la culture principale (ne permettant pas l'installation d'une culture intermédiaire), quand il peut y avoir substitution des CI par des repousses de précédents, et dans des situations où la réalisation de faux semis est nécessaire (notamment en Agriculture biologique). La conséquence est qu'en France, selon les statistiques AGRESTE (2011), 20% des parcelles en grandes cultures restaient à nu durant l'hiver en 2010, 11 étaient couvertes avec des CIPAN, 2% avec des cultures dérochées, 4% étaient couvertes avec une repousse du précédent et 63% étaient cultivées. Ainsi seulement 2,6 Mha de parcelles en grandes cultures étaient couvertes par des CIPAN, cultures dérochées ou repousses durant l'hiver en 2010 (ce qui laisse supposer que la surface totale des parcelles qui au cours de leur rotation accueilleraient des CI était bien plus importante).

Concrètement, pour définir le scénario de référence (pratique moyenne entre 2009 et 2013), nous avons fait l'hypothèse que :

- des CI étaient présents sur 100% des parcelles en zones vulnérables nitrates si 1) l'interculture d'hiver dépassait 2 mois, si 2) les CI n'étaient pas précédées par des cultures à récolte tardive (maïs grain, tournesol, betterave), et si 3) les parcelles n'étaient pas soumises à une dérogation argile. En effet, il a été considéré que quand les CI étaient détruits par

¹ Surface totale de la SAU en France métropolitaine sur laquelle des CI peuvent être implantés au moins 1 année durant la succession culturale.

labour sur sols argileux, le labour avait lieu à l'automne plutôt qu'au printemps, ce qui rendait impossible l'implantation de CI durant au minimum 2 mois ;

- il n'y avait pas de CI dans les zones non vulnérables à la pollution par les nitrates (bien que de plus en plus d'agriculteurs en implantent dans ces zones selon une démarche volontariste) ;
- que dans les zones sensibles à la pollution par les nitrates où les CI ont été introduits récemment, les parcelles étaient en phase optimale de stockage du C et ce pour encore environ 10 ans (Constantin et al., 2018) ;
- que les émissions de GES supplémentaires liées à la gestion (semis, destruction) des CI devaient être prises en compte. En revanche, il n'y a pas eu de prise en compte, au niveau des émissions de GES, d'une possible réduction de la fertilisation azotée de la culture de printemps suivant l'implantation d'un CI car encore peu d'agriculteurs modulent leur apport de N après un CI. Les effets N (possible faim d'azote et/ou plus de ressource par diminution de la lixiviation) sur les rendements de la culture qui suit les CI ont en revanche été pris en compte.

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

Parmi les pratiques potentiellement stockantes considérées dans cette étude, nous n'avons pas identifié d'incompatibilité avec la pratique des CI. Toutefois, il n'est pas possible d'implanter des CI sur les hectares d'arbres ou de haies implantés dans les parcelles en agroforesterie, ni sur de nouveaux hectares de prairie temporaire.

Surfaces concernées

Le modèle STICS a édité pour chaque séquence le nombre de fois où les CI sont implantées dans le cadre du scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires ». Les surfaces ci-dessous, évaluées en différentiel par rapport au scénario de référence, seront donc pondérées par le poids des séquences et le nombre de fois supplémentaires où les CI apparaissent.

Au total, ce sont près de 6,7 Mha par an supplémentaire de CI qui ont été introduits dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario de référence (dans lequel on considère que la pratique actuelle des CI couvre environ 1,8 Mha). En moyenne, 76,7% des surfaces nouvelles en CI correspondent à des intercultures d'été (vesce), 15,8% à des intercultures courtes d'hiver (féveroles) et seulement 7,4% à des surfaces en intercultures longues d'hiver supplémentaires (voir Tableau 1). Les cartes de la figure 2, qui présentent l'évolution de la fréquence des CI au sein des rotations entre les deux scénarios, indiquent que ce sont quasiment toutes les zones de grandes cultures en France qui sont impactées, soit par l'implantation de cultures intermédiaires là où elles n'existent pas actuellement, soit par l'augmentation de la fréquence des CI dans la rotation, soit par l'allongement des CI déjà en place.

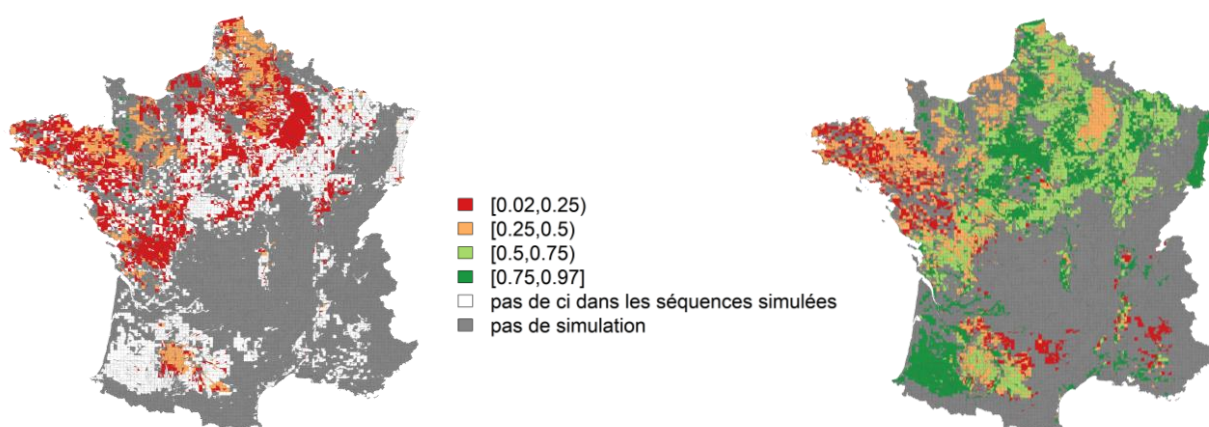


Figure 2. Cartographie de la fréquence des cultures intermédiaires dans les successions culturales en France, à gauche, dans le scénario de référence, et à droite dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires ». Dans la figure de gauche, les zones en rouge et orange correspondent aux intercultures d'hiver en zone nitrate non dérogoires semées avec du ray-grass ou de la moutarde, et les zones en blanc correspondent soit aux zones non-vulnérable nitrate, soit aux zones dérogoires argile soit aux zones où il n'y a pas d'interculture longue. Sur la figure de droite, les zones en vert correspondent essentiellement à des surfaces sur lesquelles des CI ont été implantés durant des intercultures courtes.

Le tableau 1 indique que c'est, par ordre décroissant, dans les régions Centre, Bourgogne, Champagne-Ardenne et Picardie, que les surfaces additionnelles en CI sont les plus importantes car ces régions sont caractérisées par beaucoup d'intercultures

courtes (d'été notamment) au sein desquelles la présence possible de CI n'était pas considérée dans le scénario de référence. En Haute Normandie et en Bretagne, la possibilité d'implanter de nouveaux CI est réduite car ceux-ci sont déjà fréquents et beaucoup de prairies temporaires sont présentes dans les successions. Enfin, en PACA et en Languedoc-Roussillon, très peu de surfaces additionnelles étaient mobilisables car une part importante de la SAU est occupée par l'arboriculture et/ou des vignes.

Tableau 1. Assiette Maximale Technique (AMT) et surfaces additionnelles de CI dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario « pratique actuelle » et type de couvert introduit par région en France métropolitaine.

Région	Assiette (AMT) en hectares	Surfaces supplémentaires implantées en CI par an (en Ha)				
		Moutarde	Ray Grass	Vesce	Fèverole	Total
Île-de-France	508 260	1 507	0	288 660	1 680	291 847
Champagne-Ardenne	1 162 875	8 715	0	538 557	19 740	567 012
Picardie	1 062 450	30 909	0	487 547	4 983	523 440
Haute-Normandie	375 442	0	0	72 911	1 916	74 827
Centre	1 854 283	18 409	0	1 067 867	61 635	1 147 911
Basse-Normandie	658 484	39 466	0	176 512	0	215 977
Bourgogne	947 045	6 587	0	542 205	30 629	579 422
Nord-Pas-de-Calais	543 215	3 823	0	174 996	427	179 246
Lorraine	681 569	27 502	0	398 060	5 329	430 890
Alsace	207 262	5 600	0	3 872	139 795	149 267
Franche-Comté	268 794	0	12 931	100 229	13 798	126 959
Pays de la Loire	1 389 317	13 403	0	167 652	45 581	226 636
Bretagne	1 274 339	0	2	63 840	24 614	88 456
Poitou-Charentes	1 296 033	8 404	0	349 309	127 775	485 487
Aquitaine	750 086	0	100 529	46 073	297 049	443 651
Midi-Pyrénées	1 402 295	0	122 511	194 461	146 721	463 693
Limousin	280 049	0	15 927	39 491	0	55 418
Rhône-Alpes	518 855	0	15 286	132 332	106 981	254 598
Auvergne	544 957	0	55 692	178 965	25 675	260 332
Languedoc-Roussillon	186 462	0	5 276	77 180	1 309	83 765
Provence-Alpes-Côte d'Azur	114 555	0	2 863	57 248	3 174	63 285
France métropolitaine	16 026 626	164 325	331 017	5 157 968	1 058 809	6 712 118

Potentiel de stockage de carbone

Nous raisonnons ici en potentiel de stockage additionnel par rapport au scénario de référence qui prend en compte le fait que certaines zones/successions bénéficient déjà de cultures intermédiaires. Le supplément de C stocké dans le sol résulte donc ici à la fois des apports plus fréquents et en plus grande quantité de MO sur des zones qui bénéficiaient déjà de CI et d'apports de MO sous forme de CI sur des zones où les CI n'étaient pas encore présents (ex. zones dérogeatoires argile).

Potentiel de stockage par unité de surface

La Figure 3 présente les gains de C par ha et par an obtenus en modifiant les pratiques actuelles selon les hypothèses du scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires ». La distribution des gains de C dans les simulations est également présentée dans la Figure 4.

En moyenne, le scénario "Insertion et allongement des cultures intermédiaires" permet un stockage additionnel par rapport à la situation actuelle de +126 kgC/ha/an (ou 463 kgCO₂eq/ha/an) soit +2,3‰ par an, avec un écart-type de 93 kgC/ha/an (Figure 4). L'incertitude sur le stock initial fait varier ce stockage additionnel moyen de +116 à +136 kgC/ha/an. Exprimé en fonction du stock initial, cela donne une variation entre +1,1 et +4,2‰/an. Ce niveau inférieur à celui relevé dans la littérature (+313 kgC/ha/an, voir section 3.8.3) est lié au fait que les valeurs de la bibliographie comparent des situations avec et sans CI, alors

que la valeur de stockage additionnel calculée ici tient compte du fait que des CI sont déjà fortement présentes dans la ligne de base.

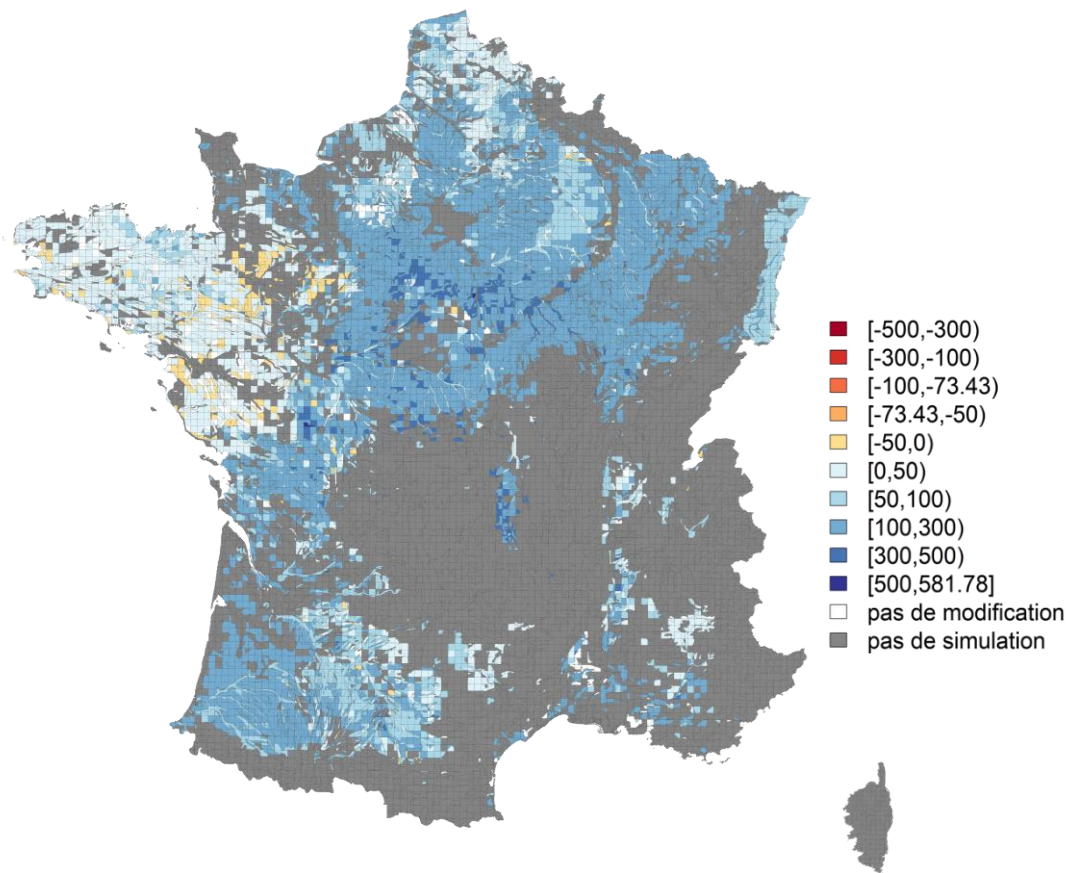


Figure 3. Carte du stockage de carbone additionnel annuel absolu (kg/ha/an) sur l'horizon 0-30 cm, produit par le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario de référence, pour les systèmes de grandes cultures et prairie temporaire simulés sur 30 ans avec STICS.

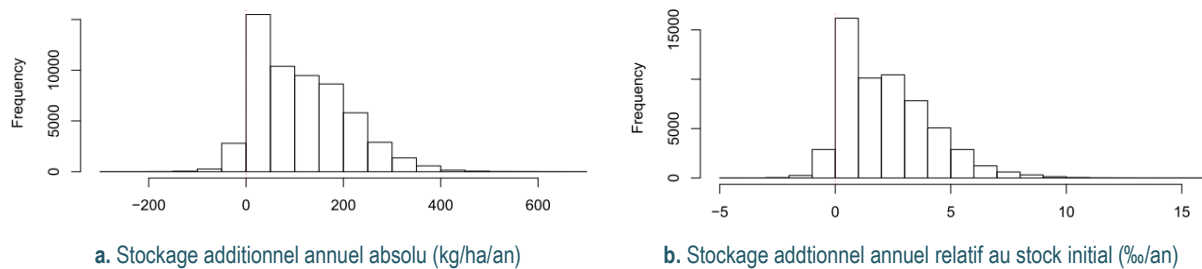


Figure 4. Stockage de C additionnel annuel, absolu (a) et relatif au stock initial (b), dans l'horizon 0-30 cm permis par le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes simulés par STICS

Lorsque des CI sont introduites dans des systèmes qui n'en comportaient pas, le gain de stockage est de +174 kgC/ha/an. Quand seule la durée des couverts déjà en place est allongée, le gain moyen est très faible (+16 kgC/ha/an), l'augmentation des entrées de C permise par ce scénario étant limitée. En ne considérant que les séquences dans lesquelles des grandes cultures sont présentes (pas de prairies temporaires), le stockage additionnel moyen est de 160 kgC/ha/an (contre 29 kgC/ha/an quand des prairies temporaires sont présentes).

La Bretagne, les Pays-de-la-Loire et l'extrême Nord de la France se démarquent par un stockage additionnel plus faible qu'ailleurs (< 50 kgC/ha/an). Dans ces régions très concernées par la réglementation nitrate, donc déjà bien couvertes par les CI, peu d'intercultures sont libres pour l'insertion de nouvelles CI (notamment car des CI ne peuvent être implantées après la betterave) et celles déjà en place sont allongées de seulement 2 semaines à 1 mois dans le Nord-Ouest, et de 4 mois dans le Nord. C'est encore plus vrai en Bretagne et Pays-de-la-Loire où les prairies temporaires occupent également le sol en hiver

et en fin d'été. Dans le nord du Bassin Parisien et en Poitou-Charentes, régions aussi concernées par la réglementation nitrate, beaucoup d'intercultures d'été sont disponibles pour l'insertion de CI, d'où un stockage plus important. Ailleurs, dans les régions hors zone vulnérable nitrate, ce sont principalement des couverts de féverole en Alsace et dans le Sud-Ouest qui ont été insérés dans des systèmes très axés sur le maïs grain, et des couverts de vesce entre cultures d'hiver dans le centre et le Sud-Est de la France.

On peut remarquer quelques points avec un stockage additionnel négatif, principalement situés en Bretagne et Pays-de-la-Loire. Ce déstockage serait lié à i) un décalage de l'apport d'effluent au semis de la CI du fait de sa destruction tardive, provoquant une moindre disponibilité en azote sur la culture de printemps suivante, ii) un léger effet dépressif du retard de la destruction de la CI (décalage de 2 semaines à un mois) sur le rendement de la culture suivante. Ce stockage additionnel négatif est en moyenne de -11,3 kgC/ha/an par unité pédoclimatique avec un maximum de -73,4 kgC/ha/an.

Globalement, la texture du sol a un faible effet sur le gain de stockage de C du scénario d'extension des cultures intermédiaires. La tendance est quand même à l'augmentation du gain de stockage avec l'augmentation du taux d'argile (voir section 4.4.1). De plus, le stockage additionnel de C est moins important dans les climats océaniques. Cela peut s'expliquer par des conditions favorisant la minéralisation, donc le déstockage de C, mais aussi par la plus forte présence de prairies temporaires, peu favorables à l'insertion de cultures intermédiaires.

Enfin, plus le nombre de périodes d'intercultures couvertes par un CI augmente, plus le gain de stockage de C est important (Figure 5). Quand aucune culture intermédiaire n'est ajoutée mais que la durée des CI déjà en place est allongée, le gain de stockage additionnel est seulement en moyenne de 16 kgC/ha/an. Ce très faible effet est lié à la faible augmentation des entrées de Corg permise par ce scénario.

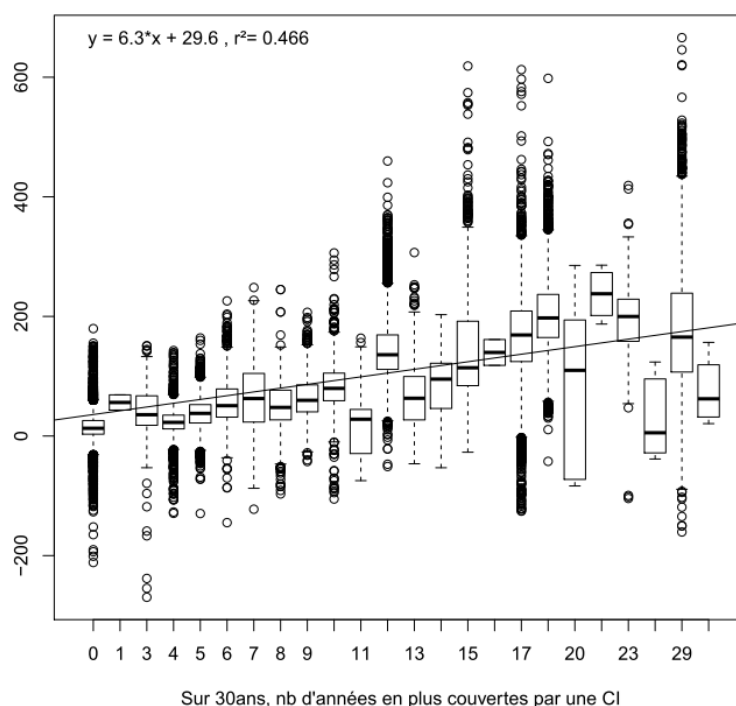


Figure 5. Stockage additionnel moyen annuel (kgC/ha/an) en fonction du nombre d'années supplémentaires, sur 30 ans de simulation, couvertes par une culture intermédiaire

Potentiel de stockage agrégé au niveau France métropolitaine

Au niveau national, le scénario "Insertion et allongement des cultures intermédiaires" permet un stockage additionnel sur la couche 0-30 cm de 2 MtC/an (Tableau 2) par rapport à la situation actuelle (ou 7,4 MtCO₂eq/an). L'extension de cette pratique représente de loin le plus fort levier de stockage additionnel de C dans les sols agricoles français (devant l'agroforesterie et l'extension des prairies temporaires) (voir Chapitre 5).

Tableau 2. Estimation de l'assiette maximale technique et du potentiel de stockage par région

Région	Assiette (ha)	Stockage total sur 0-30 cm (tC/an)
Ile de France	508 260	89 298
Champagne-Ardenne	1 162 875	164 090
Picardie	1 062 450	126 623
Haute-Normandie	375 442	32 372
Centre	1 854 283	412 648
Basse-Normandie	658 484	65 835
Bourgogne	947 045	207 695
Nord-Pas-de-Calais	543 215	29 266
Lorraine	681 569	112 504
Alsace	207 262	16 168
Franche-Comté	268 794	49 174
Pays-de-la-Loire	1 389 317	32 776
Bretagne	1 274 339	33 194
Poitou-Charentes	1 296 033	181 951
Aquitaine	750 086	100 363
Midi-Pyrénées	1 402 295	131 611
Limousin	280 049	16 645
Rhône-Alpes	518 855	38 619
Auvergne	544 957	114 180
Languedoc-Roussillon	186 462	20 064
Provence-Alpes-Côte d'Azur	114 555	11 517
Corse	0	0
France métropolitaine	16 026 626	1 986 595

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Le scénario "Insertion et allongement des cultures intermédiaires" améliore le bilan de GES principalement grâce au stockage additionnel de C (Tableau 3), ce qui est cohérent avec la littérature (section 3.8.3). En augmentant la couverture du sol, les CI diminuent un peu le drainage et surtout augmentent l'absorption d'azote par le couvert, et donc réduisent les pertes d'azote par lixiviation. En revanche, les CI accroissent légèrement les émissions de N₂O directes et indirectes simulées alors que la littérature indique un effet nul ou négligeable (voir section 3.8.3). La très légère augmentation des émissions indirectes simulées ici est liée à la volatilisation ammoniacale dans les systèmes avec fertilisation organique : l'apport organique qui se faisait au printemps est décalé au semis de la CI, période pendant laquelle les conditions peuvent être plus favorables à la volatilisation. L'accroissement du stock de matières organiques au cours du temps dans les systèmes de culture incluant des cultures intermédiaires se traduit par une minéralisation accrue d'azote et donc par une possibilité de réduire les apports d'engrais de synthèse. Cet effet d'ajustement de la fertilisation azotée n'a pas été simulé et pris en compte dans le calcul du Tableau 3.

Tableau 3. Effets du scénario "Cultures intermédiaires" sur le bilan de GES des parcelles en grandes cultures calculé sur 0-30 cm (différence avec les pratiques actuelles). Par convention, les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

Emissions N ₂ O directes kgN-N ₂ O/ha/an	Volatilisation kgN-NH ₃ /ha/an	Lixiviation kgN-NO ₃ /ha/an	Emissions N ₂ O directes et indirectes kgCO ₂ eq/ha/an	Consommation de carburant par les opérations agricoles kgCO ₂ eq/ha/an	Emissions induites par la fabrication de fuel kgCO ₂ eq/ha/an	C séquestré sur 0-30 cm kgCO ₂ eq/ha/an	Bilan GES kgCO ₂ eq/ha/an
+0.10	+0.10	-3.70	+34	+15	+4	-463	-411

Les émissions de CO₂ liées aux opérations techniques nécessaires au semis et à la destruction des CI sont faibles par rapport à l'effet stockage de C, bien qu'elles soient deux fois plus fortes que celles indiquées dans la littérature. Au final, le bilan de GES indique 411 kgCO₂eq/ha/an supplémentaires extraits de l'atmosphère pour les surfaces sur lesquelles le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » a été mis en place.

Autres impacts

Les CI offrent de nombreux autres services écosystémiques que le stockage de C dans les sols (voir Justes et al. 2012). Ils permettent de limiter l'érosion des sols, de réduire les fuites de nitrates (sauf pour les cas d'intercultures longues à récolte tardive), ils ont un impact positif sur la biodiversité et peuvent fournir de l'azote à la culture suivante, surtout quand ils sont composés de légumineuses. Notons aussi que si leur date de destruction est adaptée, ils ne présentent pas de risque de déficit hydrique pour la culture suivante (Tribouillois et al., 2016) et que les jours potentiellement disponibles pour la destruction des CI à l'automne ne sont pas un facteur limitant pour réaliser l'intervention, sauf en sol argileux (> 37% d'argile). Aussi, l'impact des CI de crucifères et de graminées sur le rendement de la culture suivante est légèrement positif ou nul, sauf parfois en situation d'interculture courte où il peut être négatif. L'impact en revanche est toujours positif pour la vesce.

En climat méditerranéen, des problèmes de levée peuvent se produire. Cela limite leur potentiel de production de biomasse et donc de stockage additionnel de C, mais cela ne remet pas en cause l'intérêt des CI pour réduire les fuites de nitrate pour les années "drainantes". En revanche, le principal risque actuel lié à l'usage des CI réside dans le fait qu'un nombre important d'agriculteurs détruit les CI via l'application d'herbicides, ce qui peut avoir des conséquences négatives sur la qualité de l'eau et la santé des organismes. Notons évidemment (voir section suivante) que l'introduction et le développement des CI représente une augmentation des charges et temps de travail pour l'agriculteur.

Plus spécifiquement d'un point de vue atténuation du changement climatique, les CI présentent un certain nombre d'atouts au-delà du stockage de C comme discuté dans la section 3.8.3.5. (« Effets Biogéophysiques »). Tout d'abord en impactant les flux radiatifs (modification du rayonnement solaire réfléchis ou réémis sous forme de rayonnement infra-rouge à la surface). Ils permettent, pour la plupart des sols de grande culture, d'accroître l'albédo de surface, engendrant ainsi un forçage radiatif négatif (effet refroidissant). De fait, les CI, qui ont la plupart du temps un albédo plus élevé que celui des sols, vont réfléchir une proportion plus importante du rayonnement solaire vers l'espace. Cela laisse donc moins d'énergie disponible à la surface, notamment pour chauffer le sol ou la végétation. Ainsi, la surface stocke moins d'énergie et en réémet moins sous forme de rayonnement infra-rouge (qui interagit fortement avec les molécules de GES dans l'atmosphère et créant l'effet de serre). La température du sol sera donc moins élevée sous un CI que pour un sol nu (voir Ceschia et al., 2017), ce qui peut contribuer à ralentir la minéralisation de la matière organique dans le sol. Aussi, outre le fait qu'il y a moins d'énergie disponible à la surface qu'en période de sol nu, une plus grande proportion de cette énergie servira à faire transpirer le CI au détriment de la production de flux de chaleur sensible. Ce processus (assimilable à une climatisation) va refroidir la surface et la basse atmosphère. L'effet net des CI sur le climat n'a toutefois jamais pu être quantifié, car cela nécessiterait de réaliser des exercices de simulations couplées modèle de surface-modèle de climat, notamment pour quantifier les phénomènes de rétroaction du climat sur la surface. Aucun modèle de climat n'a à ce jour la capacité à simuler de manière réaliste l'introduction de CI dans les rotations de cultures. Notons toutefois que les effets biogéophysiques que nous venons de citer sont probablement très significatifs voire supérieurs aux effets stockage C. En effet, l'effet albédo, à lui seul, représenterait à horizon 100 ans près de 170% de l'effet stockage de C des couverts intermédiaires pour un scénario proche de la ligne de base considérée dans cette étude (section 3.8.3). Des travaux sont actuellement menés dans la continuité de l'étude publiée par Carrer et al. (2018) pour évaluer l'effet albédo correspondant au scénario « extension des CI », mais aussi pour quantifier dans quelle proportion l'assombrissement des sols (diminution de l'albédo) suivant leur enrichissement en matière organique pourrait faire perdre une partie du bénéfice climatique lié au stockage de C, si les sols ne sont pas couverts en permanence.

Coût technique

Le couvert intermédiaire, correspondant à l'introduction d'une culture supplémentaire dans un assolement de grandes cultures ou de prairies temporaires, ne donne pas lieu à récolte. Néanmoins, l'implantation de CI peut avoir un impact à la hausse ou à la baisse sur le rendement de la culture suivante. À cela s'ajoutent les coûts correspondant au semis (achat des semences, opérations de semis, irrigation) et à la destruction du couvert. Ayant considéré que les exploitations concernées disposaient déjà du matériel nécessaire, aucun investissement supplémentaire n'a été chiffré.

L'allongement de la durée du couvert n'a pas d'impact sur le coût à l'hectare dans cette étude. En effet, la conséquence d'un CI plus long est un accroissement de la végétation qui pourrait nécessiter de remplacer un travail du sol superficiel par un labour pour détruire le couvert. Le scénario retenu de détruire systématiquement le couvert par un labour, suppose un coût identique entre un CI court ou un CI long. À noter que sur les sols argileux, le labour est réalisé à l'automne plutôt qu'au printemps, et cela, sans différence de coût.

La moyenne France métropolitaine (MFR) est évaluée à partir des moyennes régionales, pondérées par le poids de chaque région dans l'AMT nationale (voir annexe I-1).

Le coût net moyen estimé au niveau France métropolitaine s'élève à 38,64 €/ha/an. Cette évaluation repose entièrement sur les hypothèses retenues pour les simulations du modèle STICS tant sur le scénario de référence que sur le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires ». Dans les faits, la conduite des CI est plus diversifiée. Le coût net s'écarte donc de cette valeur moyenne, à la hausse ou à la baisse, comme précisé ci-après dans l'analyse de sensibilité.

Coûts liés à la mise en œuvre de la pratique

Le modèle STICS a édité pour chaque séquence le nombre de fois où les CI sont implantés sur le scénario de référence et sur le scénario introduisant des CI ou allongeant la durée des CI déjà existantes. Les coûts ci-dessous, évalués en différentiel, sont donc pondérés par le poids des séquences et le nombre de fois supplémentaires où les CI apparaissent. Par souci de clarté, sont ici présentés les coûts à l'hectare retenus pour les calculs, mais ils ne s'appliquent pas directement à l'AMT puisque les CI ne sont pas nécessairement présents chaque année dans les successions culturales.

Le coût d'achat de la semence de CI dépend du type de couvert implanté : 15 €/ha pour la moutarde, 35 €/ha pour le ray-grass, 72,5 €/ha pour la vesce, 70 €/ha pour la fèverole. Ces valeurs sont issues de moyennes des prix de semences certifiées publiées dans le « guide des couverts végétaux en interculture » (Chambre d'Agriculture Isère), avec un coût des semences de moutarde entre 10-20 €/ha, de ray-grass d'Italie entre 30-40 €/ha, de la vesce entre 60-85 €/ha.

Le coût d'achat de la semence à l'hectare s'élève en moyenne à 28 euros et varie, selon les régions entre 49 et 5 euros. Cette variation est due à l'assolement et à la composition des CI qui en résulte. Ainsi, le surcoût en semences est plus élevé en Alsace (49 €/ha) marquée par la prédominance de la fèverole, implantée après un maïs grain qui représente les deux-tiers des surfaces en CI. Dans la région Centre, la présence de la vesce est liée au blé tendre et au colza.

Coût de semis du CI : le semis se fait généralement en même temps que le déchaumage qui est un travail du sol simplifié pour enfouir les pailles et favoriser leur décomposition. Le semoir est alors accroché au déchaumeur, sauf pour la fèverole et la vesce qui nécessitent un passage spécifique car la graine est plus grosse. Le scénario de référence n'ayant pas simulé de passage sur les sols nus, ces dépenses correspondent ici à un coût supplémentaire.

Un premier passage du déchaumeur-semoir a été valorisé au coût du déchaumeur (28 €/ha, selon le barème d'entraide Loiret). Ce coût total intègre le coût d'achat du matériel (tracteur et semoir), son usure et son entretien sous forme d'amortissement, ainsi que le carburant. Un coût de la main-d'œuvre est également inclus pour valoriser de façon équivalente le travail, qu'il soit réalisé par l'agriculteur lui-même ou par l'intermédiaire d'une prestation extérieure (recours à une entreprise de travaux agricoles).

Ce coût est estimé à technologie constante, utilisant le matériel déjà présent sur l'exploitation. Certains agriculteurs, pratiquant déjà l'implantation de CI ou le semi-direct, réalisent plusieurs passages. D'autres ont pu acquérir un engin combinant le travail du sol et le semis. L'option de retenir deux passages systématiques pour la vesce et la fèverole tient compte de cette diversité d'équipement alors que certains semoirs permettent également un passage pour des tailles de semences différentes (Chambre d'agriculture Isère, 2017).

Pour la vesce et la fèverole, le second passage a été valorisé au coût du semoir (36,70 €/ha).

Le coût du semis à l'hectare s'élève ainsi en moyenne à 26 euros avec une variation entre 46 euros en Alsace et 5 euros en Bretagne, pour les mêmes raisons d'assolement invoquées à propos des semences.

Un tour d'**irrigation** a été simulé avec STICS pour favoriser la levée des CI et maximiser la biomasse. Le volume d'eau n'a pas été modulé en fonction des conditions météorologiques journalières, mais l'irrigation a été pratiquée dans toutes les zones irrigables et plafonnée à 3 mm, c'est-à-dire 30 m³. Le volume d'eau supplémentaire a été valorisé à hauteur de 0,2923 €/m³, selon le barème irrigation de la Chambre d'Agriculture Hauts-de-France.

Le coût de l'irrigation à l'hectare s'élève en moyenne à 10,46 euros. Les dépenses sont négligeables en Normandie (Haute et Basse), dans le Nord-Pas-de-Calais, en Picardie, Lorraine, Limousin, Franche-Comté, Champagne-Ardenne et Bretagne. Elles sont faibles et inférieures à 5 euros en Pays de la Loire, Languedoc-Roussillon, Bourgogne et Ile-de-France. Elles varient entre 12 euros en PACA et 32 euros en Aquitaine.

Coût de destruction des CI. Dans le scénario « insertion et allongement des cultures intermédiaires », les CI sont détruits et enfouis dans le sol par un labour, sauf pour les sols avec un taux d'argile supérieur à 25%, où les couverts intermédiaires sont supprimés par un roulage suivi d'un travail du sol simplifié (déchaumage). Dans le scénario de référence, un travail du sol simplifié (TCS) était réalisé lors du semis de la culture principale, sauf en Alsace où il y avait déjà un labour systématique.

Selon le barème d'entraide, le TCS est évalué à 102 €/ha. Cette estimation repose sur l'utilisation d'un déchaumeur de 4 m, d'un combiné vibro et rouleau de 6 m, d'un semoir à disques 4 m, manœuvrés par un tracteur à 4 roues motrices de 150 chevaux. Selon le même guide, le labour est évalué à 124 €/ha d'une charrue 6 corps, d'un combiné vibro et rouleau de 6 m, d'une herse rotative et d'un semoir céréales intégré 6 m, manœuvrés par un tracteur à 4 roues motrices de 150 chevaux. Entre les deux scénarios, il y a donc augmentation nette du coût pour la destruction des CI.

Le mode de destruction peut varier en fonction de la quantité de la masse végétale à enfouir et de la plus ou moins grande résistance de la végétation. Cependant, dans le scénario avec CI, puisque le couvert est systématiquement détruit par labour, la durée du CI n'a pas d'effet.

Dans les zones argileuses, le TCS est conservé et décalé dans le temps, mais cela n'a pas d'implication sur le coût.

Le surcoût induit par la destruction des CI est en moyenne de 3,39 €/ha, avec une variation entre 0,45 €/ha en Bretagne et 6,74 €/ha en Provence-Alpes-Côte d'Azur. Le surcoût est nul en Alsace puisque la pratique n'a pas changé.

Bénéfices économiques liés à la mise en œuvre de la pratique

L'objectif de la pratique étant de couvrir les sols nus par des couverts ensuite détruits et enfouis, il n'y a pas de recette directe provenant de la production de ces couverts.

L'implantation de légumineuses en CI peut modifier l'apport d'azote dans le sol, mais l'adaptation de l'apport de fertilisants sur la culture principale, n'ayant pas été prise en compte dans les simulations STICS, n'a pas été considérée dans l'évaluation des coûts.

Par contre, les éventuelles conséquences sur le rendement sont évaluées : le modèle STICS a simulé les variations de rendements pour les cultures principales. La valorisation dépend du type de cultures : pour les cultures non fourragères, la variation de recette a été estimée par la variation de rendement simulée par STICS, appliquée au rendement calculé dans le RICA, valorisé par le prix également issu du RICA. Ce calcul a été réalisé pour chaque culture principale, dans chaque région. Pour les cultures fourragères, la variation de recette est évaluée sur la base d'une ration de substitution : la perte ou le gain correspond à la variation de charge que l'agriculteur doit supporter pour adapter le volume de fourrage aux besoins du troupeau.

Au niveau national, la variation de rendement engendre un gain moyen de 30 €/ha pour la France métropolitaine. Cette valeur varie entre un gain de 81 euros par hectare en région Provence-Alpes-Côte d'Azur et une perte de 30 euros par hectare en Bretagne. Si le sens des variations peut être positif ou négatif selon les régions pour la plupart des cultures principales retenues, il y a diminution systématique du rendement pour le maïs fourrage (sauf dans la région Nord-Pas-de-Calais et, dans une moindre mesure, pour le maïs grain et le pois).

Au final, compte tenu des variations de rendements et des prix différenciés des cultures impactées, l'Aquitaine, le Limousin, l'Alsace et la Bretagne notent une perte de recettes à l'hectare.

Coût total

Le coût total par hectare

Par rapport au scénario de référence, la pratique qui consiste à introduire ou allonger la durée des cultures intermédiaires dans les rotations induit un surcoût pour l'agriculteur, en moyenne pour l'ensemble de la France métropolitaine, d'un peu moins de 39 €/ha. Cette valeur résulte d'une augmentation des coûts de 69 €/ha, compensée en partie par une augmentation des recettes de 30 €/ha. Les principales dépenses correspondent aux achats de semences (29 €/ha), ainsi qu'au recours au matériel pour le semis et la destruction des CI (29 €/ha). L'irrigation représente en moyenne une dépense de 10 €/ha.

Tableau 4. Décomposition du surcoût total, en euros par hectare par an, dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario « pratique actuelle » pour la France métropolitaine.

Type de coût	en €/ha d'assiette/an
Total coût	38,64
dont : Achat semences	28,83
Déchaumeur	11,74
Semoir	14,24
Irrigation	10,46
Destruction des CI	3,39
Variation des rendements	-30,03

Ce coût total moyen varie de 147 €/ha en Alsace à 12 €/ha en Provence-Alpes-Côte d'Azur (Annexe I-1). L'Alsace est pénalisée par des coûts plus élevés que la moyenne nationale pour chacun des différents postes, conjugués à une perte de rendement, notamment du maïs grain qui occupe les deux tiers de la sole. La région Aquitaine, sur le même profil avec des valeurs moindres, affiche un coût total moyen de 110 €/ha. A l'opposé, la région Provence-Alpes-Côte d'Azur bénéficie de la plus forte hausse des rendements en céréales, qui occupent près des deux tiers de la surface cultivée, ce qui compense des coûts légèrement plus élevés que la moyenne nationale.

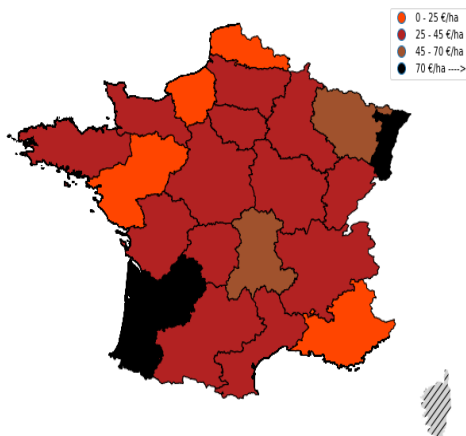


Figure 6. Coût en euros par hectare du scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario « pratique actuelle »

Le coût total

En appliquant le coût moyen à l'hectare à une surface (AMT) de 16 millions d'hectares, on obtient un coût total de 619 millions d'euros. Cette pratique est alors placée parmi les 4 les plus coûteuses, derrière l'implantation de haies et l'agroforesterie, et devant l'insertion et l'allongement des prairies temporaires. Cela provient du fait que l'AMT est la plus large de toutes les pratiques étudiées.

Le classement des régions est transformé lorsque l'on tient compte des AMT. C'est l'Aquitaine qui a le coût total le plus élevé avec 82 millions d'euros (13% du total MFR), suivie de la région Midi-Pyrénées avec 61 millions d'euros (10% du total MFR). La région Provence-Alpes-Côte d'Azur a le coût le plus faible avec 1,4 million d'euros. L'Alsace se situe en 11^{ème} position avec 30 millions d'euros (5% du total MFR). Ce coût total résulte de la composition des CI et des surfaces disponibles. L'Aquitaine cumule l'un des coûts à l'hectare le plus élevé avec l'une des assiettes les plus grandes.

Le coût de stockage (€/tC)

Le coût de stockage est obtenu en rapportant la variation de coût totale à la quantité de carbone additionnelle stockée.

Sur la base d'un stockage additionnel de 211 kgC/ha/an sur l'ensemble du profil de sol, on chiffre le coût de stockage lié à l'introduction ou l'allongement de la durée des cultures intermédiaires à 183 €/tC (307 €/tC sur l'horizon 0-30 cm). Hormis la pratique liée à l'enherbement des vignobles qui procure un gain net pour l'agriculteur, la gestion des CI est la pratique la moins coûteuse, derrière l'intensification modérée des prairies, lorsque l'on rapporte le coût à la quantité de carbone additionnelle.

Cette valeur est très variable selon les régions : entre 118 €/tC en Provence-Alpes-Côte d'Azur et 1 883 €/tC en Alsace.

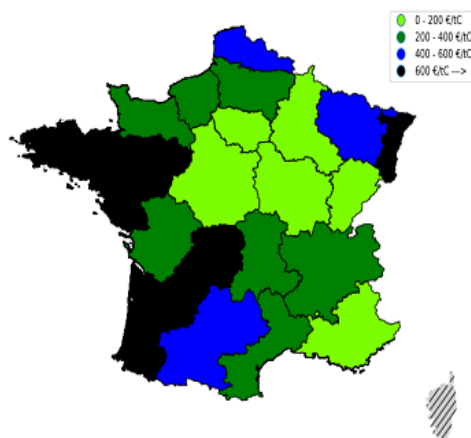


Figure 7. Coût de stockage en euros par tC dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario « pratique actuelle »

Le potentiel de stockage supplémentaire se concentre pour près de la moitié dans 4 régions : le Centre (20%), la Bourgogne (10%), le Poitou-Charentes (9%) et la Champagne-Ardenne (8%), avec un coût évalué respectivement de 28, 36, 30 et 27 €/tC. La région Centre, comme PACA, a des coûts plus élevés que la moyenne nationale, compensés par les rendements à la hausse pour les céréales qui occupent 60% de la surface cultivée. La Champagne-Ardenne a des charges moins élevées que la moyenne mais l'augmentation des rendements est moins favorable.

Discussion

Comparaison à la littérature

Le surcoût évalué dans cette étude pour la mise en place de CI ou l'allongement des CI existantes s'élève ainsi à 39 €/ha avec une variation de 12 €/ha en Provence-Alpes-Côte d'Azur à 147 €/ha en Alsace. Le fait de retenir les valeurs moyennes régionales pour établir une fourchette traduit la diversité des coûts en fonction des cultures retenues pour les CI, des cultures qui suivent la CI et dont le rendement peut être impacté, des techniques retenues pour l'implantation et la destruction du couvert.

Cette fourchette de coût est plus large que l'estimation de Labreuche et al. (2011) qui estiment le coût à l'hectare entre 20 et 60 €/ha. Les différences s'expliquent essentiellement par des prix plus élevés, dans notre étude, appliqués aux variations de rendement de la culture principale.

A première vue, cette fourchette est cohérente avec les données présentées par la chambre d'agriculture de l'Isère (entre 40 et 150 €/ha). Toutefois, les estimations de la chambre d'agriculture ne comptent, ni le coût des semences, ni la variation des rendements.

Impact sur l'organisation du travail

L'impact sur l'organisation du travail n'a pas été évalué dans notre travail. Pourtant, dans l'étude INRA de 2012², Joannon rappelle que le choix des systèmes de culture repose également sur l'organisation du travail, la main-d'œuvre et le matériel fixant les limites de temps d'intervention sur les parcelles. Le rapport note le peu de références bibliographiques scientifiques sur ce thème et les contraintes d'organisation du travail ont été évaluées via l'analyse des jours disponibles. « La disponibilité d'un jour pour une opération culturale donnée est fonction du climat (du jour même, des jours antérieurs et des prévisions pour les jours suivants), du sol (texture, état structural et état physique) et des exigences agronomiques quant à la mise en œuvre de l'opération culturale ». Le nombre de jours disponibles pour l'implantation du couvert, comme pour la destruction est limité (une dizaine de jours) et dépend des conditions locales.

Le temps de travail supplémentaire peut être limité si le semis et la destruction sont couplés avec les opérations de travail du sol habituelles. Néanmoins, la présence d'un CI décale les périodes de travail en interdisant l'accès aux parcelles pendant les périodes dévolues à la croissance du couvert : 15 septembre au 15 novembre. Cela accroît les tensions sur d'autres périodes en août ou début septembre. Les opérations qui peuvent être décalées à des périodes précoces ou tardives peuvent se heurter aux conditions climatiques moins favorables, réduisant alors le nombre de jours disponibles. (Labreuche et al, 2011).

Sensibilité des résultats

L'évaluation du surcoût induit par l'implantation de CI n'a pas pris en compte l'entretien du sol nu qui nécessite certaines opérations telles que le déchaumage ou l'application d'herbicides. Ces dernières n'ayant pas été simulées dans STICS, leur coût n'a pas été imputé et serait ainsi venu réduire le surcoût. Selon les enquêtes pratiques culturales 2011, 20% des sols étaient à nus selon AGRESTE. En appliquant une réduction du coût à ces surfaces, le coût moyen total de 39 €/ha diminue à 35,5 €/ha.

Sensibilité des résultats au coût d'achat des semences

Le coût d'achat de la semence à l'hectare est estimé en moyenne à 29 €/ha et varie, selon les régions entre 49 et 5 €.

² Justes et al. (2012) *Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques.*

Choix d'un prix différent pour les semences : le prix retenu dans l'étude pour la moutarde, de 15 €/ha, se retrouve dans la fourchette de 10 à 25 €/ha que l'on peut définir à l'aide des différentes références retrouvées dans les publications des chambres d'agriculture, en tenant compte des décalages annuels. Ainsi, la moutarde blanche est valorisée de 6,5 à 10 €/ha par la chambre d'agriculture de l'Oise et du Nord Pas-de-Calais en 2006, à 16 €/ha par la chambre d'agriculture en Poitou-Charentes en 2009, de 20 à 25 €/ha si antinématode par la chambre d'agriculture de Seine et Marne en 2014 et 30 €/ha par la chambre d'agriculture de Lorraine en 2016. Le prix retenu pour le ray-grass, de 35 €/ha, est dans la moyenne basse de la fourchette de 25 à 74 €/ha pour une densité de semis de 20 à 40 kg/ha en 2006, publiée par la chambre d'agriculture de l'Oise et du Nord Pas-de-Calais. Le prix de la vesce, de 72,5 €/ha, est également dans la moyenne basse de la fourchette de 70 à 100 €/ha publiée par la chambre d'agriculture de Seine et Marne en 2014, et inférieur aux 85 €/ha publié par la chambre d'agriculture de Lorraine en 2016. Par contre, le prix retenu pour la féverole est supérieur aux 25 €/ha affichés par la chambre d'agriculture de Seine et Marne en 2014, ou par la chambre d'agriculture de Lorraine en 2016 qui correspondent à des semences de ferme.

D'après les éléments de prix observés dans les publications des chambres d'agriculture qui diffèrent par les régions et les années de référence, les valeurs pour 2011 utilisées dans l'étude correspondent à des valeurs moyennes légèrement inférieures aux moyennes publiées. Un écart important est perceptible pour les féveroles qui illustrent la possibilité d'utiliser des semences de ferme, nettement moins coûteuses. Une simulation du coût d'achat des semences avec la moutarde à 15 €/ha, le ray-grass à 35 €/ha, la vesce à 72,5 €/ha et la féverole à 25 €/ha, donne une valeur moyenne de 26 €/ha au lieu de 29 €/ha au niveau national pour le poste semences, soit 10% de moins. Le surcoût total passe ainsi de 39 €/ha à 36 €/ha, soit 8% de moins. Le surcoût pour l'Alsace passe à 30 €/ha au lieu de 49 €/ha (diminution de 39% du surcoût total) et pour l'Aquitaine de 18 €/ha au lieu de 37 €/ha (50% du surcoût).

Bien que certains agriculteurs utilisent des espèces facilement multipliables à la ferme comme l'avoine, la vesce ou la féverole (Chambre d'agriculture Pays de la Loire, 2012), cette option n'a pas été retenue dans les calculs de coûts, faute de données sur la proportion des semences de ferme concernant les cultures de CI.

Le prix des semences peut également être impacté par le fait d'utiliser des mélanges, préconisés pour leurs vertus agronomiques. Un mélange de vesce à 50% avec de l'avoine (32 €/ha), de la phacélie (35 €/ha) ou du trèfle (45 €/ha), diminue le coût de la semence de 72,5 €/ha (en vesce seule) à 58,75 (mélange vesce/trèfle), voire 52,25 (mélange vesce/avoine). Ces tarifs sont proposés à titre indicatif, le coût des mélanges dépendant à la fois des prix de chaque variété et des proportions des composantes. Ces options n'ont pas été valorisées car le scénario STICS a simulé l'implantation d'espèces sans mélanges et il importe d'associer les coûts aux simulations agronomiques qui déterminent la quantité de carbone via la biomasse des CI retenues. La diminution du surcoût qui pourrait être évaluée ne pourrait pas être comparée à une variation de carbone stockée.

Le recours à des semences produites à la ferme (notamment pour la féverole) réduit le coût moyen total de 39 €/ha à 32 €/ha. Ce montant est obtenu en retenant la part des parcelles implantées avec des semences de ferme de 18% pour le colza et 42% pour le pois, en appliquant une diminution de 50% du prix des semences, à 40% de la surface de l'assiette

Enfin, le surcoût de l'implantation de CI peut être surestimé puisque toutes les CI simulées sont supposées semées alors que les repousses de la culture principale précédente peuvent constituer un couvert intermédiaire. Cela concerne essentiellement les céréales à paille ou le colza et représentait 4% des superficies en grandes cultures en 2011, selon l'enquête sur les pratiques culturales. À nouveau, cette option n'a pas été valorisée car il importe d'associer les coûts aux simulations agronomiques qui déterminent la quantité de carbone via la biomasse des CI retenues.

Sensibilité des résultats au coût du matériel utilisé pour le semis

L'étude, en s'appuyant sur les simulations agronomiques, a opté pour un semis systématique par semoir accroché à un déchaumeur, voire un passage après le déchaumeur pour la vesce et la féverole. Le coût d'implantation du couvert peut donc paraître surestimé au regard des différentes pratiques observées pour implanter un couvert.

Le semis à la volée, à l'aide d'un épandeur centrifuge (Chambre d'agriculture de Bourgogne, 2012) suivi d'un recouvrement à l'aide d'un outil de déchaumage léger augmente le débit de chantier et réduit les quantités de semences. En réduisant la densité de graines, l'apport au sol n'est pas considéré comme optimal. De fait, le coût à l'hectare diminue, mais la quantité de végétation ne suffit plus pour assurer le stockage de carbone calculé dans les simulations.

Inversement, le coût du semis peut paraître sous-estimé par la non-prise en compte des semis de mélanges avec des graines de tailles différentes : féverole et phacélie, plutôt répandues dans le sud, qui nécessitent le passage en deux fois du semoir. Même remarque pour les agriculteurs ne possédant pas de déchaumeur équipé d'un semoir, qui doivent réaliser un double passage.

Sensibilité des résultats au coût du matériel utilisé pour la destruction des CI

Les simulations ont retenu la destruction systématique des CI par un labour. Certaines pratiques pouvant réduire le coût de destruction n'ont pas été simulées :

La destruction par application d'herbicides (notamment à base de glyphosate) n'a pas été retenue, ni dans le scénario de référence, ni dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires ».

La destruction par le gel. Des couverts, tels que le trèfle ou la phacélie, sont utilisés pour leur sensibilité au gel. Un travail du sol peu profond suffit alors à nettoyer le sol et à enfouir les résidus de CI. Cependant, ces pratiques ne sont pas généralisables à toutes les régions. De plus, la prise en compte des espèces gélives dans la modélisation auraient nécessité une gestion des conditions météorologiques au jour le jour avec un test sur la présence de gel suffisamment marqué pour adapter le traitement des résidus : travail du sol simplifié en cas de gel, labour sinon. L'implantation d'un couvert gélive concernait 27% de la surface en CI selon les enquêtes pratiques culturales en 2011. En appliquant une réduction du coût à ces surfaces, le coût moyen total de 39 €/ha passe à 37,7 €/ha au niveau national. Cette pratique est limitée aux régions du Nord-Est.

Références bibliographiques

- Carrer D., Pique G., Ferlicoq M., Ceamanos X., Ceschia E. (2018). What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A case study based on the use of cover crops. *Environ. Res. Lett.* 13, 044030. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab650>
- Ceschia E., Mary B., Ferlicoq M., Pique G., Carrer D., Dejoux J.-F., Dedieu G. (2017). Potentiel d'atténuation des changements climatiques par les couverts intermédiaires. *Innovations Agronomiques* 62, 43-58.
- Justes, E., Beaudoin, N., Bertuzzi, P., Charles, R., Constantin, J., Durr, C., Hermon, C., Joannon, A., Le Bas, C., Mary, B., Mignolet, C., Montfort, F., Ruiz, L., Sarthou, J.-P., Souchere, V., Tournebize, J., Savini, I., Réchauchère, O. (2012). Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Synthèse du rapport d'étude (Rapport N° 2100450303). <https://www6.paris.inra.fr/depe/Projets/Cultures-Intermediaires>
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Beline, F., Benoit, M., Butault, J.-P., Chenu, C., Colnenne-David, C., De Cara, S., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.-H., Klumpp, K., Metay, A., Moran, D., Recous, S., Samson, E., Savini, I., Pardon, L. (2013). Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Synthèse du Rapport d'étude réalisé par l'Inra pour l'ADEME, le MAAF et le MEDE.. FRA : Inra - DEPE. 92 p. <http://institut.inra.fr/Missions/Eclairer-les-decisions/Etudes/Toutes-les-actualites/Etude-Reduction-des-GES-en-agriculture>
- Agreste (2014). Enquête Pratiques culturales 2011 : principaux résultats, Agreste – Les dossiers n°21.
- Labreuche J., Retaureau P., Leveau V. La couverture automnale des sols pour un surcoût de 20 à 60 €/ha Arvalis, Institut du végétal.
- Michaud M., Bourgain O. (2005). Evaluation du coût de mise en place de pratiques agricoles permettant de limiter le ruissellement érosif : l'exemple des exploitations sur le plateau du Neubourg. *Ingénieries eau-agriculture-territoires*, Lavoisier : IRSTEA, CEMAREF, p.33-42 hal-00477157.
- Chambres d'agriculture Bourgogne (2012). Cultures intermédiaires. <https://agriculture-de-conservation.com/sites/agriculture-de-conservation.com/IMG/pdf/cipan-bourgogne.pdf>
- Chambres d'agriculture Isère (2017). Le guide des couverts végétaux en interculture.
- Chambres d'agriculture Pays de la Loire (2014). Cultures intermédiaires en interculture longue, *Agronomie grandes cultures en Pays de la Loire*.
- Tribouillois, H., Cohan, J. P., & Justes, E. (2016). Cover crop mixtures including legume produce ecosystem services of nitrate capture and green manuring: Assessment combining experimentation and modelling. *Plant and Soil*, 401, 347–364. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2734-8>

Annexes

Annexe I-1. Décomposition du surcoût total, en euros par hectare, dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario « pratique actuelle », par région et pour la France métropolitaine.

Région	Semis des couverts intermédiaires				Destruction par labour au lieu de TCS	Variation des rendements	Total surcoût	Poids de la région dans l'AMT
	Achat semences	Déchaumeur	Semoir	Irrigation				
Île-de-France	41.45	16.09	20.97	2.51	6.72	-59.14	28.60	0.03
Champagne-Ardenne	34.88	13.67	17.62	0.04	5.65	-44.37	27.48	0.07
Picardie	34.03	13.81	17.02	0.32	5.32	-39.60	30.90	0.07
Haute-Normandie	14.44	5.59	7.32	0.00	1.33	-9.72	18.95	0.02
Centre	44.23	17.35	22.36	16.67	6.32	-79.31	27.62	0.12
Basse-Normandie	20.33	9.19	9.84	0.18	3.14	-4.07	38.62	0.04
Bourgogne	43.88	17.15	22.20	3.39	5.91	-56.40	36.13	0.06
Nord-Pas-de-Calais	23.52	9.25	11.85	0.04	4.11	-27.01	21.75	0.03
Lorraine	43.50	17.72	21.72	0.25	5.55	-20.53	68.21	0.04
Alsace	48.97	20.19	25.44	24.36	0.00	27.90	146.86	0.01
Franche-Comté	32.31	13.24	15.57	0.06	2.80	-36.71	27.28	0.02
Pays de la Loire	11.19	4.57	5.63	5.81	0.95	-3.72	24.43	0.09
Bretagne	4.98	1.95	2.55	0.50	0.45	27.97	38.40	0.08
Poitou-Charentes	26.54	10.50	13.51	24.94	3.34	-49.28	29.54	0.08
Aquitaine	36.87	16.58	16.79	31.77	0.66	6.70	109.36	0.05
Midi-Pyrénées	20.44	9.27	8.93	24.98	1.01	-20.88	43.74	0.09
Limousin	12.21	5.55	5.18	0.22	1.09	15.73	39.98	0.02
Rhône-Alpes	33.95	13.75	16.93	25.21	0.05	-63.71	26.19	0.03
Auvergne	30.68	13.39	13.78	20.37	3.32	-30.07	51.47	0.03
Languedoc-Roussillon	31.49	12.59	15.45	5.37	5.43	-31.97	38.36	0.01
Provence-Alpes-Côte d'Azur	39.05	15.48	19.36	12.30	6.74	-81.06	11.87	0.01
France métropolitaine	28.83	11.74	14.24	10.46	3.39	-30.03	38.64	1.00

Nos calculs à partir des simulations STICS, et données du Ministère en charge de l'agriculture (SAA 2009 à 2013, Pratiques culturales 2011, RICA 2009 à 2013).

Annexe I-2. Surcoût dans le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » par rapport au scénario « pratique actuelle » par région et pour la France métropolitaine.

Région	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha/an)	Coût de stockage de C (€/tC), horizon 0-30 cm
Île-de-France	14 536 142	28.6	163
Champagne-Ardenne	31 959 321	27.5	195
Picardie	32 825 276	30.9	259
Haute-Normandie	7 112 767	18.9	220
Centre	51 220 311	27.6	124
Basse-Normandie	25 432 000	38.6	386
Bourgogne	34 216 111	36.1	165
Nord-Pas-de-Calais	11 814 723	21.7	404
Lorraine	46 491 056	68.2	413
Alsace	30 439 017	146.9	1 883
Franche-Comté	7 331 787	27.3	149
Pays de la Loire	33 943 199	24.4	1 036
Bretagne	48 934 854	38.4	1 474
Poitou-Charentes	38 288 426	29.5	210
Aquitaine	82 033 053	109.4	817
Midi-Pyrénées	61 341 669	43.7	466
Limousin	11 195 982	40.0	673
Rhône-Alpes	13 590 437	26.2	352
Auvergne	28 049 247	51.5	246
Languedoc-Roussillon	7 153 284	38.4	357
Provence-Alpes-Côte d'Azur	1 360 092	11.9	118
France métropolitaine	619 268 754	38.6	307

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe II.

Fiche de la pratique stockante **"Développer le semis direct"**

Auteurs

Jean Roger-Estrade, Elodie Letort, Julie Constantin

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame, Camille Launay, Michele Schiavo

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.1.2.2) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

L'action décrite ici concerne le semis direct strict. Cette pratique consiste à implanter une culture sans aucune intervention mécanique sur le sol autre que l'action des pièces du semoir sur la ligne de semis. Par « strict » nous entendons les situations où l'implantation de la culture ne s'accompagne d'aucune intervention de travail superficiel (avant ou après le semis) et les situations où l'adoption de la pratique est permanente.

L'effet du travail du sol sur l'évolution du stock de carbone dans les sols cultivés est complexe et passe par plusieurs processus, qui renvoient à trois grands types d'effets : (i) l'effet direct du travail du sol sur la localisation de la matière organique, (ii) l'effet indirect sur le processus de minéralisation et de stabilisation du carbone et (iii) l'impact sur le rendement des cultures et donc la quantité de carbone fixé dans la biomasse produite (exportée ou restituée au sol). Il existe une très grande diversité de méthodes de travail du sol, qui diffèrent par la profondeur de travail, la nature des outils employés, le nombre d'interventions et, par conséquent, une grande variabilité des effets sur le stockage du carbone (section 3.8.1 du rapport). Traditionnellement, s'agissant de l'étude de ces effets, on oppose le plus souvent un travail du sol comprenant un labour à des méthodes de préparation du sol qui n'induisent pas de retournement de celui-ci (techniques culturales sans labour, techniques simplifiées, semis direct avec ou sans travail superficiel, etc.). Dans cette diversité, le semis direct strict est (par rapport à la méthode conventionnelle avec labour), la pratique qui est le plus susceptible d'induire un stockage additionnel de carbone dans l'horizon de surface. Les autres Techniques Culturales Sans Labour (TCSL) n'induisent pas en effet d'accroissement suffisamment significatif du stockage par rapport aux situations régulièrement labourées, même dans l'horizon 0-30 cm.

Cependant, si les synthèses les plus récentes montrent qu'en non labour il y a augmentation du stock dans les horizons de surface (0-30 cm), il n'y a pas d'augmentation de stock si l'on considère la totalité du profil de sol (0-150 cm). L'analyse de la pratique a été effectuée sur l'horizon 0-30 cm, ses coûts de mise en œuvre ont été calculés, mais la pratique n'a finalement pas été retenue parmi celles présentant un potentiel de stockage significatif sur toute la profondeur de sol et donc n'a pas été incluse dans le modèle d'optimisation économique. Contrairement aux autres pratiques stockantes, le coût par tonne de C stocké sur l'ensemble du profil de sol n'a pas été calculé.

L'adoption de cette méthode d'implantation des cultures, si elle a un certain nombre d'avantages (réduction du temps de travail, de la dépense en énergie fossile, effet bénéfique sur la macrofaune du sol, maintien d'une couverture permanente du sol...) ne va cependant pas de soi : elle présente aussi un certain nombre d'inconvénients, qui expliquent les freins à son adoption et son très faible degré de développement dans les agricultures européennes¹. Ces freins, qui sont d'ordre culturel (le semis direct est un changement fondamental de la manière de pratiquer l'agriculture), agronomique (le semis direct pose des problèmes de gestion des adventices, s'accommode mal des terrains hydromorphes...) et économique (le semis direct entraîne souvent une baisse de rendement, surtout dans les premières années de son adoption) ont été analysés dans la revue de Soane et al. (2012) dans le contexte européen. Ils sont évoqués ci-après.

Description de la pratique stockante

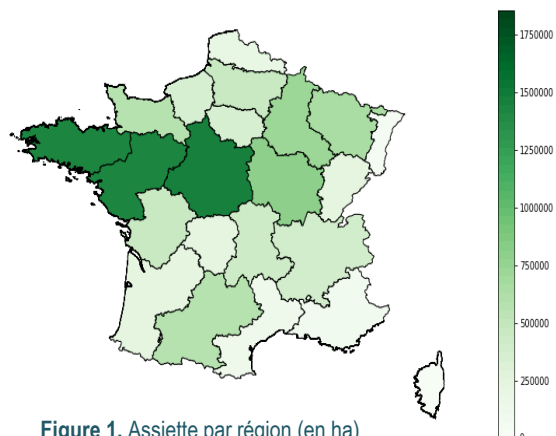
Description générale de la pratique

La pratique considérée ici consiste à implanter une culture dans les résidus de la culture précédente ou dans ceux du couvert d'interculture, sans aucune intervention mécanique sur le sol autre que l'action des pièces du semoir sur la ligne de semis. Adopter le semis direct, c'est abandonner toute forme de travail du sol et, partant, modifier profondément les conditions d'évolution de l'état global de la parcelle cultivée et donc les conditions dans lesquelles se déroulent la germination et la levée des cultures, la croissance et le fonctionnement de leur système racinaire, le développement des adventices, l'activité biologique, le cycle des éléments minéraux et du carbone. En général, l'adoption de cette pratique s'accompagne de modifications importantes de l'ensemble du système de culture (par exemple, choix des dates de semis, augmentation des doses de semis, introduction de plantes de couverture, stratégie de contrôle des adventices). Dans cette étude, nous ne considérons pas le semis direct sous couverture végétale vivante, ni les techniques dites de « strip-till ». Enfin, le semis direct requiert un matériel adapté, spécifiquement dédié à la mise en terre d'une semence dans des conditions compliquées (encombrement de la surface, pas de préparation préalable d'un lit de semences...).

1. Voir la section 3.8.1 de la partie bibliographique de cette étude pour une description de l'évolution des pratiques de travail du sol en France.

Critères d'assiette pour le scénario stockant et comparaison avec les assiettes des prospectives existantes

Le déploiement de cette pratique reste pour l'heure très limité en France. En particulier, elle pose de gros problèmes dans les sols hydromorphes, ce qui nous a amené à exclure cette pratique des zones où dominent les sols de ce type. De même le semis direct est (très) compliqué à pratiquer pour certaines cultures, pour lesquelles un taux de levée correct dans ces conditions est très difficile à obtenir. Cela nous a amené à exclure la pratique pour l'implantation de certaines cultures (betterave à sucre, maïs grain lorsqu'il est en monoculture, tournesol). De même nous avons retenu l'hypothèse que l'on ne pouvait pas mettre en place une culture de pommes de terre en semis direct.



Présence de la pratique stockante à la ligne de base

La ligne de base s'en tenant aux pratiques culturales dominantes, elle n'intègre pas de semis direct, mais elle simule des techniques culturales simplifiées dans les régions où l'enquête "Pratiques culturales" fait état de ces pratiques.

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

La pratique « Semis direct » est compatible avec les autres pratiques stockantes qui concernent les grandes cultures et les prairies temporaires.

Surface totale concernée

L'assiette maximale technique nationale de la pratique « semis direct » est évaluée à 11,29 Mha, ce qui correspond à 65% de la surface totale en grandes cultures.

Tableau 1. Estimation de l'assiette maximale technique

Assiette théorique (AT) : toutes surfaces en grandes cultures	17,3 Mha
Assiette maximale technique (AMT) nationale	11,29 Mha (65% de l'AT)

Potentiel de stockage de carbone

Les résultats présentés dans cette partie ont été obtenus par simulation avec le modèle STICS. Ils sont à considérer avec beaucoup de précaution. En effet, faute de données expérimentales suffisantes pour paramétrer le modèle les simulations relatives au semis direct, quoique cohérente avec la bibliographie, se sont avérées beaucoup plus fragiles que celles relatives aux autres pratiques.

Potentiel de stockage par unité de surface

Les résultats de la modélisation effectuée à l'aide du modèle STICS sont globalement en accord avec l'étude bibliographique en semis direct : ils donnent un stockage additionnel très faible dans la couche 0-30 cm : de +60 kgC/ha/an.

D'après la bibliographie scientifique, la conversion d'un système avec labour (ou d'un travail profond énergétique) vers un système reposant sur le semis direct strict entraîne toujours un enrichissement en carbone de la couche superficielle du sol (0-10 cm) et conduit le plus souvent à une diminution de la teneur en carbone de la couche sous-jacente (15-30 cm). Lorsque l'ensemble du profil de sol est considéré (0-150 cm) on n'observe pas d'accroissement du stock de carbone en supprimant le labour. Il faut toutefois noter que le nombre d'études portant sur la totalité du profil est très faible.

Au total, la conversion d'un système avec labour vers un système reposant sur le semis direct conduit, selon les auteurs, à un maintien ou à une très faible augmentation du stock de carbone dans l'horizon 0-30 cm. L'analyse bibliographique révèle également que l'effet de la conversion au semis direct est plus important en climat sec (semi-aride à aride) qu'en climat tempéré humide. Mais l'étude des résultats scientifiques s'avère particulièrement ardue et les résultats présentent une très grande variabilité (voir la section 3.8.1 de l'étude bibliographique).

Potentiel de stockage agrégée au niveau France métropolitaine

La distribution géographique du stockage additionnel dans l'horizon 0-30 cm lié au passage au semis direct est présenté dans la figure 2. Le potentiel agrégé au niveau France entière est de 0,68 Mt C/an (Tableau 2).

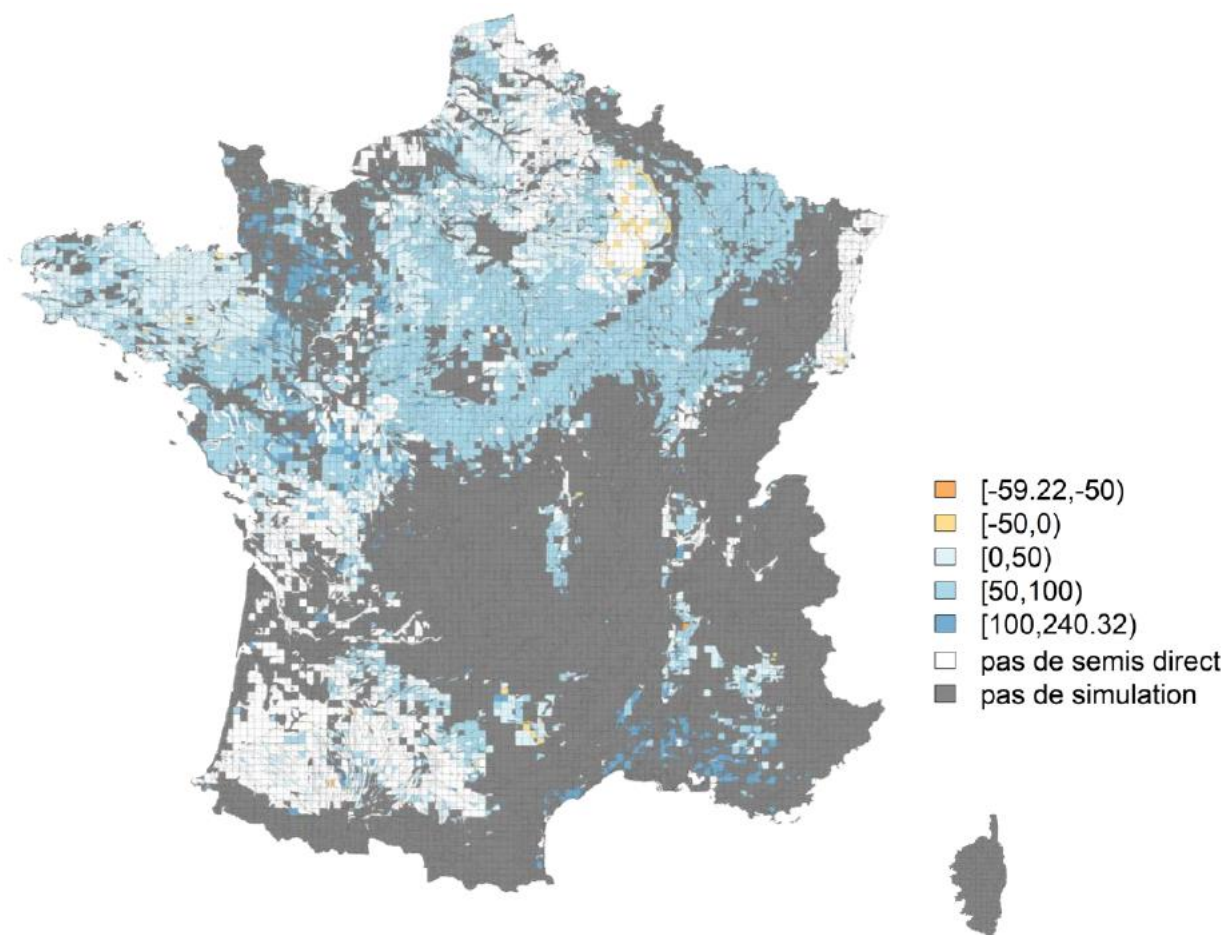


Figure 2. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm lié au passage au semis direct

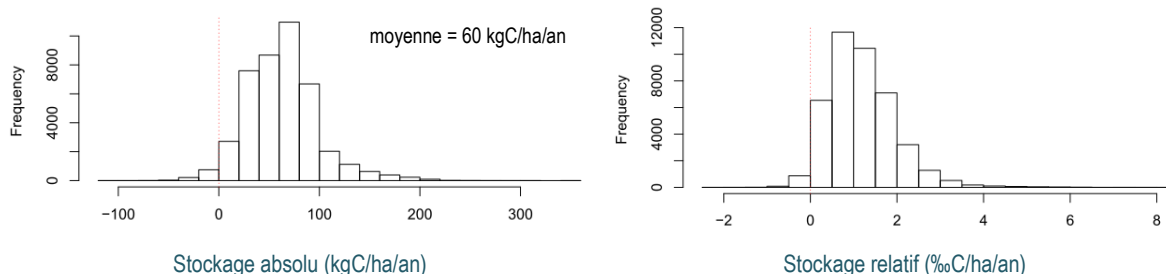


Figure 3. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario "Semis direct"

Tableau 2. Estimation de l'assiette maximale technique et du potentiel de stockage par région

Région	Assiette (ha)	Stockage total, horizon 0-30 cm (tC/an)	Stockage total, horizon 0-30 cm (tCO ₂ /an)
Ile de France	368 673	19 167	70 284
Champagne-Ardenne	708 442	34 978	128 264
Picardie	461 790	21 746	79 743
Haute-Normandie	334 250	18 140	66 518
Centre	1 447 867	94 079	344 991
Basse-Normandie	590 439	43 182	158 349
Bourgogne	797 172	56 599	207 549
Nord-Pas-de-Calais	199 191	11 333	41 560
Lorraine	653 020	41 943	153 807
Alsace	68 471	1 726	6 331
Franche-Comté	245 881	15 905	58 323
Pays-de-la-Loire	1 419 179	106 189	389 399
Bretagne	1 417 045	54 834	201 077
Poitou-Charentes	464 404	32 867	120 525
Aquitaine	228 276	13 888	50 927
Midi-Pyrénées	581 437	27 971	102 570
Limousin	249 885	16 503	60 516
Rhône-Alpes	406 225	20 778	76 194
Auvergne	430 603	28 083	102 982
Languedoc-Roussillon	114 491	13 219	48 474
Provence-Alpes-Côte d'Azur	100 647	8 292	30 407
Corse	0	0	0
France métropolitaine	11 287 389	681 420	2 498 789

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Le scénario « Semis direct » se traduit par un bilan de GES plus favorable que celui des pratiques actuelles grâce au gain de stockage de C, à la diminution de la lixiviation d'azote, conséquence de la réduction de la minéralisation, et à la réduction du nombre de passages d'engins agricoles (Tableau 3). En revanche, la volatilisation de NH₃ et les émissions de N₂O sont augmentées, notamment parce que les apports d'effluents organiques ne sont plus enfouis.

Tableau 3. Effets du scénario « Semis direct » sur le bilan de GES calculé sur 0-30cm (différence avec les pratiques actuelles).

Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

Emissions N ₂ O directes (kgN-N ₂ O/ha/an)	Volatilisation NH ₃ (kgN-NH ₃ /ha/an)	Lixiviation NO ₃ ⁻ (kgN-NO ₃ ⁻ /ha/an)	Emissions N ₂ O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles (kgCO ₂ eq/ha/an)	Emissions induites par la fabrication de fuel (kgCO ₂ eq/ha/an)	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan (kgCO ₂ eq/ha/an)
0,10	0,40	-4,60	32	-13	-3	-219	-203

Concernant l'émission de N₂O, le travail du sol joue sur plusieurs variables déterminantes pour le processus de dénitrification (compacité du sol, régime hydrique, régime thermique, disponibilité en carbone et en azote...). Le régime hydrique est le facteur le plus important, rendant les sols peu drainants particulièrement exposés au risque d'une dénitrification accrue en non labour même si dans les sols les plus hydromorphes la dénitrification conduit à la production de N₂ (Ball et al., 2008 ; Rochette et al., 2008 ; Almaraz et al., 2009). Six et al. (2004) ont observé, sur un essai de longue durée, une émission de N₂O plus forte en non labour durant les 10 années ayant suivi l'abandon de la charrue et, à l'inverse, une dénitrification plus faible au bout de 20 ans. Ces auteurs attribuent ce résultat aux changements de l'état structural du sol, devenu plus poreux et plus drainant du fait de l'activité biologique après de nombreuses années de non labour. Regina et Alakukku (2010) attribuent leurs observations d'une dénitrification accrue en semis direct sur six sols de Finlande à l'augmentation des populations de vers de terre (ces organismes produisant du N₂O) mais également à la concentration plus forte de C et de N dans les horizons de surface. Mais, face à ces résultats, obtenus plutôt en climat humide sur des sols lourds, d'autres travaux montrent que dans les sols aérés et en climat sec l'incidence du semis direct est faible amenant même, dans certaines situations, moins de dénitrification en semis direct qu'en labour (Rochette et al., 2008). Enfin Almaraz et al., (2009) rapportent qu'un enfouissement

de résidus de légumineuses par le labour conduit à des émissions plus forte de N₂O qu'en semis direct, ce qui renforce l'intérêt d'inclure des légumineuses dans la rotation quand on abandonne le labour.

La pratique du semis direct n'entraîne pas d'augmentation de l'emploi d'engrais azotés de synthèse et donc pas d'émission supplémentaire de N₂O (ou d'accroissement de la consommation d'énergie fossile) par cette voie.

Les estimations d'économie de fuel liées à l'adoption du semis direct varient beaucoup. Soane et al. (2012), dans leur revue des études sur le sujet, montrent que l'économie de carburant réalisée en passant du labour au semis direct va de 50 à 84%, selon les conditions des essais. Tebrügge (2001) estime que l'adoption du semis direct sur 40 % des surfaces cultivées en Europe pourrait conduire à une réduction des émissions de CO₂ de 4,2 Mt par an, uniquement par l'économie de fuel réalisée.

Le semis direct requiert un matériel spécifique pour implanter les cultures dans des conditions compliquées (présence de résidus en surface...).

Enfin, si l'on se place dans une perspective de changement de l'agriculture n'impliquant pas d'accroissement de l'usage des produits phytosanitaires (voire supprimant complètement cet usage), il faut considérer que l'adoption du semis direct s'accompagne d'interventions supplémentaires pour détruire mécaniquement les adventices, interventions qui ont un coût.

Autres impacts environnementaux

La pratique du semis direct entraîne une augmentation de la diversité spécifique et de la taille des populations d'organismes vivant dans et sur le sol, et tout particulièrement ceux qui composent la macrofaune. L'effet sur les microorganismes est plus controversé. Beaucoup d'études ont montré l'effet bénéfique sur les lombriciens. Plus globalement, les parcelles conduites en semis direct présentent un environnement plus favorable à la biodiversité que celles qui sont labourées régulièrement, à condition toutefois que l'adoption du semis direct ne s'accompagne pas d'un accroissement de l'usage des produits phytosanitaires.

Coût technique

Coûts et bénéfices économiques liés à la mise en œuvre de la pratique

La mise en œuvre de cette pratique stockante implique des coûts pour l'agriculteur. Ces coûts correspondent à la variation du revenu induite par la variation des rendements, la variation des dépenses en semences due à la hausse de la densité de semis, et la variation des dépenses en carburant, en main d'œuvre et en matériel agricole associée à une modification des opérations culturales. Les coûts ont été évalués à partir des prix moyens observés sur la période 2009-2013.

Variation des rendements

La plupart des études et des données disponibles concluent à un effet faible du semis direct ou du non-labour sur le rendement (Labreuche et al., 2011 ; Pellerin et al., 2013, Soane et al., 2012 ; les « enquêtes pratiques culturales 2011 » Agreste, 2014). La baisse du rendement est généralement estimée entre 0 et 7% selon les régions et les cultures. La variation des rendements simulée par le modèle agronomique STICS est cohérente avec ces résultats (Tableau 4).

Tableau 4. Variation du rendement entre la ligne de base et le scénario « semis direct »

	Moyenne	Ecart-type
Céréales (blé, orge, autres céréales)	-2,70 %	1,10
Maïs grain	0,50 %	4,18
Colza	-5,80 %	2,67
Pois protéagineux	-1,50 %	6,32
Maïs fourrage	-7,95 %	6,75
Prairie temporaire	4,65 %	2,33

Nous faisons l'hypothèse que les céréales et les oléo-protéagineux sont cultivés pour être vendus, et que les prairies temporaires et le maïs fourrage servent exclusivement à l'alimentation animale. En termes de coûts, la variation de rendement a donc deux impacts : sur le revenu issu de la vente des céréales et oléo-protéagineux et sur la ration alimentaire du troupeau (prairies temporaires et maïs fourrage).

Pour évaluer la perte de revenu liée à la variation des ventes de cultures, nous utilisons la base de données du RICA qui nous renseigne sur les rendements moyens et les prix de vente moyens de chaque culture et pour chaque région. Les pourcentages de variation des rendements des cultures simulées par STICS sont appliqués aux rendements moyens observés dans le RICA (en quintal par hectare), et multipliés par les prix de vente (en euro par quintal), de manière à obtenir un coût (en euro par hectare) lié au manque à gagner pour les agriculteurs.

Nous considérons que la ration alimentaire des animaux varie suite aux variations de rendement des prairies temporaires et du maïs fourrage. Par contre, nous faisons les hypothèses qu'il n'y a pas de baisse de rendement en lait ni en viande, et que la taille du troupeau reste inchangée. Pour monétariser les pertes ou les gains en fourrages, nous transformons les variations de quantités de matière sèches de fourrage, de foin ou d'herbe en ration de substitution auxquelles nous associons une valeur économique. Nous utilisons la Statistique Agricole Annuelle pour chiffrer les rendements moyens des prairies temporaires et du maïs fourrage par région, cette information n'étant pas disponible dans le RICA. Les pourcentages de variation des rendements du maïs fourrage et de la prairie temporaire sont appliqués aux rendements moyens observés par région (en tonne de matières sèches) et multipliés par la valeur économique moyenne de la ration de substitution. La valeur économique de substitution d'une tonne de matière sèche de maïs fourrage est estimée à 14 €/tMS, et d'une tonne de foin à 100 €/tMS. Dans le cas où le rendement de la prairie ou du maïs diminue, le coût calculé représente le coût d'achat d'alimentation animale supplémentaire nécessaire pour compenser la perte de rendement. Dans le cas où le rendement de la prairie ou du maïs augmente, le coût calculé est négatif, et représente ce que l'agriculteur économise en terme d'achat d'alimentation animale.

Variation de la densité de semis

Selon Labreuche et al. (2011), la pratique du semis direct induit une hausse de la densité de semis de 20%. Nous appliquons ce pourcentage aux charges en semences estimées à partir du RICA, pour chaque culture dans chaque région.

Variation des charges de mécanisation et de travail

La suppression du labour se traduit par une économie de carburant et une réduction du temps de travail. D'un autre côté, cette pratique nécessite de modifier son matériel agricole et d'investir dans un semoir adapté au semis direct. Pour chiffrer ces coûts et bénéfices, nous utilisons un barème d'entraide CUMA (Chambre d'Agriculture Loiret) qui propose, chaque année, des valeurs de référence sur les prix de revient des matériels agricoles. Ces prix de revient comprennent les frais d'amortissement, de carburant, financiers, d'assurance, de lubrifiants, de réparation et de pneumatiques, auxquels nous ajoutons les coûts en main d'œuvre en fonction de la performance des tracteurs. En nous basant sur des dires d'experts, nous considérons un parc de matériel agricole type pour chaque pratique de travail du sol, le labour, les TCS et le semis direct. Associé au barème d'entraide, nous calculons le coût moyen en euro par hectare associé à chacune de ces pratiques.

Tableau 5. Coût moyen en €/ha du labour, du TCS et du SD selon le barème entraide CUMA

	Labour	TCS	Semis direct
Coût matériel	64	57	31
Coût tracteur	39	28	14
Coût main d'œuvre	21	17	8
Total	124	102	53

Les données d'entrées utilisées dans le modèle STICS (nombre d'hectares et nombre de passage en labour ou en TCS pour chaque culture) nous permettent de calculer la variation du nombre de passage entre les pratiques de travail du sol actuelles (labour et TCS) et le semis direct par culture et par région, que nous multiplions par la différence de coûts entre les différentes pratiques.

La technique du semis direct est le plus souvent associée à une hausse de l'utilisation d'herbicides, compte tenu d'un développement plus important des adventices (Labreuche et al. 2007 ; 2011 ; Soane et al., 2012, les « enquêtes pratiques culturelles 2011 » Agreste, 2014). Nous supposons ici une augmentation des interventions, qui consiste en un déchaumage simple supplémentaire l'année suivant le semis direct. Comme précédemment, son coût est calculé à partir du barème d'entraide.

Coût moyen total pour l'agriculteur

Le Tableau 6 récapitule les postes de dépenses et recettes modifiées par l'adoption du semis direct. Le coût total moyen pour un agriculteur français est évalué à 13 € par hectare et par an.

Tableau 6. Coût technique par hectare du semis direct

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes Hypothèses techniques et économiques retenues	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Variation des charges de mécanisation et du travail	Economie de carburant et réduction du temps de travail Investissement dans un semoir adapté au semis direct	-29	-14 à -44
	Déchaumage simple supplémentaire l'année suivant le semis direct pour contrôler les adventices (alternative aux herbicides)	2	0,2 à 4
↗ densité de semis	Densité de semis augmentée d'environ 20%	15	8 à 28
Variations de rendement	Baisse du rendement des céréales cultivées pour la vente Manque à gagner sur les ventes	20	7 à 52
	Variation du rendement des prairies et fourrages destinés aux animaux Compensation par une modification de la ration alimentaire	6	-14 à 12
	Coût total pour l'agriculteur	13 €/ha/an	-23 à 40

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Les coûts sont calculés par culture et par région. En pondérant par la surface allouée à chaque culture dans chaque région, nous calculons un coût total moyen de mise en œuvre de cette pratique par région, exprimé en €/ha (Figure 4). En revanche, compte tenu des incertitudes sur la réalité d'un stockage additionnel de C en semis direct quand on considère toute la profondeur de sol, le coût par tonne de C stocké n'a pas été calculé.

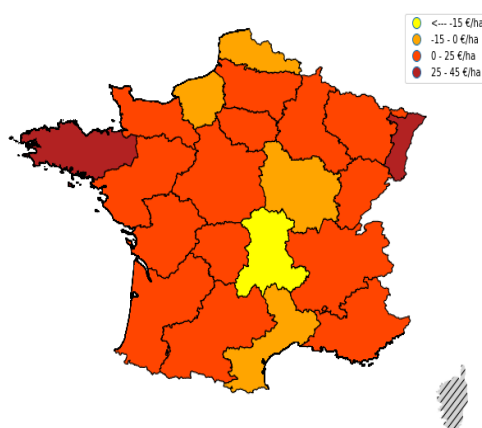


Figure 4. Coût technique du passage au semis direct en euros par hectare

Tableau 7. Récapitulatif des coûts moyens par région induits par la pratique du semis direct

Région	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha/an)
Ile de France	8 071 307	21,89
Champagne-Ardenne	8 363 878	11,81
Picardie	2 203 458	4,77
Haute-Normandie	-322 871	-0,97
Centre	6 526 923	4,51
Basse-Normandie	1 961 342	3,32
Bourgogne	-246 533	-0,31
Nord-Pas-de-Calais	-434 534	-2,18
Lorraine	15 117 632	23,15
Alsace	2 711 419	39,60
Franche-Comté	689 073	2,80
Pays-de-la-Loire	33 413 477	23,54
Bretagne	45 514 205	32,12
Poitou-Charentes	8 782 902	18,91
Aquitaine	3 163 563	13,86
Midi-Pyrénées	7 452 806	12,82
Limousin	4 230 303	16,93
Rhône-Alpes	5 625 620	13,85
Auvergne	-10 291 659	-23,90
Languedoc-Roussillon	-643 955	-5,62
Provence-Alpes-Côte d'Azur	473 710	4,71
Corse	0	0
France métropolitaine	142 362 068	12,61

Discussion

Les synthèses les plus récentes sur l'effet de l'abandon du labour sur l'évolution du stock de C montrent qu'en non labour il y a augmentation du stock dans les horizons de surface, mais pas d'augmentation de stock si l'on considère la totalité du profil de sol. Il y a donc plus une redistribution verticale du C qu'une véritable augmentation du stock. Dans de nombreuses études, qui concluaient à une augmentation de stock en non labour, les résultats étaient basés sur des mesures faites uniquement dans l'horizon labouré. Il semble cependant, mais cela reste à confirmer, que les résultats dépendent du contexte climatique, avec un stockage additionnel un peu plus marqué en non labour sous climat sec. Ces résultats récents ont conduit à ne pas retenir finalement la pratique du semis direct parmi celles à considérer en terme d'atténuation du changement climatique. Elle n'a donc pas été incluse dans le modèle d'optimisation.

Comparaison à la littérature

Les coûts de mise en place de cette pratique estimés dans la littérature sont très variables selon la zone étudiée et la méthode d'évaluation utilisée.

A partir de la même méthodologie, l'étude sur l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre en agriculture menée par l'INRA (Pellerin et al., 2013 ; Bamière et al., 2017) a permis d'évaluer les coûts de mise en place du semis direct dans les régions françaises à 7 €/ha, contre 13 €/ha dans cette étude. Cependant, les hypothèses diffèrent un peu entre les deux études : ils considèrent du désherbage chimique et non mécanique, et ils ne supposent pas l'utilisation d'un semoir spécifique ni une hausse de la densité de semis.

La plupart des autres résultats provenant de la littérature utilisent des approches très différentes et concernent des territoires beaucoup plus vastes, généralement à l'échelle de plusieurs Etats américains (Antle et al., 2007 ; Feng et al., 2006) ou de l'Union Européenne (De Cara et al., 2006). Cependant, leurs conclusions confortent l'intérêt économique de cette pratique stockante pour de faibles niveaux de stockage de carbone dans les sols. En effet, comparativement aux autres alternatives, le coût de mise en place de cette pratique est relativement faible, mais son potentiel de stockage de carbone dans les sols reste limité.

Sensibilité des résultats

Ces calculs de coûts reposent sur les résultats de simulation du modèle agronomique STICS qui prédisent une perte de rendement des céréales et du maïs fourrage en semis direct et une augmentation du rendement des prairies temporaires. Cela impacte à la fois le poste correspondant aux ventes de cultures et celui correspondant aux dépenses consacrées à l'alimentation animale. En utilisant les écarts-types et les moyennes issus de STICS, nous réalisons des tests statistiques qui révèlent que la plupart des rendements ne sont pas significativement différents entre la ligne de base et le scénario semis direct. Cela ne signifie pas qu'il n'y a pas perte de rendement en passant au semis direct, mais que le nombre de simulations réalisées par le modèle agronomique ne nous permet pas de conclure à un niveau précis de réduction des rendements. Nous avons donc recalculé les coûts en ne considérant que les variations de rendement statistiquement différentes entre la ligne de base et la pratique. Dans ce cas, seules les régions Poitou-Charentes, Aquitaine, Midi-Pyrénées et Limousin subissent une perte de revenu liée à la diminution de leurs ventes de cultures et des dépenses consacrées à l'alimentation animale. Toutes les autres régions ont un coût total négatif indiquant un bénéfice environnemental et économique.

Le poste correspondant au manque à gagner en terme de ventes des cultures joue un rôle important dans le coût total de la pratique, or ce résultat est particulièrement sensible au contexte économique. Même si les prix des cultures de vente utilisés pour le calcul correspondent aux moyennes des prix sur 5 ans (2009 à 2013), la forte variabilité du prix des céréales depuis ces 20 dernières années peut remettre en cause l'intérêt économique de cette pratique. En simulant une augmentation du prix des cultures de 30% (y compris les prix du foin et du fourrage pour l'alimentation animale), le coût de mise en place de cette pratique est estimé à 20 €/ha contre 13 €/ha dans le scénario standard.

Enfin, nous avons supposé que le développement des adventices était contrôlé par un désherbage mécanique et non chimique. Or le coût moyen de ce déchaumage supplémentaire est estimé à seulement 2 €/ha d'assiette, et varie entre 0,5 et 4 €/ha selon les régions et les cultures. Plusieurs sources (Labreuche et al., 2007 ; 2011, les « enquêtes pratiques culturelles 2011 » Agreste, 2014) ont montré que le semis direct conduisait à une augmentation d'environ 20% des dépenses en herbicides. En utilisant les dépenses moyennes en herbicides par culture et par région (RICA et enquêtes pratiques culturelles), cela correspond à un coût supplémentaire entre 5 et 20 €/ha selon les cultures et les régions.

Corrélation entre les principales sources d'incertitude

Il est difficile de conclure sur les conséquences globales de nos hypothèses et des données utilisées pour l'évaluation des coûts. Certaines de nos hypothèses (variation de rendement) ont tendance à surestimer le coût de cette pratique, alors que d'autres (désherbage mécanique) le sous-estiment.

Si la baisse des rendements associée au semis direct était confirmée par des études agronomiques ou expérimentales supplémentaires, alors le contexte économique actuel de forte variabilité des prix des céréales augmenterait l'incertitude sur la rentabilité économique de cette pratique. Pour tenir compte de ce frein important à l'adoption de cette pratique, il conviendrait d'ajouter des coûts supplémentaires liés à la gestion du risque (Bamière et al., 2014). Des solutions de maîtrise technique de certains risques, comme l'acquisition d'information ou la souscription à des contrats d'assurance par exemple, peuvent être intégrées dans les coûts techniques. Par contre, ces coûts dépendent de l'aversion des agriculteurs face au risque et de leur perception des risques (Pendell et al., 2007), qui restent des notions difficilement mesurables.

Analyse à l'échelle régionale

Le coût de stockage est très variable d'une région à une autre, selon les conditions pédoclimatiques et les spécialisations agricoles régionales.

Références bibliographiques

- Agreste, 2014. Enquête Pratiques culturales 2011 : principaux résultats. *Agreste Les Dossiers*, n°21: 70 p. https://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22580/1/agr_dossier21_a.pdf
- Almaraz, J.J.; Zhou, X.M.; Mabood, F.; Madramootoo, C.; Rochette, P.; Ma, B.L.; Smith, D.L., 2009. Greenhouse gas fluxes associated with soybean production under two tillage systems in southwestern Quebec. *Soil & Tillage Research*, 104 (1): 134-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.02.003>
- Antle, J.M.; Capalbo, S.M.; Paustian, K.; Ali, M.K., 2007. Estimating the economic potential for agricultural soil carbon sequestration in the Central United States using an aggregate econometric-process simulation model. *Climatic Change*, 80 (1-2): 145-171. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-006-9176-5>
- Ball, B.C.; Crichton, I.; Horgan, G.W., 2008. Dynamics of upward and downward N₂O and CO₂ fluxes in ploughed or no-tilled soils in relation to water-filled pore space, compaction and crop presence. *Soil & Tillage Research*, 101 (1-2): 20-30. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2008.05.012>
- Bamière, L.; Camuel, A.; De Cara, S.; Delame, N.; Dequiedt, B.; Lapière, A.; Lévêque, B., 2017. Analyse des freins et des mesures de déploiement des actions d'atténuation à coût négatif dans le secteur agricole : couplage de modélisation économique et l'enquêtes de terrain. Rapport final, 79 p. https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/rapport_final_banco.pdf
- Bamière, L.; De Cara, S.; Pardon, L.; Pellerin, S.; Samson, E.; Dupraz, P., 2014. Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole? *Notes et Etudes Socio-économiques*, n°38: 53-71. http://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22588/1/nese38-3_a.pdf
- De Cara, S.; Jayet, P.-A., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in EU agriculture: An assessment of the costs of reducing agricultural emissions and enhancing carbon sinks in agricultural soils: European Commission, INSEA.
- Feng, H.L.; Kurkalova, L.A.; Kling, C.L.; Gassman, P.W., 2006. Environmental conservation in agriculture: Land retirement vs. changing practices on working land. *Journal of Environmental Economics and Management*, 52 (2): 600-614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2006.03.004>
- Labreuche, J.; Lellahi, A.; Malaval, C.; Germon, J.C., 2011. Impact des techniques culturales sans labour (TCSL) sur le bilan énergétique et le bilan des gaz à effet de serre des systèmes de culture. *Cahiers Agricultures*, 20 (3): 204-215.
- Labreuche, J.; Le Souder, C.; Castillon, P.; Ouvry, J.F.; Real, B.; Germon, J.C.; de Tourdonnet, S., 2007. Evaluation des impacts environnementaux des Techniques Culturales Sans Labour en France. Paris: ADEME-ARVALIS Institut du végétal-INRA-APCA-AREAS-ITB-CETIOMIFVV, 400 p. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=51256&p1=00&p2=11&ref=17597>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Beline, F.; Benoit, M.; Butault, J.P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Henault, C.; Jeuffroy, M.H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L.; Chemineau, P., 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environmental Science & Policy*, 77: 130-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Synthèse du rapport d'étude. Paris: INRA, 90 p. <http://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afile/237958-637ec-resource-etude-reduction-des-ges-en-agriculture-synthese-90-p-.html>

- Pendell, D.L.; Williams, J.R.; Boyles, S.B.; Rice, C.W.; Nelson, R.G., 2007. Soil carbon sequestration strategies with alternative tillage and nitrogen sources under risk. *Review of Agricultural Economics*, 29 (2): 247-268. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9353.2007.00341.x>
- Regina, K.; Alakukku, L., 2010. Greenhouse gas fluxes in varying soils types under conventional and no-tillage practices. *Soil & Tillage Research*, 109 (2): 144-152. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.05.009>
- Rochette, P.; Worth, D.E.; Lemke, R.L.; McConkey, B.G.; Pennock, D.J.; Wagner-Riddle, C.; Desjardins, R.L., 2008. Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. I. Development of a country-specific methodology. *Canadian Journal of Soil Science*, 88 (5): 641-654. <http://dx.doi.org/10.4141/cjss07025>
- Six, J.; Ogle, S.M.; Breidt, F.J.; Conant, R.T.; Mosier, A.R.; Paustian, K., 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology*, 10 (2): 155-160. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00730.x>
- Soane, B.D.; Ball, B.C.; Arvidsson, J.; Basch, G.; Moreno, F.; Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil & Tillage Research*, 118: 66-87. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.10.015>
- Tebbrügge, F., 2001. No-Tillage Visions-Protection of Soil, Water and Climate and Influence on Management and Farm Income. In: Garcia-Torres, L.; Benites, J.; Martínez-Vilele, A., eds. Conservation Agriculture: A World-wide Challenge : 1st Congress on Conservation Agriculture. Madrid, 1-5 October 2001. 303-316.

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe III.

Fiche de la pratique stockante **"Allonger et insérer des prairies temporaires dans les rotations de cultures"**

Auteurs

François Gastal, Elodie Letort

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame, Camille Launay, Michele Schiavo

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.1.2.3) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

L'insertion de prairies temporaires dans les rotations de grandes cultures permet de favoriser le stockage de carbone du sol de ces rotations (cf. section 3.8.4 du rapport). Cette pratique de polyculture, qui était courante avant la révolution agricole du milieu du 20^e siècle et qui, souvent associée à des ateliers d'élevage, avait pour objectif principal de maintenir la fertilité des sols cultivés, a aujourd'hui fortement régressé à l'échelle nationale, et a quasiment disparu des grands bassins céréaliers français. Deux façons de mettre en œuvre cette pratique stockante sont développées dans la présente étude : i) en insérant de nouvelles prairies temporaires dans les zones d'élevage où elles pourront être valorisées de manière directe pour l'alimentation du bétail, en remplacement de cultures fourragères annuelles, et ii) en allongeant de quelques années la durée des prairies temporaires lorsqu'elles sont déjà en place. La mise en place de cette pratique est raisonnée dans le temps, en terme de rotation. Elle implique de ce fait des modifications d'assolement.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

Insertion de prairies temporaires dans les rotations

Afin d'insérer de nouvelles prairies temporaires uniquement dans des systèmes où elles sont susceptibles d'être valorisées par les animaux, nous avons utilisé le maïs fourrage comme indicateur de présence de systèmes d'élevage ruminants. Par conséquent, les prairies ont été insérées uniquement dans les séquences de cultures contenant du maïs fourrage, en remplacement de celui-ci. Le choix a été fait de favoriser le rôle de puits de carbone de la prairie avant son rôle de producteur de fourrage. La littérature indique que la prairie temporaire ne devient un puits de carbone significatif et efficace que lorsqu'elle est maintenue au moins 30 à 50% de la durée de la rotation (cf. section 3.8.4). Dans la présente étude, une durée d'implantation de 3 ans a été choisie pour les nouvelles prairies, en remplacement d'une à trois années de maïs fourrage. Pour le cas particulier des monocultures de maïs fourrage, nous faisons succéder trois années de prairie à trois années de maïs. On se retrouve en moyenne sur cette pratique avec 2,7 années de grandes cultures en rotation avec 3 années de prairie.

La production fourragère n'étant pas équivalente lors du remplacement du maïs par la prairie, la différence de production et de valeur alimentaire entre le maïs fourrage et l'herbe de la prairie temporaire est considérée. La prairie temporaire ainsi insérée est gérée selon le mode d'exploitation dominant de la région fourragère, elle peut donc être pâturée ou non, et fertilisée ou non. Si le maïs précédent recevait des épandages d'effluents d'élevage alors ils sont conservés sur la nouvelle prairie.

Allongement de la durée des prairies temporaires

Sur le deuxième levier, l'allongement des prairies temporaires dans la rotation, plusieurs cas de figures ont été identifiés afin de maximiser le stockage de carbone sans modifier trop profondément l'assolement. La durée des prairies de 5 ans et plus n'a pas été allongée puisqu'on les considère déjà comme des prairies de longue durée. La durée des prairies de 3 ans a été allongée de deux années tandis que la durée des prairies de 4 ans a été allongée d'une seule année afin de rester dans la catégorie prairie temporaire et ne pas basculer en prairie permanente qui devrait ensuite être exclue des rotations. Enfin la durée des prairies de moins de 3 ans a été allongée jusqu'à 3 ans et non 5 ans pour éviter de doubler la surface de ces prairies. Sur toutes les rotations concernées par cette pratique, la durée moyenne de la prairie était initialement de 3,2 ans et a été allongée de 1,6 an, conduisant donc à une durée moyenne de la prairie temporaire de 4,8 ans. La partie grandes cultures de ces rotations dure en moyenne 3 ans. L'allongement des prairies n'implique pas de changement dans la façon de les exploiter.

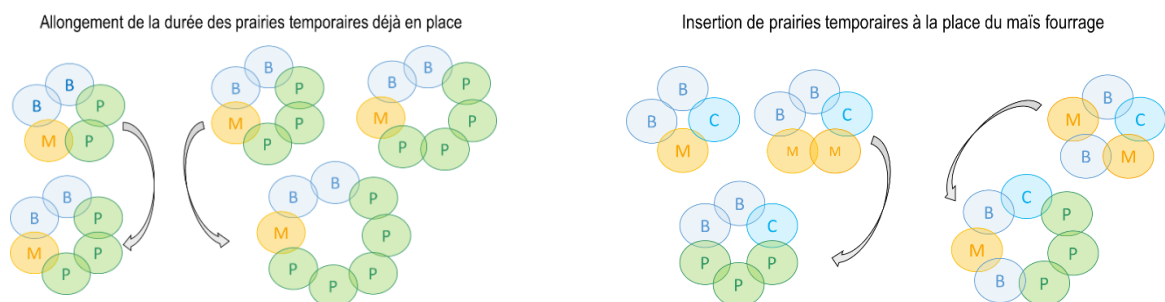


Figure 1. Les deux scénarios d'extension des prairies temporaires (B : blé tendre ; C : colza ; M : maïs fourrage ; P : prairie)

Pour les deux leviers, la prairie temporaire simulée est une prairie à base de graminées pérennes. En effet le modèle Stics ne permet pas aujourd'hui de simuler de manière satisfaisante les prairies artificielles (luzerne, trèfle violet) ou une prairie multi-espèces contenant une proportion significative de légumineuses.

Critères d'assiette pour le scénario stockant

Pour la partie « Insertion de prairies temporaires » de la pratique, les surfaces de maïs fourrage concernées sont toutes concentrées dans la moitié nord de la France. Sont exclues de l'assiette les surfaces de maïs fourrage déjà en rotation avec une prairie. La pratique « Allongement des prairies » n'est possible que sur les prairies temporaires de moins de 5 ans. Pour la pratique dans son ensemble nous n'avons pas relevé de critères techniques particuliers pouvant contraindre sa mise en place.

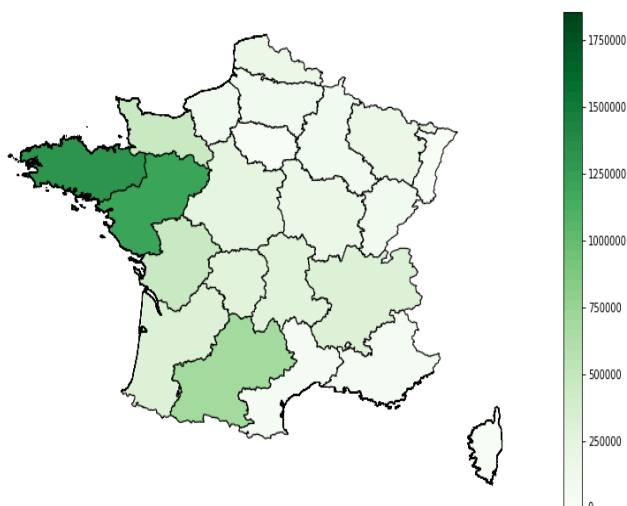


Figure 2. Assiette par région, en hectares.

Présence de la pratique stockante à la ligne de base

Les prairies temporaires sont actuellement surtout concentrées dans le quart nord-ouest de la France (Bretagne, Pays de Loire) et sont présentes dans une moindre mesure dans le sud-ouest et dans le centre de la France (Figure 3). La durée moyenne de la prairie temporaire simulée à la ligne de base est de 3,3 ans, celle-ci pouvant varier de 2 à 6 ans.

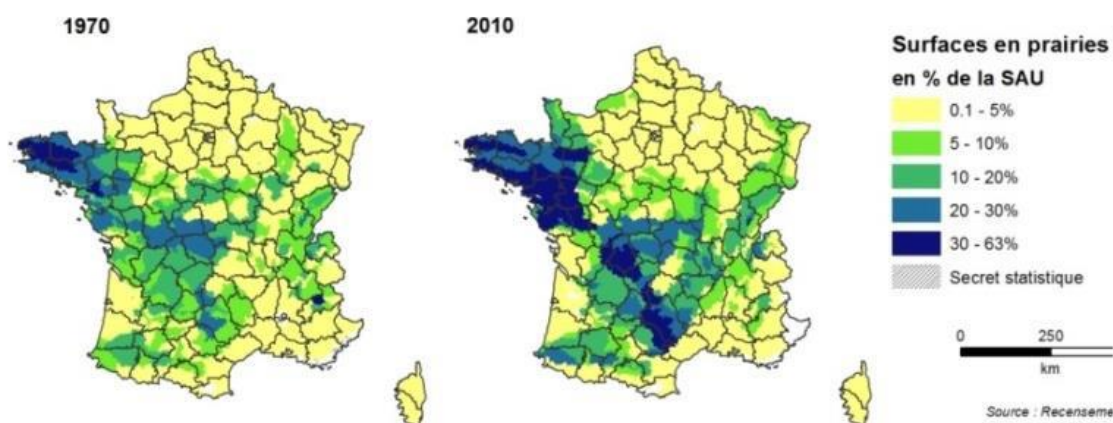


Figure 3. Evolution de la part des surfaces en prairies temporaires dans la SAU par région agricole, entre 1970 et 2010 (Source : Recensements agricoles).

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

Il n'y a pas d'incompatibilité entre la pratique « Allongement de prairie » et les autres pratiques stockantes. En revanche, la pratique « Insertion de prairie » peut être incompatible avec l'insertion de cultures intermédiaires. En effet, dans le scénario

« Extension des couverts intermédiaires », des couverts peuvent être implantés avant ou après maïs, mais le remplacement de celui-ci par une prairie rend caduque l'implantation d'un couvert pendant l'interculture.

Surface totale concernée

L'assiette maximale technique nationale des pratiques « insertion » et « allongement » des prairies temporaires est évaluée 6,6.10⁶ hectares, ce qui correspond à 38% de la surface totale en grandes cultures.

Tableau 1. Estimation de l'assiette maximale technique

Assiette théorique (AT) : toutes surfaces en grandes cultures	17,3 Mha
Assiette maximale technique (AMT) nationale	6,6 Mha (38% de l'AT)

Potentiel de stockage de carbone

La valeur de stockage additionnel de C déterminée dans la pratique « insertion de prairies temporaires » est de +466 kgC/ha/an soit +7,2%/an. Pour la pratique « allongement de la durée des prairies temporaires », le stockage additionnel évalué est beaucoup plus faible : +28 kgC/ha/an, soit +0,5%/an.

Ces valeurs de stockage additionnel de C sont des moyennes annuelles obtenues à l'échelle de la rotation entière, qui comprend une phase de culture annuelle et une phase de prairie temporaire successives, chacune de durée variable. Les données de la littérature montrent que le stockage de C dans les rotations culture-prairie se situe de manière intermédiaire entre le stockage de la culture annuelle correspondante et celui de la prairie, et que sa valeur intermédiaire est en premier lieu dépendante de la durée relative de chacune des deux phases prairie et culture (cf. section 3.8.4). Les valeurs de stockage additionnel obtenues dans les simulations des deux pratiques stockantes « insertion » et « allongement » de prairies temporaires peuvent ainsi résulter directement du changement de la durée relative de la phase prairie dans la rotation. Toutefois, les valeurs obtenues peuvent également résulter de l'effet indirect de l'insertion ou de l'allongement de prairie temporaire à l'échelle de la rotation : modification induite de la nature des cultures annuelles de la rotation, modification des modes de gestion.

Ainsi, l'effet très positif de la pratique « insertion de prairies temporaires » sur le stockage additionnel de C du sol, est en premier lieu déterminé par l'augmentation importante de la durée de la phase prairie dans la rotation, qui passe de 0% (rotations à maïs fourrage sans prairie temporaire) à 53% (rotations de 3 années de prairie temporaire et 2,7 années de culture annuelle en moyenne). En revanche, la pratique « allongement de la durée des prairies temporaires », conduit à une faible augmentation de durée relative de la prairie temporaire dans la rotation, qui passe de 52% (3 années de prairie temporaire et 3 années de culture) à 62% (4,8 années de prairie temporaire et 3 années de culture annuelle). Cette faible augmentation de la durée relative de la phase prairie dans cette pratique explique donc en partie le faible stockage additionnel de carbone du sol obtenu dans cette pratique « allongement ». En second lieu, le faible stockage additionnel observé dans cette pratique est également lié à ses effets indirects : diminution induite de la fréquence de cultures qui restituent des quantités importantes de résidus organiques (maïs grain, blé), réduction de la fréquence de cultures intermédiaires dont toute la biomasse retourne au sol, biais sur la fertilisation organique (moins d'épandage d'effluents sur prairies temporaires que sur cultures).

Le zonage climatique ne semble pas impacter de manière significative le stockage additionnel de C engendré par les pratiques « insertion » et « allongement » de prairie temporaires. En revanche ces deux pratiques conduisent généralement à un stockage additionnel de C un peu plus important dans les quelques cas où le sol est très fin (sols à teneur en argile élevée), conformément aux données de la littérature.

Ces deux pratiques stockantes ne conduisent pas à une perte de potentiel de rendement sur les cultures annuelles. En revanche, la productivité des prairies temporaires est nettement plus faible que celle du maïs fourrage qu'elles remplacent, de sorte que les pratiques « insertion » et « allongement » de prairies temporaires conduisent à une moindre production quantitative de fourrage sur la rotation. Il faut également considérer les effets induits sur la valeur alimentaire (notamment teneur en protéines) qui est généralement plus élevée à partir de la production prairiale qu'avec le maïs fourrage.

Mis en œuvre sur la totalité de leur assiette technique, les scénarios allongement et insertion de prairies temporaires conduisent à un stockage additionnel de 845 MtC/an à l'échelle de la France entière.

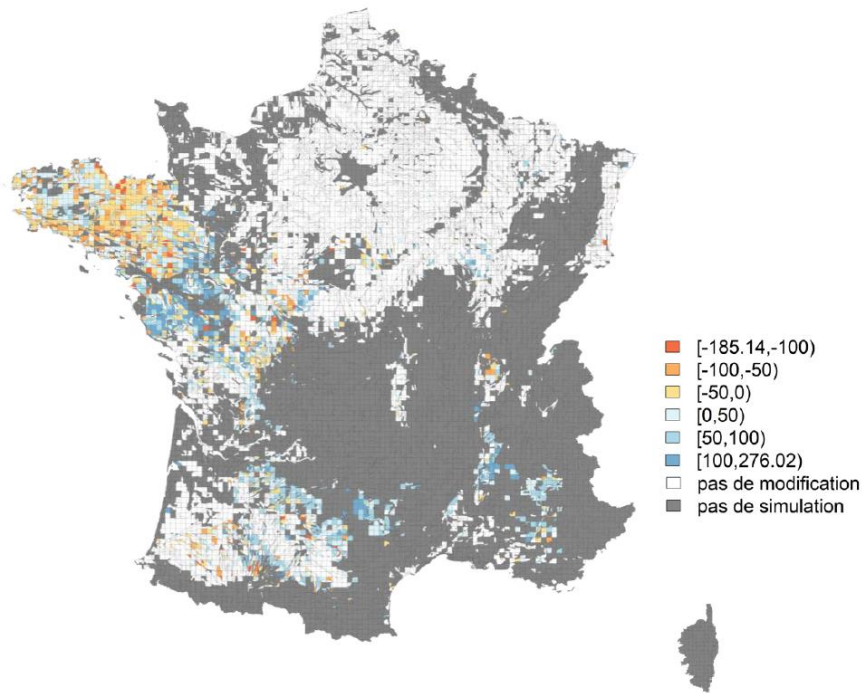


Figure 4. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario "Allongement des prairies temporaires"

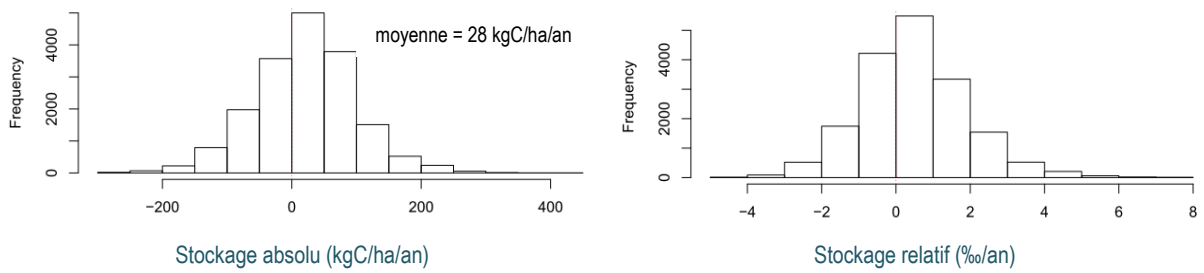


Figure 5. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario "Allongement des prairies temporaires"

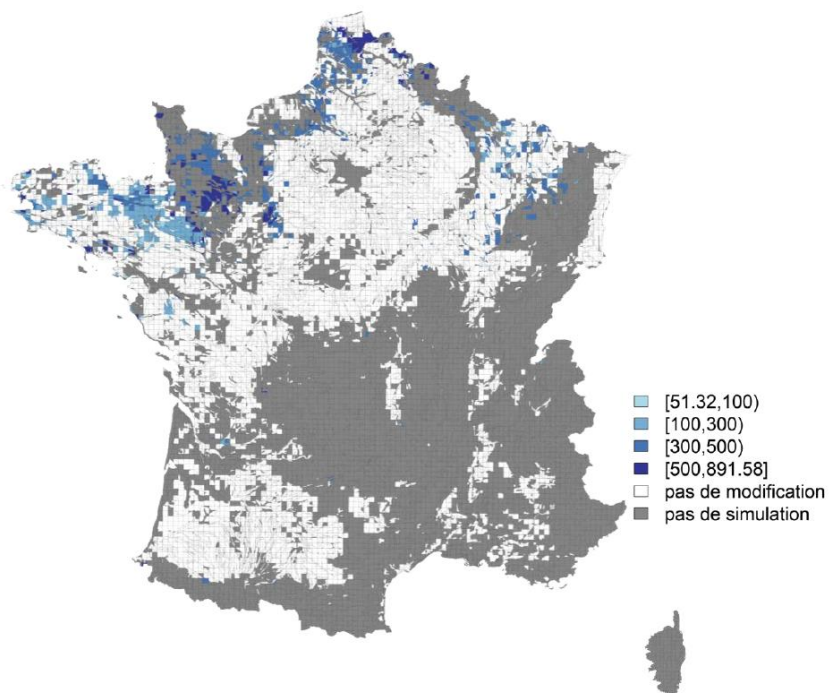


Figure 6. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario "Insertion de prairies temporaires"

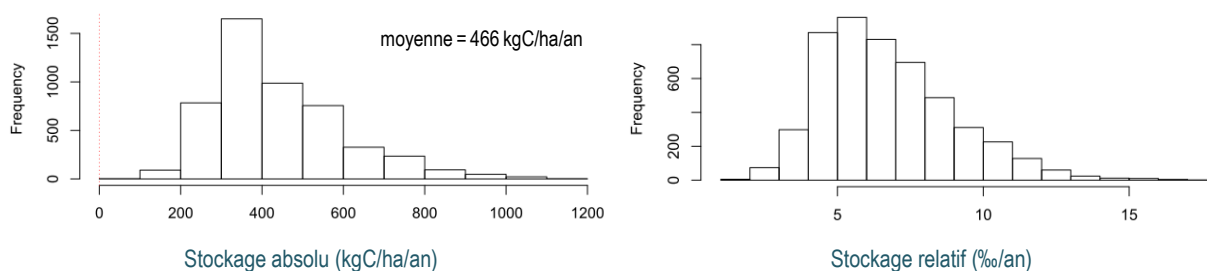


Figure 7. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario "Insertion de prairies temporaires"

Tableau 2. Estimation de l'assiette maximale technique et du potentiel de stockage par région

Région	Assiette (ha)	Stockage total (tC/an) sur l'horizon 0-30cm
Ile de France	993	-2
Champagne-Ardenne	83 092	26 473
Picardie	106 841	40 832
Haute-Normandie	109 100	40 948
Centre	259 262	12 927
Basse-Normandie	453 383	188 549
Bourgogne	153 418	15 312
Nord-Pas-de-Calais	171 550	76 432
Lorraine	184 786	57 834
Alsace	21 089	919
Franche-Comté	92 110	15 082
Pays-de-la-Loire	1 211 196	121 476
Bretagne	1 311 486	134 473
Poitou-Charentes	476 073	17 712
Aquitaine	319 528	12 791
Midi-Pyrénées	675 886	39 274
Limousin	277 854	-322
Rhône-Alpes	316 425	13 656
Auvergne	295 257	25 055
Languedoc-Roussillon	59 343	3157
Provence-Alpes-Côte d'Azur	56 236	2383
Corse	0	0
France Métropolitaine	6 634 909	844 962

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Les deux pratiques « insertion » et « allongement » de prairies temporaires conduisent à une tendance à la diminution des émissions de N₂O directes et indirectes, en particulier grâce à une moindre lixiviation d'azote (tableau 3). La diminution de la fertilisation azotée et la diminution de la fréquence de labour sont deux facteurs qui peuvent expliquer la diminution des émissions de gaz à effet de serre (Chabbi et al., 2015). La combinaison des deux scénarios insertion et allongement conduit à un bilan GES plus favorable que les pratiques actuelles, de -668 kgCO₂eq/ha/an.

Tableau 3. Effets des scénarios "Allongement des prairies" et "Insertion de prairies" sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles). Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

Emissions N ₂ O directes	Volatilisation NH ₃	Lixiviation NO ₃ ⁻	Emissions N ₂ O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Emissions induites par la fabrication de fuel	Emissions induites par la fabrication d'engrais	C séquestré sur 0-30 m	Bilan
(kgN-N ₂ O/ha/an)	(kgN-NH ₃ /ha/an)	(kgN-NO ₃ /ha/an)	(kgCO ₂ eq/ha/an)					(kgCO ₂ eq/ha/an)
-0,14	-0,49	-7,41	-93	-2	-1	-105	-467	-668

Autres impacts

Les deux pratiques « insertion » et « allongement » de prairies temporaires conduisent à une diminution du lessivage de nitrate, conformément au fait bien établi d'une faible concentration en nitrate de l'eau drainée sous un couvert prairial non ou peu pâturé (Vertes et al., 2015 ; Kunrath et al. 2015).

Coût technique

Coûts liés à la mise en œuvre de la pratique

Les pratiques « insertion » et « allongement » de prairies temporaires pluriannuelles sont considérées comme une seule pratique stockante pour l'évaluation des coûts. Cette pratique stockante induit à la fois une modification des assolements (due à la suppression de certaines cultures de vente et de maïs fourrage remplacé par la prairie temporaire) et une modification des pratiques agricoles (sur les cultures toujours en place entre la ligne de base et le scénario).

Modification des assolements

Une augmentation de la surface allouée aux prairies temporaires ne peut se faire qu'au détriment des autres usages du sol (cultures de vente, maïs fourrage, cultures intermédiaires). Dans ce cas, il est nécessaire de calculer (1) les économies réalisées associées à la suppression de cultures intermédiaires, (2) les économies réalisées en charges variables, la gestion d'une prairie étant moins coûteuse que celle des céréales ou du maïs fourrage, (3) les revenus auxquels les agriculteurs devront renoncer en modifiant leur assolement (cultures de vente), et (4) les coûts ou les gains engendrés par la modification de la ration alimentaire des animaux.

La suppression d'un certain nombre de cultures intermédiaires a des impacts directs en termes de coûts, une diminution des charges associées à la gestion de ces cultures intermédiaires (achat des semences et travail du sol), et un impact indirect en terme de variation des rendements sur les cultures suivantes (pris en compte dans le coût lié à la modification des pratiques). Pour calculer les gains associés à la suppression de ces cultures intermédiaires, nous utilisons les informations utilisées comme variables d'entrée dans le modèle agronomique STICS (variation du nombre de cultures intermédiaires et du travail du sol), et une évaluation du coût du travail du sol et du coût des semences (respectivement 15 €/ha pour la moutarde et 35 €/ha pour le ray-grass d'Italie selon la Chambre d'Agriculture, Isère).

La diminution de la surface allouée aux cultures de vente représente un manque à gagner très important pour les agriculteurs. Pour évaluer ces coûts d'opportunité, nous multiplions, pour chaque culture de vente, la perte de surface générée par la pratique stockante par le produit dégagé par la vente d'un hectare de la culture (en €/ha, RICA).

La gestion des prairies est moins coûteuse que la gestion du maïs fourrage et des cultures de vente. Ces gains en termes de coûts de production sont calculés de la même façon que pour les ventes, mais en considérant la réduction des charges variables (engrais, pesticides, semences en €/ha, RICA), et des charges de mécanisation et de travail associées à un moindre travail du sol.

L'allongement des prairies et la diminution du maïs fourrage modifient la quantité de matières sèches disponibles pour l'alimentation animale. La part de prairie pâturée est supposée restée constante avant et après la mise en place de la pratique, et la taille du troupeau reste inchangée. Nous calculons la variation de la quantité de matières sèches induite par la pratique, à partir des rendements et des variations de surface allouée aux prairies et au maïs fourrage. La variation de quantité de maïs ensilage est valorisée au prix de 126 €/tonne de matières sèches. Les variations de la quantité de foin et de l'herbe pâturée sont valorisées, respectivement au prix de 100 € et 122 € la tonne de matières sèches. La différence en valeur entre la perte de maïs ensilage et le surplus de foin/herbe nous permet de mesurer un coût ou un gain en €/ha. En cas d'excédent, on considère indirectement que les agriculteurs vendent leur surplus de foin ; en cas de déficit, on considère qu'ils sont obligés d'acheter des fourrages supplémentaires.

Modification des pratiques agricoles

Outre le fait que la pratique stockante induit une diminution des cultures les plus intensives en azote (pris en compte dans le coût lié au changement d'assolement), les quantités de fertilisation minérale apportées sur les cultures suivant la destruction de la prairie sont diminuées selon l'âge de la prairie. Nous considérons les règles de fertilisation suivantes : pour une prairie qui a au moins 5 ans, la fertilisation est supprimée ; pour une prairie entre 3 et 5 ans, la fertilisation est diminuée de 100 unités ; et pour une prairie entre 2 et 3 ans, la fertilisation est diminuée de 60 unités. Les gains associés à cette variation de la

fertilisation doivent tenir compte de la variation des doses d'engrais et de la variation du nombre de passage pour la fertilisation. La variation du nombre de passage est directement fournie par STICS. Le coût du passage pour fertiliser est estimé à 5,46 €/ha. La variation des doses moyennes de fertilisants a été calculée à partir des séquences de cultures prises en compte dans le modèle agronomique STICS. Pour chaque culture suivant une séquence de prairie, nous avons associé une quantité d'engrais minéral (celle de la ligne de base dans STICS) à laquelle nous avons enlevé une partie de cette dose suivant la durée de la prairie (règles de décisions définies précédemment dans les hypothèses). Nous calculons ensuite la variation d'engrais en pourcentage entre la ligne de base et la pratique par culture et par région. Cette variation en pourcentage de la fertilisation est appliquée aux dépenses moyennes de fertilisation minérale par culture et par région (€/ha, RICA). La fertilisation organique est supposée ne pas varier en moyenne.

Le rendement des cultures est également impacté par la mise en place de cette pratique, via la modification des cultures dans la rotation, la suppression de certaines cultures intermédiaires, et la modification des doses de fertilisation. Nous considérons, comme précédemment, que les céréales, les oléo-protéagineux et les betteraves sont cultivés pour être vendus, alors que la prairie temporaire et le maïs fourrage servent à l'alimentation animale. En termes de coûts, la variation de rendement induit donc une variation de la quantité des cultures de vente (céréales, oléo-protéagineux, betteraves). Les pourcentages de variation des rendements des cultures de vente sont appliqués aux rendements moyens observés pour chaque culture et par région (en quintal/ha, RICA). Les variations de rendement sont multipliées par le prix de vente de ces cultures (en €/quintal, RICA), de manière à obtenir une perte de revenu associée à la variation des quantités de cultures de vente produites. La variation du rendement des prairies et du maïs fourrage est pris en compte dans le calcul de la variation de la quantité de matières sèches entre la ligne de base et le scénario (cf. section précédente).

Tableau 4. Coût technique par hectare de parcelle

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes Hypothèses techniques et économiques retenues	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Modification des assolements	Suppression de cultures intermédiaires (économie de semences et travail du sol)	-1	-5 à 0
	Diminution de la surface allouée aux cultures (manque à gagner sur les ventes de ces cultures)	96	22 à 275
	Changement d'itinéraires techniques sur les hectares concernés (baisse des charges en intrants variables)	-24	-101 à 0
	Modification des rations alimentaires pour les animaux (augmentation de l'herbe pâturée et du foin, et baisse du maïs fourrage) Taille du troupeau et part de prairie pâturée constantes	10	-84 à 166
Modification des pratiques agricoles	Diminution de la fertilisation minérale sur les cultures suivant les prairies	-8	-15 à 3
	Variation du rendement affectant le revenu lié aux ventes des cultures (l'impact sur la ration alimentaire est pris en compte dans le 4e poste)	23	-27 à 57
Coût total pour l'agriculteur		91 €/ha/an	-40 à 314

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Les coûts sont calculés par culture et par région. En pondérant par la surface allouée à chaque culture dans chaque région, nous calculons un coût total moyen de mise en œuvre de cette pratique par région.

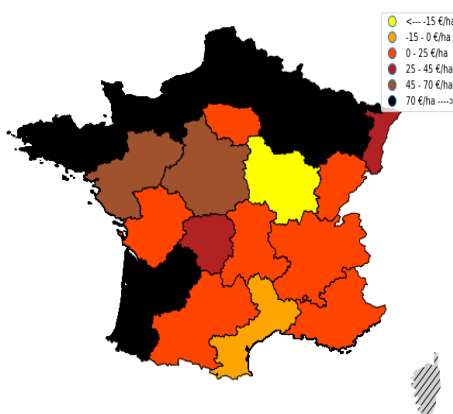


Figure 8. Coût en euros par ha du scénario « Allongement et insertion de prairies temporaires dans les rotations de cultures » par rapport au scénario « pratique actuelle »

A l'échelle nationale, la pratique « extension des prairies temporaires » a un potentiel de stockage de carbone additionnel de 845 000 tC/an pour un coût total de 601 771 627 €/an, soit un coût de 91 €/ha de l'assiette totale. Le coût par tonne de carbone stockée est en moyenne de 712 €/tC, ce qui correspond à un coût de 194 €/tCO₂eq. Comparativement aux autres pratiques stockantes, cette pratique est très couteuse. En revanche, le potentiel de stockage est élevé, de l'ordre de 0,84 MtC/an à l'échelle de la France.

Tableau 5. Coût de mise en place par région

Région	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha/an)	Coût de stockage de C (€/tC)	Coût de stockage de C (€/tCO ₂)
Ile de France	19 681,05	19,83	-12754,31	-3475,29
Champagne-Ardenne	10 906 113,39	131,25	411,96	112,25
Picardie	24 948 182,61	233,51	611,00	166,48
Haute-Normandie	21 493 176,01	197,00	524,89	143,02
Centre	12 775 096,32	49,27	988,26	269,28
Basse-Normandie	119 406 319,32	263,37	633,29	172,56
Bourgogne	-6 222 529,95	-40,56	-406,39	-110,73
Nord-Pas-de-Calais	53 812 659,59	313,68	704,06	191,84
Lorraine	18 928 334,33	102,43	327,29	89,18
Alsace	657 805,68	31,19	716,02	195,10
Franche-Comté	442 385,31	4,80	29,33	7,99
Pays-de-la-Loire	82 186 582,56	67,86	676,57	184,35
Bretagne	187 289 578,16	142,81	1392,76	379,50
Poitou-Charentes	6 598 502,77	13,86	372,54	101,51
Aquitaine	35 854 657,50	112,21	2803,12	763,79
Midi-Pyrénées	12 981 441,70	19,21	330,53	90,06
Limousin	7 963 840,39	28,66	-24718,58	-6735,31
Rhône-Alpes	7 748 508,23	24,49	567,41	154,61
Auvergne	3 367 884,73	11,41	134,42	36,63
Languedoc-Roussillon	-315 183,28	-5,31	-99,85	-27,21
Provence-Alpes-Côte d'Azur	928 590,67	16,51	389,61	106,16
Corse	0	0	0	0
France Métropolitaine	601 771 627,08	90,70	712,19	194,06

Le potentiel de stockage et les coûts sont très hétérogènes d'une région à une autre, principalement parce que certaines sont plus concernées par l'allongement de prairies et d'autres par l'insertion de nouvelles prairies. Le stock initial de carbone étant déjà élevé dans les régions où les prairies temporaires sont nombreuses, comme l'Ouest de la France, le potentiel de stockage additionnel est faible aboutissant à un coût élevé (Figure 9). Le potentiel de stockage additionnel par ha est plus élevé dans les régions du Nord, caractérisées par une part plus importante de maïs fourrage et moins de prairies temporaires, mais l'assiette est faible. Les coûts de mise en place de cette pratique sont également élevés dans ces régions, puisque l'augmentation de l'herbe pâturée ou fauchée ne suffit pas à compenser la diminution du maïs fourrage, et que l'allongement des prairies, initialement peu présentes, réduit fortement les surfaces de cultures de vente.

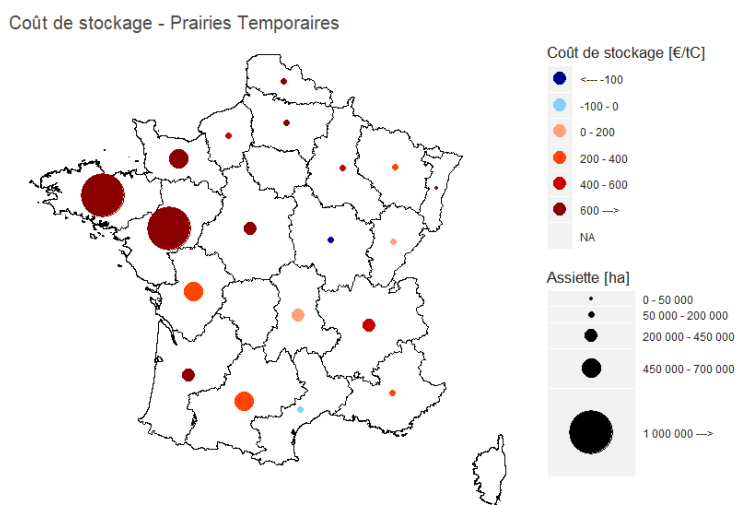


Figure 9. Coût de la tonne de C stockée (€/tC) et assiette (ha) par région

Discussion

Comparaison à la littérature

La valeur de stockage additionnel de C du sol évaluée par simulation dans la pratique « insertion » (+466 kgC/ha/an), qui induit un passage de 0% à 53% de la durée moyenne de la phase prairie dans les rotations, est tout à fait cohérente avec les données de la littérature, qui indiquent qu'après l'implantation d'une prairie faisant suite à une séquence de cultures annuelles, la vitesse de stockage de carbone peut être relativement élevée et se maintenir à un niveau de près de 500 kgC/ha.an sur au moins une dizaine d'années (cf. section 3.8.4). Ces valeurs simulées de stockage additionnel dans la pratique « insertion » de prairies temporaires, sont également cohérentes avec les simulations de stockage de C du sol à la ligne de base, dans lesquelles les systèmes incluant une prairie temporaire présentent en moyenne un stockage annuel de +259 kgC/ha/an alors que ceux qui n'en incluent pas présentent en moyenne un déstockage de -91 kg C/ha.an (cf. section 4.4). Ce dernier point nous rappelle également que les valeurs de stockage additionnel, même si elles sont largement positives, ne doivent pas faire oublier la valeur absolue à la ligne de base, qui peut être négative dans de nombreuses situations de culture annuelle.

Comme évoqué plus haut, la valeur de stockage additionnel beaucoup plus faible obtenue dans la pratique « allongement » des prairies temporaires (+28 kgC/ha/an), s'explique à la fois par la faible augmentation de durée de phase prairie engendrée par cette pratique (passage de 52% à 62% de durée relative), et par les modifications indirectes induites sur la nature et les modes de gestion des cultures annuelles de la rotation, conduisant à une moindre restitution de matière organique sur les cultures annuelles de la rotation.

Le stockage additionnel de C engendré par les pratiques « insertion » et « allongement » de prairies temporaires, est à l'évidence contraint par les choix de conditions de mise en place de ces pratiques qui ont été faits dans la présente étude. En limitant l'insertion ou l'allongement de prairies temporaires aux situations de présence de maïs fourrage ou de prairies temporaires, l'assiette de mise en œuvre de ces pratiques à l'échelle nationale s'en trouve relativement limitée, et par conséquent leur potentiel national d'effet sur le stockage de C. Des scénarios un peu moins contraignants pourraient être envisagés, certes avec plus de conséquences pour les producteurs et sur les filières. Notamment, l'insertion de couverts de type prairies temporaires pourrait être envisagée dans certaines zones, même en l'absence d'élevage local, permettant par exemple d'envisager des échanges à des échelles territoriales plus larges. De la même manière, l'absence de scénario de développement de prairies artificielles (luzerne, trèfle violet) ou de prairies multi-espèces riches en légumineuses, déterminé dans la présente étude par le manque actuel d'outils de simulation, est également un aspect restrictif par rapport au potentiel que pourrait offrir le développement des surfaces en prairies, pour le stockage de C dans les sols mais également d'un point de vue agronomique plus large.

Les coûts techniques pour les agriculteurs sont très élevés, parce que la mise en place de ces pratiques s'accompagne d'un changement d'assolement qui induit une perte de revenu liée à la vente de cultures. Ces résultats sont cohérents avec la littérature économique qui montre l'intérêt économique d'une insertion de prairies lorsque l'objectif de stockage de carbone est très élevé. L'étude GES menée par l'INRA en 2013 (Pellerin et al., 2013 ; Pellerin et al., 2017) a identifié les coûts de mise en place d'un allongement de la durée des prairies temporaires, sans tenir compte des pertes de revenu liées au changement d'assolement. Sous cette hypothèse, l'adoption de cette pratique est source d'économie pour les agriculteurs.

Sensibilité des résultats

Le potentiel économique de stockage, représenté par le coût de stockage de la tonne de carbone, peut se montrer sensible aux valeurs prises par deux variables, la variation de rendement des cultures induite par la pratique, et le prix des cultures.

Le modèle agronomique STICS prédit une perte de rendement des céréales (dû à la modification des cultures dans la rotation et des doses de fertilisation et à la suppression de certaines cultures intermédiaires) et une légère augmentation du rendement des prairies temporaires. Cela impacte à la fois le poste correspondant aux ventes de cultures et celui correspondant aux dépenses consacrées à l'alimentation animale. En utilisant les écarts-types et les moyennes issus de STICS, nous réalisons des tests statistiques qui révèlent que la plupart des rendements ne sont pas significativement différents entre la ligne de base et le scénario simulé. Cela ne signifie pas qu'il n'y a pas de perte de rendement, mais que le faible nombre de simulations réalisées par le modèle agronomique ne nous permet pas de conclure à un niveau précis de réduction des rendements. Nous avons donc recalculé les coûts en ne considérant que les variations de rendement statistiquement différentes entre la ligne de base et la pratique. On observe des coûts plus importants pour les régions d'élevage qui bénéficient moins d'une augmentation du rendement des prairies et des coûts plus faibles pour les régions céréalières, qui supportent moins une baisse du rendement des céréales. Globalement, ces effets se compensent à l'échelle de la France et les résultats moyens ne varient pas significativement.

Le poste correspondant au manque à gagner en terme de ventes des cultures joue un rôle important dans le coût total de la pratique, or ce résultat est particulièrement sensible au contexte économique. Même si les prix des cultures de vente utilisées pour le calcul correspondent aux moyennes des prix sur 5 ans (2009 à 2013), la forte variabilité du prix des céréales depuis ces 20 dernières années peut remettre en cause l'intérêt économique de cette pratique. En simulant une augmentation du prix des cultures de 30% (y compris les prix du foin et du fourrage pour l'alimentation animale), le coût de mise en place de cette pratique est estimé à 126 €/ha contre 91 €/ha dans le scénario standard.

Corrélation entre les principales sources d'incertitude

La variabilité des prix des produits agricoles et des conditions climatiques sont les principales sources d'incertitude associées à l'insertion de prairies temporaires. Cette pratique engendre des modifications importantes du système de production des exploitations. D'une part, elle modifie le mode d'alimentation des animaux, en privilégiant l'herbe et le foin au détriment du maïs fourrage. Dans un contexte de variabilité climatique, ce scénario est particulièrement contraignant pour les agriculteurs qui seraient pénalisés par une moindre flexibilité face aux aléas. D'autre part, elle modifie l'allocation des surfaces agricoles entre les différents usages, au détriment des cultures de vente. La variabilité forte des prix des produits agricoles augmente ainsi l'incertitude associée à la rentabilité économique de cette pratique. Pour tenir compte de ce frein important à l'adoption de cette pratique, il conviendrait d'ajouter des coûts supplémentaires liés à la gestion du risque (Bamière et al., 2014).

Références bibliographiques

- Bamière, L.; De Cara, S.; Pardon, L.; Pellerin, S.; Samson, E.; Dupraz, P., 2014. Les coûts de transaction privés sont-ils un obstacle à l'adoption de mesures techniques d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre dans le secteur agricole? Notes et Etudes Socio-économiques, n°38: 53-71. http://www.epsilon.insee.fr/jspui/bitstream/1/22588/1/nese38-3_a.pdf
- Chabbi, A.; Senapati, N.; Giostri, A.; Vertès, F.; Carrozi, M.; Lemaire, G.; Gastal, F.; Recous, S.; Klumpp, K.; Massad, R.S.; Rumpel, C., 2015. Performances des rotations à base de cultures fourragères en termes de gaz à effet de serre (GES) et bilan de carbone. Fourrages, 223: 241-248.
- Kunrath, T.R.; de Berranger, C.; Charrier, X.; Gastal, F.; Carvalho, P.C.D.; Lemaire, G.; Emile, J.C.; Durand, J.L., 2015. How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system? Agricultural Water Management, 150: 46-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2014.11.015>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L.; Chemineau, P., 2017. Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. Environmental Science & Policy, 77: 130-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoit, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Faverdin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Synthèse du rapport d'étude. Paris: INRA, 90 p. <http://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afile/237958-637ec-resource-etude-reduction-des-ges-en-agriculture-synthese-90-p-.html>
- Vertès, F.; Jeuffroy, M.-H.; Louarn, G.; Voisin, A.-S.; Justes, E., 2015. Justes Légumineuses et prairies temporaires : des fournitures d'azote pour les rotations. Fourrages, 223: 221-232.

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe IV.

Fiche de la pratique stockante **"Mobiliser de nouvelles ressources organiques"**

Auteurs

Sabine Houot, Laure Bamière et Camille Launay

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame, Camille Launay, Michele Schiavo

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.1.2.4) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

On entend par matière organique exogène, toute matière organique qui n'est pas directement issue de la parcelle cultivée sur laquelle elle est apportée. Cela exclut donc les résidus de récolte et les cultures intermédiaires. Actuellement, la quasi-totalité des effluents d'élevage, et une partie non négligeable des autres ressources organiques sont déjà épandues sur les sols agricoles (composts de déchets verts, boues et composts de boues, effluents agro-industriels...). L'effet positif de ces apports sur l'évolution du stock de carbone des sols est connu de longue date. Dans le cadre de l'évaluation des possibilités de stockage additionnel de carbone, seul le stockage associé à de nouvelles ressources organiques exogènes (NRO) qui ne sont pas déjà épandues sur les sols doit être considéré.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

Nous sommes partis de l'hypothèse que tous les effluents d'élevage étaient déjà valorisés en agriculture. Un mode de traitement différent de ces effluents d'élevage avant épandage affecterait peu la quantité de C restant dans le sol au final. C'est ce que montrent les travaux de Thomsen et al. (2013). On a supposé également que les déchets et sous-produits des industries agro-alimentaires étaient déjà bien valorisés en agriculture.

On s'est donc intéressé uniquement aux ressources nouvelles provenant du métabolisme urbain avec les déchets verts, les biodéchets (déchets alimentaires et déchets verts produits par les particuliers, biodéchets des restaurants et cantines, biodéchets des supermarchés et des marchés). La quantité de boues de station d'épuration urbaine épandues n'a pas été augmentée, mais on a supposé que celles-ci ont été compostées avec des déchets verts.

Les NRO épandues sont des composts quand c'est possible ou des digestats. Ils sont épandus dans la région où ils sont produits. Une exception est faite pour le digestat produit en Ile-de-France qui est réparti aussi dans les régions limitrophes.

Les NRO sont supposées épandues sur les successions qui ne recevaient pas d'apports organiques auparavant. Le compost est épandu en fin d'été sur les céréales à pailles et le colza. Les digestats bruts sont épandus au printemps sur le maïs fourrage, le maïs grain et parfois sur le tournesol (en Languedoc-Roussillon où il est beaucoup plus présent que le maïs), ou lors du semis de la culture intermédiaire si celle-ci précède le maïs ou le tournesol.

La dose forfaitaire de compost est de 15 tMB/ha par an appliquée en un passage. La dose de digestat est de 25 m³MB/ha par an appliquée aussi en un passage. La fréquence de retour de ces produits dans les rotations tourne autour de 2,5 ans.

La dose de fertilisation minérale est ajustée en cas d'apport organique, conduisant à la suppression d'un apport d'engrais dans le cas où ce premier apport sur maïs et tournesol était égal ou inférieur à la quantité d'azote fournie par le digestat (-70 kgN/ha en cas d'apport de digestat sur maïs, -40 kgN/ha après apport de digestat sur le tournesol). Les doses sont également diminuées sur blé et colza après apport de compost (-20 kgN/ha pour blé). Cependant, on ne prend en compte que l'effet direct des apports organiques sur la disponibilité en azote pour les cultures, ce qui mène à la diminution des doses d'engrais mentionnée précédemment. Par contre, on ne tient pas compte de l'augmentation des stocks de matière organique générée par les apports de NRO et qui génère des augmentations d'azote minéralisé provenant de la matière organique du sol.

Les variations de l'itinéraire technique par rapport à la ligne de base que cette pratique stockante implique sont :

- Variation du rendement des cultures
- Variation des passages de fertilisation organique
- Variation des passages de fertilisation minérale
- Variation de la dose de fertilisation minérale quand elle est associée aux NRO
- Epandage de compost ou de digestat appliqués à certaines cultures

Des corrections ont été apportées aux résultats des simulations STICS du scénario NRO pour ne pas surestimer le stockage additionnel par rapport à la ligne de base. En effet, les simulations STICS ne tiennent pas compte du fait qu'une partie du C nouvellement mobilisé contenu dans les déchets verts revenait déjà au sol, mais hors parcelle agricole. C'est le cas des déchets verts nécessaires au compostage des boues et déchets alimentaires. Pour pouvoir traiter ces ressources organiques, il serait nécessaire de collecter des déchets verts supplémentaires par rapport aux ressources collectées aujourd'hui. Ces déchets verts, soit ne sont pas collectés aujourd'hui, soit sont laissés sur place lors des entretiens des espaces verts concernés. On a alors fait l'hypothèse que le stockage de C était le même dans les deux cas (laissé sur place ou composté et apporté sur sol agricole). Nous avons donc corrigé le potentiel de stockage de la pratique proportionnellement à la part de carbone issu des déchets verts (voir section sur le potentiel de stockage par unité de surface).

C'est le potentiel de stockage corrigé qui est retenu dans la suite de l'étude et pour calculer le potentiel national de stockage de carbone. Le coût technique n'est pas modifié.

Critères d'assiette pour le scénario stockant

Estimation des quantités de NRO disponibles ou potentiellement disponibles en vue des scénarios de calcul.

Pour estimer les quantités de NRO disponibles ou potentiellement disponibles, nous nous sommes basés sur deux études :

- le recensement effectué dans une étude réalisée par SOLAGRO et INDDIGO pour le compte de l'ADEME (ADEME, 2013), nous donnant les tonnages produits en déchets alimentaires des ménages, déchets alimentaires des gros producteurs (cantines, grandes surfaces, marchés, restaurants...), boues d'épuration et déchets verts collectés actuellement ;
- l'étude portant sur la valorisation des déchets verts, réalisée pour FranceAgriMer par SOLAGRO et E&E (France AgriMer, 2015).

Nous sommes partis de l'hypothèse qu'actuellement seulement 14% des déchets alimentaires sont collectés sélectivement pour traitement par compostage ou méthanisation. La politique de l'ADEME étant de favoriser des modes de traitement de proximité de ces déchets alimentaires (compostage en pied d'immeuble, compostage individuel...), nous avons utilisé les règles de calcul suivantes :

- Augmentation de collecte à hauteur de 50% des déchets alimentaires, 50% étant traités par des voies de proximité ;
- Traitement de ces déchets alimentaires par méthanisation pour 50% des ressources collectées ou compostage pour les 50% restant ;
- Compostage des déchets alimentaires en mélange avec des déchets verts seulement.

Concernant les boues d'épuration, actuellement 30% des boues sont valorisées en agriculture après compostage, 40% sont valorisées en agriculture directement et 30% sont incinérées (pas de valorisation agricole). Nous avons calculé la production potentielle supplémentaire de compost de boue que représenterait le compostage des 40% valorisés directement actuellement.

L'étude FranceAgriMer sur le devenir des déchets verts recense la production totale de déchets verts à partir de cartographie d'occupation des sols et montre que seulement 10% de ces déchets verts sont collectés actuellement. En croisant avec l'étude ADEME sur les ressources en biomasse (ADEME, 2013) et les hypothèses de traitement des NRO mentionnées précédemment, nous avons décidé de mobiliser 35% de la ressource totale en déchets verts comme étant nécessaire pour être disponible comme structurant pour composter les boues et les déchets alimentaires.

Sur la base de ces hypothèses, nous obtenons les résultats ci-dessous.

Tableau 1. Bilan des tonnages actuels de produits résiduaux organiques d'origine urbaine et production potentielle supplémentaire de nouvelles ressources organiques calculée selon les hypothèses mentionnées plus haut.

	Aujourd'hui (10 ⁶ tMB)	Potentiel (10 ⁶ tMB)	Surplus (10 ⁶ tMB)
Compost de déchets verts	1	2.9	1.9
Compost de déchets alimentaires	1.2	4.1	2.9
Compost de boue de station d'épuration	2	4.8	2.9
Digestat de déchets alimentaires		4.3	4.3
Total	4.2	11.9 (composts) + 4.3 (digestats)	7.7 (composts) + 4.3 (digestats)
Flux de C associés	0.6 10 ⁶ tonnes	(1.9 + 0.14) 10 ⁶ tonnes	(1.2 + 0.14) 10 ⁶ tonnes

On disposerait donc d'un potentiel de 1,34 million de tonnes de C supplémentaires qui s'ajouteraient aux 12 millions de tonnes de C actuellement épandues (ESCo MAFOR, 2014).

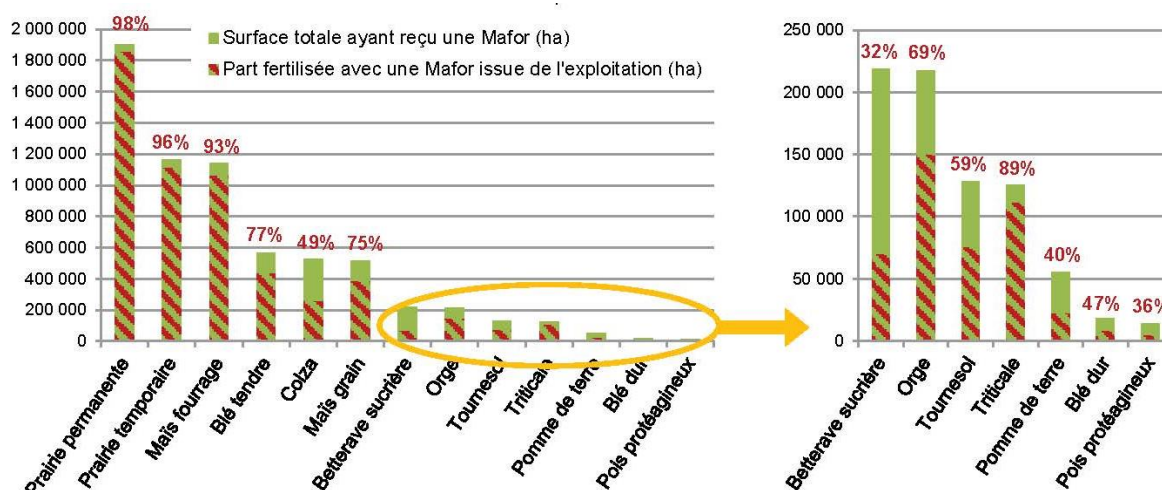
Présence de la pratique stockante à la ligne de base

Dans la ligne de base, les simulations des pratiques et le calcul des niveaux des stocks de C dans les sols associés au retour au sol de produits résiduaux organiques (PRO) se basent sur les résultats des enquêtes de pratiques culturales 2006 et 2011. Un type de PRO dominant est conservé par culture et par région : le fumier bovin, le lisier de porc ou la vinasse, les autres produits étant assimilés à l'un de ces trois produits simulés. Les PRO dominants par culture et par région ont été épandus avec la dose moyenne de l'enquête (en tonnes de MF) pour la culture et le PRO donné selon la région dans laquelle on se trouve. Le type de PRO dépend de la région et de la culture. Sur une même succession, il peut y avoir 2 types de PRO dans quelques régions. Les principales cultures recevant les PRO sont : betterave (fumier et vinasse surtout), maïs fourrage (fumier surtout), maïs grain (fumier surtout et lisier de porc en Bretagne), colza (fumier surtout, lisier de porc en Bretagne), blé (fumier surtout, lisier de porc en Bretagne), tournesol (fumier), prairie temporaire (fumier surtout et lisier de porc en Bretagne)

(Figure 1). Les surfaces de grandes cultures recevant déjà des PRO représentent environ 5,2 Mha soit 29% des 17,31 Mha totaux au sein de la ligne de base. Les quantités épandues représentent 14,6 Mt de MS de fumier bovin, 0,7 Mt de MS de lisier porcin et 0,9 Mt de MS de lisier bovin. On fait l'hypothèse que dans cette ligne de base, les PRO actuellement valorisés incluent la totalité des effluents d'élevage et la majeure partie des effluents agro-industriels qui n'ont pas été pris en compte dans le calcul des NRO potentiellement supplémentaires.

Les doses d'épandage sont de 3 m³/ha pour les vinasses, 20 à 35 m³/ha pour les lisiers, 15 à 30 tMB/ha pour les fumiers selon les cultures. Ces doses d'apport génèrent des flux de N en général inférieurs ou égaux à 170 kgN/ha sauf dans quelques cas (région, culture) où les doses sont légèrement supérieures avec un maximum de 192 kgN/ha.

Avec les pratiques de la ligne de base, le stockage médian des séquences avec PRO est de -27 kgC/ha/an et le stockage médian des mêmes séquences sans PRO est de -38 kgC/ha/an (il s'agit dans les deux cas d'un déstockage absolu). Dans la ligne de base, les apports de PRO actuels permettent donc un stockage additionnel moyen de +11 kgC/ha/an.



Source : Données Agreste – Enquête "Pratiques culturales" 2011

Figure 1. Répartition des surfaces (hectares) qui ont reçu un épandage de PRO par type de grande culture et de prairie en 2011 (extrait de l'ESCo MAFOR, 2014).

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

Cette pratique est compatible avec toutes celles testées en grandes cultures (Semis direct, développement des cultures intermédiaires et extension des prairies temporaires).

Surface totale concernée

La surface en grandes cultures de la ligne de base correspond à 17,31 Mha, dont 5,2 Mha qui reçoivent déjà des apports organiques. L'assiette théorique est donc de 12,11 Mha. L'assiette maximale technique tient compte de la quantité de NRO disponible, qui est insuffisante pour couvrir l'assiette théorique, et est de 1,46 Mha avec nos hypothèses. Deux régions font exception où les quantités de digestats issus du traitement des biodéchets sont excédentaires : Ile-de-France (87% des digestats valorisés) et PACA (18% des digestats valorisés). Les excédents ont alors été transportés et valorisés en régions Centre et Rhône-Alpes, respectivement.

Tableau 2. Calcul de l'assiette maximale technique de la pratique NRO

Assiette théorique (AT)	Surfaces en GC ne recevant aucune MO exogène ; 17.31 - 5.2 = 12.11 Mha
Restrictions techniques	Restriction des surfaces aux successions avec blé et colza pour les composts, maïs et tournesol pour les digestats
Assiette maximale technique (AMT)	Restriction des surfaces due à la quantité de NRO disponible 1.46 Mha (12% de l'AT ; 8% de la surface de GC)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune

Potentiel de stockage de carbone

Potentiel de stockage par unité de surface

La mobilisation de nouvelles ressources organiques dans les successions de cultures, telle que décrite précédemment et simulée par STICS, conduit à un stockage additionnel moyen annuel **avant correction de +233 kgC/ha/an** sur l'horizon 0-30 cm (voir section 4.4.1.2.4 et Tableau 3, 1^{re} colonne).

Ce stockage additionnel varie en fonction des régions (Figure 2). Il est plus important en Ile de France, Centre, nord de la France, Champagne-Ardenne et Aquitaine. Le stockage est plus important dans les régions où les NRO, et plus particulièrement les composts, sont appliqués plus fréquemment. Par exemple, le Centre est la région avec la plus forte proportion de compost parmi les NRO (81% de compost contre une moyenne nationale de 64%). Autre exemple, la région PACA présente un stockage plus faible que la moyenne nationale car la fréquence d'application du compost est d'une fois tous les 6 ans.

Cependant, le facteur limitant principal reste la disponibilité en NRO, à l'exception de la région PACA où les surfaces disponibles pour épandage en grandes cultures sont aussi un facteur limitant.

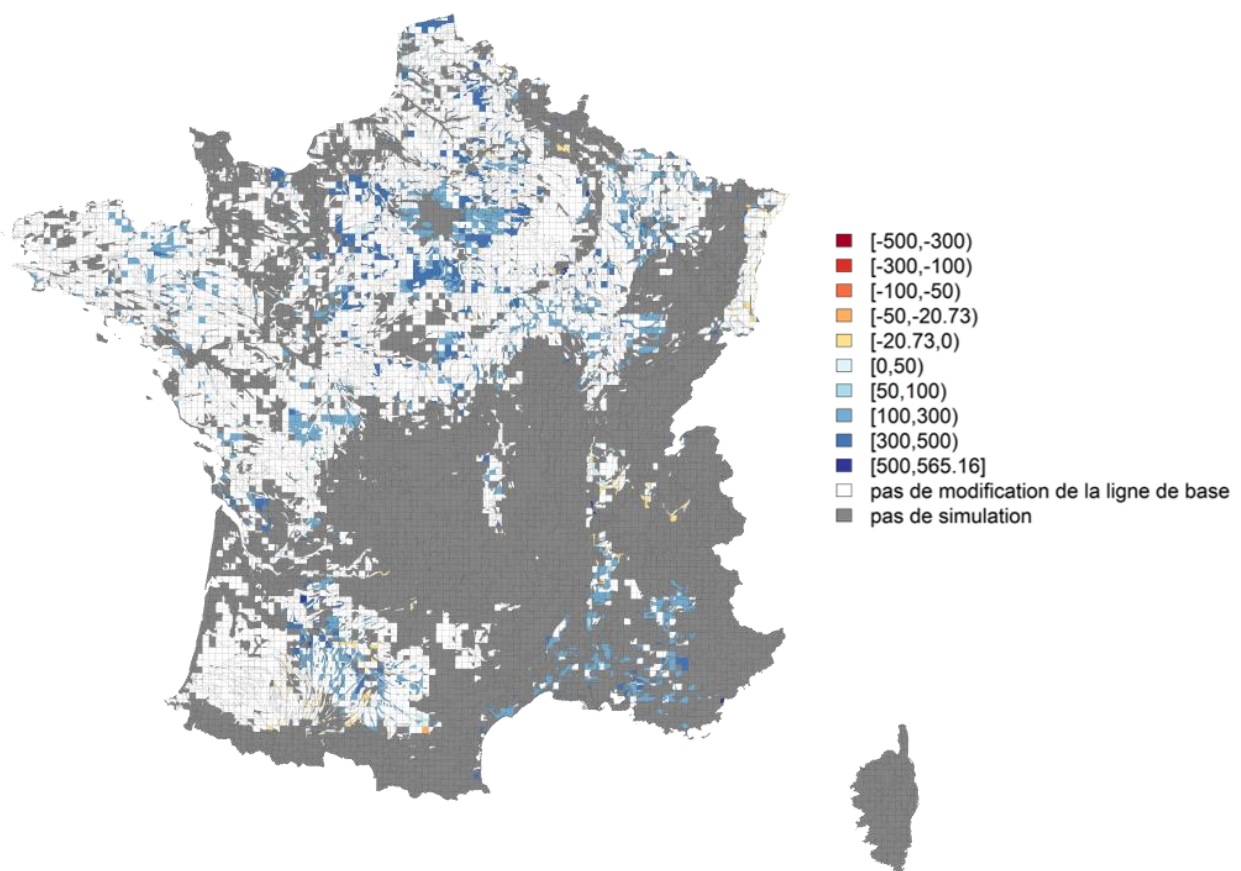


Figure 2. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 30 cm du scénario « mobilisation de nouvelles ressources organiques ».

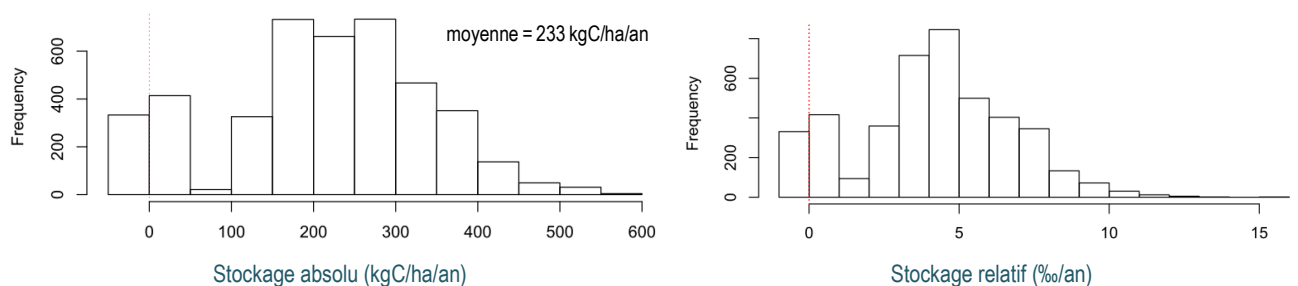


Figure 3. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario "Mobilisation de nouvelles ressources organiques"

Les résultats des simulations STICS portent sur le stockage additionnel de C lié aux apports supplémentaires de NRO dans les parcelles agricoles concernées par ces apports. C'est donc ce stockage additionnel de carbone sur la parcelle agricole qui intéressera l'agriculteur, car les effets observés sur les sols et leur potentiel agronomique seront liés à cette dynamique de stockage. Cependant, nous avons fait l'hypothèse que le carbone apporté par les déchets verts dans les composts revenait déjà au sol dans la ligne de base, mais en dehors des parcelles agricoles (déchets verts non collectés et laissés au sol). Le stockage additionnel de C calculé sur la parcelle ne peut donc pas être considéré en totalité comme une séquestration de C. Pour cette raison, et pour éviter un double comptage, nous avons donc corrigé les valeurs de stockage additionnel simulées sur les parcelles agricoles en ne tenant pas compte de la part du carbone apportée par les déchets verts. Le facteur de correction appliqué dans le tableau 3 correspond donc à la fraction du carbone issu des boues et déchets alimentaires (cf. annexe IV-1 pour les détails des calculs). **Le potentiel de stockage ainsi corrigé pour l'horizon 0-30 cm est donc de 57 kgC/ha/an en moyenne nationale**, et varie de 11 à 115 kgC/ha/an selon les régions.

Tableau 3. Stockage additionnel de carbone permis par la pratique « Nouvelles ressources organiques » : total à la parcelle agricole, puis sans tenir compte du carbone des déchets verts qui retournait déjà au sol dans la ligne de base.

Code Région	Région	Stockage additionnel annuel total de carbone dans les parcelles agricoles concernées (0-30 cm) (tC/ha et par an)	Part du stockage additionnel provenant des nouvelles ressources organiques mobilisées et hors déchets verts	Stockage additionnel annuel de carbone, déduction faite de la part du carbone provenant des déchets verts revenant déjà au sol dans la ligne de base (mais hors parcelle agricole) (tC/ha et par an)	
				0-30 cm	0-100 cm
11	Ile de France	0,242	47%	0,115	0,197
21	Champagne Ardenne	0,351	20%	0,071	0,121
22	Picardie	0,297	31%	0,091	0,156
23	Haute-Normandie	0,340	25%	0,086	0,148
24	Centre	0,291	16%	0,047	0,080
25	Basse-Normandie	0,363	26%	0,095	0,162
26	Bourgogne	0,251	25%	0,063	0,108
31	Nord Pas de Calais	0,293	33%	0,095	0,164
41	Lorraine	0,259	28%	0,073	0,126
42	Alsace	0,035	30%	0,011	0,018
43	Franche-Comté	0,248	30%	0,075	0,128
52	Pays de Loire	0,242	21%	0,050	0,085
53	Bretagne	0,219	21%	0,046	0,079
54	Poitou-Charentes	0,203	16%	0,032	0,055
72	Aquitaine	0,299	14%	0,043	0,074
73	Midi-Pyrénées	0,160	23%	0,037	0,063
74	Limousin	0,232	14%	0,033	0,057
82	Rhône-Alpes	0,115	29%	0,033	0,057
83	Auvergne	0,202	28%	0,057	0,097
91	Languedoc-Roussillon	0,136	31%	0,042	0,073
93	PACA	0,193	30%	0,058	0,100
	FRANCE	0,231	25%	0,057	0,098

Les stockages de C additionnel relatifs aux stocks initiaux varient de façon similaire au stockage additionnel absolu. En moyenne, on atteint des stockages de C additionnel de 4,5‰/an ou de 1,1‰/an selon qu'on considère le stockage additionnel total ou uniquement la part liée aux nouvelles ressources hors déchets verts ajoutés au moment du compostage.

Enfin, pour simuler la courbe de coût marginal de stockage, nous avons retenu le potentiel de stockage additionnel sur l'horizon 0-100 cm de 98 kgC/ha/an, soit 0,098 tC/ha/an en moyenne, qui varie de 0,018 à 0,197 selon les régions (cf. tableau 3). Ces stockages sur 0-100 cm ont été estimés en appliquant un ratio de 1,71 tC 0-100 / tC 0-30.

Potentiel de stockage agrégé au niveau France métropolitaine

Pour agréger le potentiel de stockage au niveau des régions, puis à l'échelle nationale, nous utilisons l'assiette maximale technique, soit 1 464 956 ha pour la France métropolitaine. Nous obtenons un stockage net annuel (hors C associé aux déchets verts déplacés) de **83 618 tC/an** pour la France métropolitaine sur l'horizon 0-30 cm (Tableau 4). En prenant en

compte la totalité du C stocké, y compris celui issu des déchets verts ajoutés lors du compostage, le C stocké atteint 339 079 tC/an (cf. annexe IV-2).

Tableau 4. Assiette et stockage additionnel annuel par région. Le stockage correspond au stockage additionnel net réel dans la région (hors apport liés aux déchets verts). Le bilan GES comprend les émissions directes, indirectes et induites (cf. section suivante)

Région	Assiette (ha) (sans épandage supplémentaire de boues)	Stockage annuel (tC/an)		Bilan GES (tCO _{2e} /an) (0-30 cm / 0-100 cm)
		0-30 cm	0-100 cm	
Ile de France	149 706	17 202	29 488	-55 000 / -100 047
Champagne Ardennes	58 142	4 107	7 040	-12 274 / -23 029
Picardie	29 014	2 633	4 513	-7 433 / -14 328
Haute-Normandie	37 845	3 272	5 610	-9 883 / -18 452
Centre	131 111	6 129	10 507	-18 738 / -34 789
Basse-Normandie	37 405	3 535	6 059	-11 451 / -20 707
Bourgogne	52 447	3 304	5 664	-10 658 / -19 310
Nord Pas de Calais	18 543	1 769	3 033	-4 555 / -9 188
Lorraine	68 410	5 015	8 597	-15 755 / -28 888
Alsace	31 320	330	565	-2 627 / -3 490
Franche-Comté	44 407	3 314	5 681	-9 710 / -18 389
Pays de Loire	48 522	2 408	4 129	-6 256 / -12 563
Bretagne	34 142	1 566	2 684	-3 579 / -7 678
Poitou-Charentes	81 914	2 636	4 519	-7 070 / -13 974
Aquitaine	141 558	6 131	10 510	-16 265 / -32 321
Midi-Pyrénées	138 804	5 131	8 796	-16 388 / -29 825
Limousin	78 884	2 628	4 505	-8 598 / -15 480
Rhône-Alpes	127 926	4 280	7 337	-15 914 / -27 123
Auvergne	22 610	1 282	2 197	-3 177 / -6 533
Languedoc-Roussillon	48 395	2 052	3 518	-5 046 / -10 421
PACA	83 851	4 892	8 386	-14 848 / -27 658
France métropolitaine	1 464 956	83 618	143 337	-255 224 / -474 193

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Nous tenons compte des émissions additionnelles directes et indirectes liées à la fertilisation, à la consommation de carburant lors des opérations culturales et au stockage de carbone dans le sol. Les émissions liées aux apports d'engrais azotés sont issues du modèle STICS et corrigées, tout comme le stockage de carbone, pour ne pas comptabiliser les émissions dues aux déchets verts déplacés. Nous fournissons à titre indicatif les émissions induites additionnelles liées aux engrais minéraux et aux carburants.

En moyenne et stockage compris, au niveau national, la pratique permet de réduire les émissions de 0,174 tCO_{2e}/ha/an (0,324 si on comptabilise le stockage de C sur 0-100 cm) par rapport à la ligne de base.

Il serait important de prendre en compte dans le bilan GES, les émissions lors des traitements amont pendant le compostage ou la méthanisation qui peuvent être importants et atténuer le bilan positif du retour au sol des NRO. Cependant une telle prise en compte dépasse les limites de l'étude.

Tableau 5. Détail des postes d'émission de GES du scénario mobilisation de nouvelles ressources organiques ; différence par rapport à la ligne de base. Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

Type d'émission	Détail de l'émission	Valeur (MgCO ₂ e/ha/an)	Source
Emissions directes et indirectes sur l'exploitation	CO ₂ stocké dans le sol 0-30 cm 0-100 cm	-0,209 -0,359	Simulations STICS, correction pour enlever les émissions issues des DV déplacés, correction pour passer au stockage 0-100 cm.
	N ₂ O émis lors des apports de fertilisants azotés (engrais minéraux + NRO)	0,041	Simulations STICS, correction pour enlever les émissions issues des DV déplacés.
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles	0,024	9.7 L/ha * 2,51 kg CO ₂ e/L diesel
Total 0-30 cm 0-100 cm		-0,144 -0,293	
Emissions induites	CO ₂ émis lors de la fabrication et au transport de engrais azotés minéraux	-0,037	Base Carbone -7 uN/ha * 5,34 kg CO ₂ e/uN
	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul	0,006	Base Carbone 9,7 L/ha * 0,66 kg CO ₂ e/L
Total		-0,031	
Total direct + indirect + induit 0-30 cm 0-100 cm		-0,174 -0,324	

Autres impacts

Effets liés à l'augmentation de la matière organique dans les sols.

Pour cette pratique comme pour les autres pratiques stockantes, l'augmentation des teneurs et stocks de matière organique dans les sols se traduit par une amélioration des propriétés des sols :

Propriétés physiques : augmentation de la stabilité de la structure, diminution du risque de battance, diminution de la force et donc de l'énergie nécessaire pour travailler le sol, amélioration des propriétés hydriques et diminution des besoins de fertilisation, ressuyage plus rapide ou meilleure tenue du sol à des teneurs en eau supérieures ce qui se traduit par une possibilité de rentrer plus rapidement dans les parcelles après une pluie... Les effets ne sont pas toujours quantitativement liés aux augmentations des teneurs en C organique dans les sols, mais ces effets sont souvent rapportés (cf. ESCo MAFOR, 2014).

Propriétés chimiques : Un effet majeur des apports de PRO/NRO est d'augmenter la disponibilité en éléments fertilisants (N, P, K, S...), ce qui se traduit par la substitution des engrais minéraux. Les apports de NRO/PRO peuvent aussi contribuer à la correction du pH des sols.

Activités biologiques : Les apports de matière organique avec les NRO/PRO tendent le plus souvent à augmenter les activités biologiques dans les sols : populations et activités. On peut observer une modification de la structure des communautés microbiennes sans que cela se traduise par un impact négatif sur les fonctions des sols associées à la biologie des sols.

Pertes de N

Les premiers impacts liés aux apports de NRO sont ceux directement liés aux apports de matière organique, à l'augmentation des stocks de matière organique dans les sols et aux flux d'azote associés. On observe une augmentation des pertes d'azote :

Par lixiviation de nitrates

On observe dans la figure 4 une augmentation moyenne des pertes d'azote par lixiviation entre la ligne de base (moyenne de 38,5 kgN/ha/an) et les scénarios avec apport de NRO (moyenne de 58,3 kgN/ha/an). Cela est en partie lié à la non prise en compte de l'augmentation des stocks de matière organique et donc d'azote organique dans les sols qui se traduit par une augmentation du N minéral disponible pour les cultures et donc nécessiterait une diminution de la fertilisation minérale complémentaire pendant les 30 ans de simulation. Cet ajustement n'a pas été effectué dans les simulations.

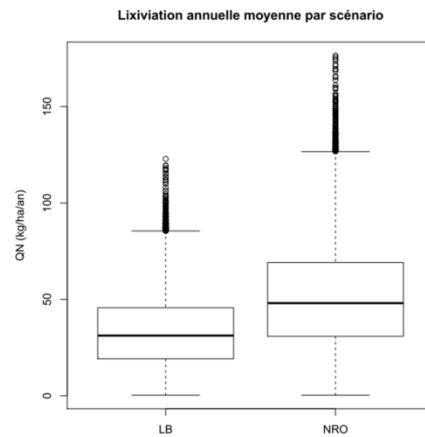


Figure 4. Lixiviation annuelle moyenne d'azote pour la ligne de base et le scénario NRO

Par émissions de N_2O ou volatilisation de NH_3

Si les médianes des pertes par émissions de N_2O ou volatilisation de NH_3 ne diffèrent pas entre pratiques de base et apport de NRO, on observe une augmentation des valeurs élevées des pertes dans les scénarios NRO par rapport à ceux de la ligne de base (figure 5).

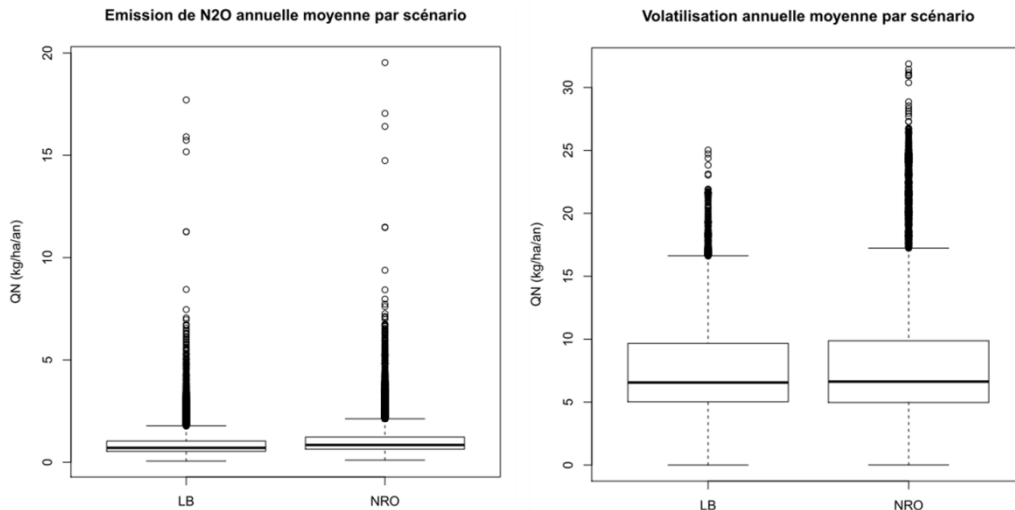


Figure 5. Emissions de N_2O et volatilisation de NH_3 annuelles moyennes par scénario.

Les PRO/NRO sont vecteurs de contaminants à des teneurs variables. Ceci est vrai pour l'ensemble des PRO allant des effluents d'élevage aux PRO/NRO d'origine urbaine. On distingue différents types de contaminants : éléments traces, contaminants organiques, agents biologiques (cf. Tableau 6, extrait de l'ESCO MAFOR) dont la présence et les teneurs varient avec le type de PRO/NRO.

Tableau 6. Types de contaminants en fonction du type de ressource organique

Mafor	Types de contaminants		
	Agents biologiques	ETM	CTO
Effluents d'élevage	Pathogènes associés aux matières fécales Bactéries résistantes aux antibiotiques	Cuivre, zinc	Molécules pharmaceutiques (antibiotiques, hormones)
Boues d'épuration urbaines		Cuivre, zinc, autres ETM	Large spectre dont molécules pharmaceutiques
Composts urbains	Pathogènes associés aux végétaux ou aux résidus de cuisine	Large spectre	Résidus de pesticides
		Large spectre	Large spectre (résidus de pesticides si déchets verts)
Cendres	Absence	Large spectre selon la nature du combustible	HAP produits lors de l'incinération
Sédiments	Bactéries résistantes aux antibiotiques ?	Large spectre	HAP, PCB avérés

En cas d'apports répétés de PRO/NRO, certains impacts ont été observés comme l'augmentation des teneurs en Cu et Zn dans les sols. Comme précédemment, des effets sont détaillés dans l'ESCO MAFOR. On peut toutefois dire que les résultats des sites d'observation du SOERE PRO ne montrent pas de dégradation de la qualité des sols et des récoltes après 20 ans d'apports de PRO/NRO dont les caractéristiques sont conformes à la réglementation en vigueur. La mise en place de ces réglementations a toujours contribué à l'amélioration des pratiques et de la qualité des matières épandues. Il reste important de poursuivre les travaux autour des critères d'innocuité pour pérenniser les pratiques de recyclage.

Coût technique

Coûts et bénéfices liés à la mise en œuvre de la pratique

D'une manière générale, l'ensemble des coûts induits par la mise en œuvre de la pratique sont : les coûts de collecte des matières premières (déchets verts et déchets alimentaires), le coût de compostage (pour les déchets verts, alimentaires et les boues) ou de méthanisation (pour les déchets alimentaires), l'achat du compost ou du digestat par les agriculteurs, le transport des composts et digestats vers les zones d'épandage, le coût d'épandage, la variation de revenu induite par la variation des rendements, la variation du coût de la fertilisation minérale (variation de dose, nombre de passages).

Si on se limite uniquement aux coûts induits pour l'agriculteur par la mise en œuvre de la pratique, on ne doit tenir compte que des coûts liés à l'achat, au transport et à l'épandage du compost ou du digestat, ainsi qu'aux variations de rendement et de fertilisation minérale.

Toutefois, dans sa fiche technique sur le compostage des biodéchets, l'ADEME précise que « La vente de composts représente toujours une faible part du coût du compostage (en général moins de 20%) », et que « sur les grosses plateformes qui traitent des déchets verts et d'autres déchets organiques produits par les collectivités (boues, biodéchets...) le coût du compostage est pris en charge pour plus de 80% par les modes de financement du service public de gestion des déchets ». (ADEME, 2015) Le coût complet de production du compost, qui comprend notamment la collecte des déchets, leur transport et leur traitement et qui est supporté par la collectivité, est donc beaucoup plus élevé que son prix de vente à l'agriculteur. Ce qui signifie que le coût réel de la pratique pour la collectivité est plus élevé que le coût de sa mise en œuvre par l'agriculteur.

Pour rester cohérents avec les coûts des autres pratiques, nous calculons ici le coût pour l'agriculteur, i.e. basé sur le prix du compost réellement payé par l'agriculteur (et donc inférieur à son coût de production). Nous indiquerons ensuite les coûts additionnels non pris en compte, c'est-à-dire ceux correspondant à la collecte et au traitement des déchets alimentaires et déchets verts. Les détails seront fournis en annexe IV-4.

Achat des composts et digestats

D'après l'ADEME, le prix de vente des composts se situe en moyenne entre 15 et 19 €/tonne. Il varie en fonction du type (les prix de vente en vrac sont en moyenne de 15 €/t pour les composts de boues, de 17 €/t pour les composts de biodéchets, et de 19 €/t pour les composts de déchets verts) et de la maille de criblage (ex : 10 €/t pour un compost non criblé). Pour la valorisation agricole des composts, nous retiendrons 7,5 €/t brute, 17€/t brute et 19 €/t brute respectivement pour les composts de boues, de biodéchets et de déchets verts (cf. annexe IV-4 pour détail et fourchettes).

Transport des NRO du lieu de production chez l'agriculteur

Nous n'avons pas trouvé de statistiques sur les distances moyennes de transport des composts entre le lieu de compostage et le lieu d'épandage. Nous nous sommes donc basés sur les hypothèses d'un livrable du projet ECODEFI (Pradel, 2010) portant sur les chantiers d'épandage de boues de station d'épuration, à savoir un trajet de 35 km en camion entre le lieu de traitement des boues compostées et le stockage intermédiaire, puis 2 km en tracteur entre le stockage intermédiaire et le lieu d'épandage, soient 37 km au total. Pour l'analyse de sensibilité, nous avons considéré une fourchette haute de 60 km et une fourchette basse de 10 km. Ces valeurs sont cohérentes avec un épandage intra régional de proximité.

Nous faisons l'hypothèse que le compost est livré par un camion articulé (40 t PTR, soit 25 t charge utile), consommant 33,8 L/100 km (Base Carbone, sur la base des enquêtes du Comité National Routier (CNR)). Il est ensuite transporté pour épandage vers la parcelle avec un tracteur. Nous calculons le coût de transport en utilisant la formule du trinôme du CNR (cf. Annexe IV-4) et obtenons 6,7, 13,4 et 18 €/t brute livrée respectivement à 10, 35 et 60 km. Ces tarifs sont cohérents avec ceux pratiqués par des plateformes de compostage.

Epandage des composts et digestats

Les composts (déchets alimentaires, boues, déchets verts) sont épandus avec des matériels compatibles également avec l'épandage des fumiers, comme par exemple un épandeur à hérissons verticaux ou horizontaux associé à une table

d'épandage, ou un épandeur à hérissons verticaux avec poussoir et guillotine. Nous choisissons ici d'épandre les composts avec une table d'épandage (cf. annexe IV-4 pour les détails).

Les digestats sont épandus avec des matériels compatibles également avec l'épandage des lisiers et sont enfouis dans le sol. Nous avons retenu comme mode d'épandage une tonne à lisier avec pendillards équipés de petites dents qui enfouissent le digestat à 3-5 cm dans le sol, sans nécessité de travail du sol supplémentaire.

Nous faisons l'hypothèse que les composts de boues de station d'épuration et les digestats de biodéchets sont livrés et épandus gratuitement chez les agriculteurs¹, ce qui est souvent le cas actuellement. En effet ceux-ci rendent un service à leur producteur en les valorisant. Pour l'analyse de sensibilité, nous considérerons comme fourchette haute le fait que les agriculteurs supportent le coût d'épandage et un faible coût de livraison (5 €/t brute). Quant aux composts de déchets verts et de biodéchets, leur livraison et leur épandage sont payants.

Variation des rendements

Dans les séquences simulées, les apports de NRO tendent à augmenter légèrement les rendements de blé avec épandage des NRO (médiane d'augmentation sur les 30 ans de simulation de 0,5 tMS ; figure 6). Pour les autres cultures, on n'observe pas d'effet des apports de NRO. Seuls des composts ont été apportés en amendement des cultures de type céréales d'hiver. Cette augmentation moyenne est due à l'augmentation de la matière organique des sols liée aux apports réguliers de NRO. Cette augmentation de matière organique dans les sols se traduit par une augmentation progressive de la disponibilité de l'azote qui n'a pas été prise en compte dans l'ajustement de la fertilisation minérale du blé dans les simulations. L'observation des évolutions des rendements pendant les 30 ans de simulation confirme cette hypothèse avec les premières années un effet légèrement dépressif des apports de composts puis une augmentation des rendements du blé par rapport à la fertilisation minérale classique. Cela tendrait à dire que la disponibilité en N est partiellement limitante dans la ligne de base simulée, puisque STICS ne peut simuler les effets d'apport conjoint d'autres éléments nutritifs avec les apports de composts (P, K...).

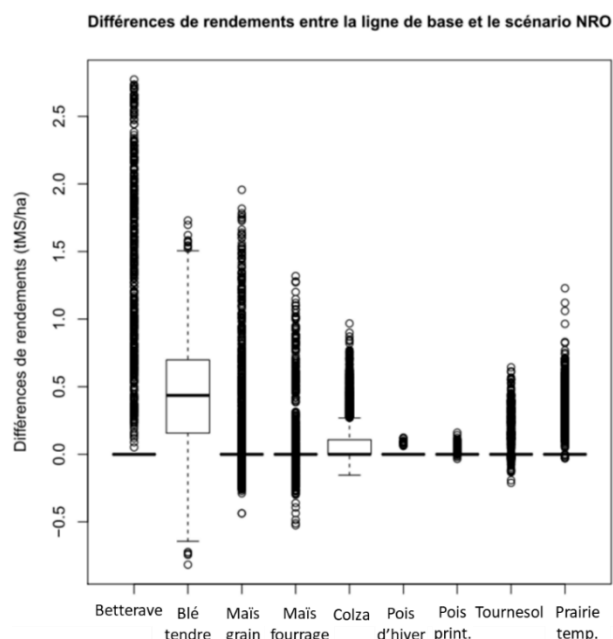


Figure 6. Différence de rendement entre la ligne de base et le scénario NRO

De telles augmentations de rendements par rapport à la fertilisation minérale sur blé sont observées également dans l'essai Qualiagro (Site du SOERE-PRO en Ile de France) après 13 ans d'apport et tendent à augmenter dans le temps (Figure 7).

¹ A titre indicatif, en Alsace, les coûts de livraison du compost de boue varient de 5 à 10 € par voyage selon la distance. Et ils sont épandus gratuitement sur les parcelles.

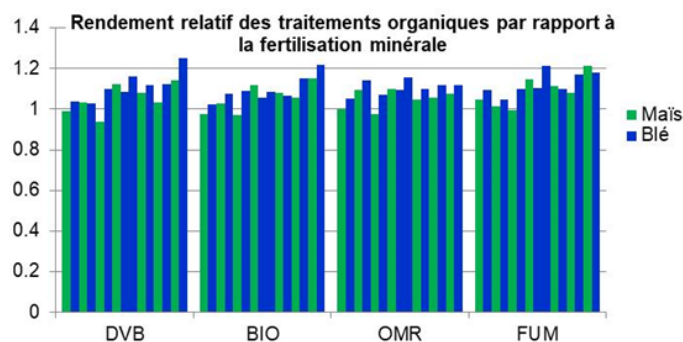


Figure 7. Variation entre 1999 et 2013 des rendements relatifs dans les traitements amendés avec des composts et fumiers (compost de boue, DVB ; compost de déchets alimentaires, BIO, compost d'ordures ménagères résiduelles, OMR et fumier de bovins, FUM) par rapport à une fertilisation minérale classique (80 à 180 kg N/ha) dans l'essai QualiAgro (résultats non publiés).

Les apports se font tous les 2 ans sur chaume de blé avant maïs à hauteur de 4 tC/ha. La fertilisation est complétée avec de l'engrais minéral les premières années de l'essai.

Variation de la fertilisation

La fertilisation azotée minérale est réduite sur les cultures recevant des NRO à hauteur de -20 uN/ha pour le blé et colza, -70 uN/ha pour le maïs, -40 uN/ha pour le tournesol. Ceci correspond à 1 passage par hectare en moins avec l'épandeur d'engrais dans le cas du maïs (grain et fourrage) et du tournesol. En considérant un prix de l'azote de 1,06 €/uN et un coût du passage d'épandeur de 5,46 €/ha, nous obtenons une réduction moyenne de 7,63 €/ha d'assiette pour le poste fertilisation minérale.

Coût technique moyen

Nous obtenons un coût technique moyen de **22,6 €/ha** au niveau national, soit une perte pour l'agriculteur, dont le détail est fourni dans le tableau 7 (cf. annexe IV-5 pour le détail régional). L'augmentation des rendements est le principal poste de gain, mais il ne suffit pas à compenser l'achat, le transport et l'épandage des nouvelles ressources organiques par l'agriculteur. La sensibilité de ces résultats aux paramètres et hypothèses est discutée dans la section « Discussion »

Tableau 7. Détail du coût technique pour l'agriculteur au niveau France métropolitaine, en euro par hectare d'assiette. (Un coût négatif représente un gain pour l'agriculteur)

Coût /gain	€/ha
Variations de rendements	-90,0
Fertilisation minérale	-7,6
Achat NRO	73,0
Transport NRO	42,4
Epandage des NRO	4,8
Coût pour l'agriculteur	22,6

On considère maintenant l'ensemble des coûts additionnels en amont de l'achat par les agriculteurs des composts et digestats, c'est-à-dire concernant la collecte et le traitement des déchets verts et déchets alimentaires supplémentaires nécessaires à la pratique.

La collecte des déchets verts se fait soit en porte à porte ou par apport volontaire, soit en déchetterie. Nous optons pour la gestion des DV en déchetterie plutôt que la collecte séparée à domicile, tant d'un point de vue économique que pour éviter l'effet « aspirateur à déchets ».

Le coût technique moyen (total charges moins produits, on ne tient pas compte des aides, le tout hors TVA a priori) des déchets de déchetterie est de 123 €/tonne (brute), avec une fourchette de [84 €/t (1^{er} décile) ; 126 €/t (9^e décile)]. Ce coût comprend la « collecte » (la plateforme, le personnel, etc.), le transport (vers le lieu de traitement) et le traitement des déchets. Il est à noter que ce coût n'inclut pas le coût de la campagne de sensibilisation qui sera nécessaire pour inciter les gens à apporter leurs DV en déchetterie (et qui relève des coûts de transaction, non pris en compte dans le calcul du coût technique).

Nous appliquons ce coût à tous les déchets verts utilisés pour le compostage des boues d'épuration et des biodéchets, et qui n'étaient pas collectés jusqu'à présent.

Pour les biodéchets des ménages, nous considérons le coût médian de leur collecte séparée et de leur gestion, qui est de 377 €/t brute [232 Q1 ; 525 Q3] (p. 49 de l'étude technico-économique de la collecte séparée des biodéchets, AJBD, 2018).

Enfin, depuis peu il y a une obligation réglementaire de valorisation des biodéchets par voie biologique, par et aux frais de ceux qui les produisent². Par conséquent, on ne tiendra pas compte du coût de traitement (compostage ou méthanisation) des déchets alimentaires des gros producteurs de biodéchets, sauf si notre mode de traitement engendre un surcoût par rapport à l'option qui aurait été choisie par le producteur des biodéchets. Aujourd'hui, le mode de gestion majoritaire est le compostage, mais la méthanisation se développe.

Nous obtenons ainsi un coût moyen de collecte et de traitement des biodéchets des ménages et déchets verts supplémentaires de 973 €/ha d'assiette, qui s'ajoute au coût pour l'agriculteur. Le coût correspondant « pour la collectivité » est de 995 €/ha d'assiette, soit un coût très nettement supérieur au coût pour l'agriculteur.

Pour la suite de l'étude c'est le coût pour l'agriculteur qui est retenu, en cohérence avec les autres pratiques.

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Selon les critères définis précédemment, le coût pour les agriculteurs de la mise en œuvre de l'épandage de nouvelles ressources organiques varie de -92 €/ha à 269 €/ha selon les régions. Il s'agit donc toujours d'un coût, excepté dans les (anciennes) régions Ile de France, Franche-Comté, Midi-Pyrénées et PACA, où l'augmentation des rendements compense les coûts liés à l'achat et au transport des NRO. Le stockage additionnel annuel permis par la pratique est de **0,057 tC/ha/an sur l'horizon 0-30 cm** au niveau national et varie de 0,011 à 0,115 tC/ha selon les régions. Nous obtenons donc un coût de stockage de **397 €/tC sur l'horizon 0-30 cm** au niveau national, variant de -801 €/tC à 5 866 €/tC selon les régions. Le coût le plus élevé se trouve en Bretagne, où le mix de NRO épandu est composé majoritairement de composts de biodéchets et déchets verts, qui sont plus chers à l'achat et à transporter selon nos hypothèses. Le potentiel de stockage annuel additionnel total sur 0-30 cm est de **0,084 million tC/an** pour un coût total de **33,2 millions €/an** au niveau national.

Calculé sur l'horizon 0-100 cm, pour le même coût hectare on peut stocker en moyenne 0,098 tC/ha/an, soit un coût de stockage de 231 €/tC/an. Ce dernier varie de -467 €/tC/an à 3 122 €/tC/an selon les régions.

Tableau 8. Récapitulatif des coûts (total, technique, de stockage et d'atténuation) par région.
Le coût d'atténuation se base sur le bilan GES complet de la pratique.

Région	Coût total (€/an) Sans épandage supplémentaire de boues	Coût à l'hectare (€/ha/an)	Coût de stockage de C (€/tC/an)		Coût d'atténuation (€/tCO ₂ e/an)	
			0-30 cm	0-100 cm	0-30 cm	0-100 cm
Ile de France	-13 772 300	-92,0	-801	-467	-250	-138
Champagne Ardennes	2 404 504	41,4	585	342	196	104
Picardie	846 273	29,2	321	188	114	59
Haute-Normandie	1 923 373	50,8	588	343	195	104
Centre	1 132 215	8,6	185	108	60	33
Basse-Normandie	1 049 829	28,1	297	173	92	51
Bourgogne	856 210	16,3	259	151	80	44
Nord Pas de Calais	4 245 537	229,0	2 400	1 400	932	462
Lorraine	1 470 363	21,5	293	171	93	51
Alsace	1 634 837	52,2	4 961	2 894	622	468
Franche-Comté	-958 648	-21,6	-289	-169	-99	-52
Pays de Loire	10 408 553	214,5	4 322	2 521	1 664	828
Bretagne	9 182 487	268,9	5 866	3 422	2 566	1 196
Poitou-Charentes	2 292 171	28,0	870	507	324	164
Aquitaine	4 551 746	32,2	742	433	280	141
Midi-Pyrénées	-901 426	-6,5	-176	-102	-55	-30
Limousin	2 433 213	30,8	926	540	283	157
Rhône-Alpes	3 228 905	25,2	754	440	203	119
Auvergne	1 087 143	48,1	848	495	342	166
Languedoc-Roussillon	1 104 332	22,8	538	314	219	106
PACA	-1 053 862	-12,6	-215	-126	-71	-38
France métropolitaine	33 165 456	22,6	397	231	130	70

² Arrêté du 12 juillet 2011 pris en application de la loi du 12 juillet 2010 fixant les seuils définis à l'article R.543-225 du code de l'environnement. Les personnes qui produisent ou détiennent une quantité importante de biodéchets sont tenues d'en assurer le tri à la source en vue de leur valorisation organique. Le seuil en vigueur depuis 2016 est +10 t/an de biodéchets. [précision Chloé MAHE Ademe].

Discussion

Comparaison à la littérature

Les stockages additionnels recensés dans la partie bibliographique pour des pratiques d'apports d'effluents d'élevage, de composts ou de boues d'épuration variaient de 0 à +0,5 tC/ha/an (cf. section 3.8.5 du rapport). Avec un scénario tel que simulé avec STICS, les facteurs de stockage de C recensés dans la littérature conduiraient à un stockage moyen de 0,4 t C/ha/an calculé pour les composts. Les simulations STICS donnent une valeur moyenne inférieure avec un stockage de +0,24 tC/ha/an sur l'ensemble des successions simulées (avant correction liée au fait que les déchets verts revenaient déjà au sol).

Sensibilité des résultats

Le coût technique est très sensible à la composition du mix régional de NRO épandus. En effet nous avons fait l'hypothèse que les digestats ainsi que le transport et l'épandage des composts de boues d'épuration ne coûtent rien à l'agriculteur, ce qui est le cas actuellement, alors qu'il doit supporter le coût de transport et d'épandage des composts de biodéchets et de déchets verts. C'est ce qui explique par exemple que l'épandage de nouvelles ressources organique représente un gain pour les agriculteurs dans la région Île de France, où le mix est composé uniquement de digestats et de composts de boues d'épuration. Alors que dans les régions Pays de la Loire et Bretagne, où le mix est composé majoritairement de composts de biodéchets et déchets verts, l'apport de NRO a un coût par hectare beaucoup plus élevé que dans les autres régions (214 et 269 €/ha respectivement).

Dans le tableau 9, on voit que selon le prix des ressources organiques, les distances de livraison et le fait que l'agriculteur supporte ou non le coût de l'épandage, le coût de mise en œuvre de la pratique varie de -38,2 à 120,2 €/ha en moyenne au niveau national.

Les coûts d'achat, de transport et d'épandage des NRO à la charge de l'agriculteur sont les principaux déterminants du coût technique de la pratique. Il est évident que les agriculteurs ne l'adopteront pas spontanément si le coût de la fertilisation organique par les NRO est supérieur au coût de la fertilisation minérale. Il sera alors nécessaire de transférer une part plus importante du coût de la pratique à la collectivité.

Tableau 9. Fourchettes de coûts, en moyenne nationale, en fonction des hypothèses sur les différents postes de coûts.

Coût /gain	Scénario central (€/ha)	Fourchette basse (€/ha)	Fourchette haute (€/ha)
Variations de rendements	-90,0	-90,0	-90,0
Fertilisation minérale	-7,6	-7,6	-7,6
Achat des NRO	73,0	32,7	117,8
Transport des NRO	42,4	21,9	83,6
Epandage des NRO	4,8	4,8	16,3
Coût pour l'agriculteur (€/ha)	22,6	-38,2	120,2
Collecte et traitement des biodéchets des ménages et déchets verts supplémentaires	972,8	642,0	1 118,6
Coût pour "la collectivité" (€/ha)	995,5	603,8	1 238,7

Pour diminuer les coûts de transport, on pourrait augmenter les doses d'apport à l'hectare. Cependant cela se traduirait à moyen terme par une augmentation des pertes par lixiviation de nitrates et des surfertilisations en autres éléments fertilisants apportés par les NRO (phosphore, potassium). La prise en compte de la diminution progressive des engrais minéraux à moyen terme en lien avec l'augmentation de la matière organique des sols devrait également contribuer à diminuer le coût de la pratique. Enfin il serait possible de privilégier les apports de NRO sur certains sols qui stockent plus de C (sols calcaires, argileux par exemple), ce qui augmenterait l'efficacité de stockage des NRO apportés.

Références bibliographiques

ADEME (2013). Estimation des gisements potentiels de substrats utilisables en méthanisation. Etude réalisée pour le compte de l'ADEME par SOLAGRO et INDDIGO, 117 p.

<https://www.ademe.fr/estimation-gisements-potentiels-substrats-utilisables-methanisation>

- ADEME (2015), Fiche technique Prévention/Gestion de proximité des biodéchets : le compostage, mise à jour de novembre 2015. <https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/fiche-technique-le-compostage-201511.pdf>
- ADEME, Base carbone ADEME : <http://www.bilans-ges.ademe.fr/>
- AJBD, Adeline SEROUSSI, Céline GODOY. CITEXIA, Sylvie COURBET. ADEME, Olga KERGARAVAT, Alexandra GENTRIC. 2018. Etude technico-économique de la collecte séparée des biodéchets. 115 p. <https://www.ademe.fr/etude-technico-economique-collecte-separee-biodechets>
- Chambre Régionale d'Agriculture du Languedoc-Roussillon, Guide des produits organiques utilisables en Languedoc-Roussillon - Tome 1 2011, Chapitre 7 Epancher les produits organiques avec le bon matériel https://occitanie.chambre-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Occitanie/GuidePO_Tome1_chapitre_7.pdf
- France Agrimer (2015). Valorisation des déchets verts en France. Les synthèses de France AgriMer, n°3 BIOMASSE, Mai 2015.16p. Synthèse de l'étude réalisée par E&E Consultant et SOLAGRO en 2014. https://www.franceagrimer.fr/fam/content/download/39186/document/Cahier_Les%20d%C3%A9chets%20verts.pdf?version=7
- Pradel, M., 2010. Analyses du cycle de vie de chantiers d'épandage de boues de station d'épuration. Livrable T3d du projet Ecodefi (« Eco-conception et développement de méthodologies de fabrication innovante de machines d'épandage », ANR, programme PRECODD (Programme écoconception et développement durable)). 133 p. http://static.cemagref.fr/ecodefi/resultats-et-publications/delivrables/files/livrable_ecodefi_t3d_v5p.pdf/attachment_download/attachedFile
- Thomsen, I. K., Olesen, J. E., Møller, H. B., Sørensen, P., & Christensen, B. T. (2013). Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 82–87. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.006>

Annexes

Annexe IV-1. Détail du calcul des NRO potentiellement disponibles et calcul des facteurs de pondération liés au déplacement du stockage lié aux déchets verts

Calcul des NRO supplémentaires potentiellement disponibles

Règles de calculs

Mélanges initiaux et production de compost et digestats. Les DV supplémentaires collectés sont utilisés en structurant de compostage.

	Mélange entrant (% de MB)	Production de compost
Compost DV	Matière brute collectée	40% de la MB initiale
Compost biodéchets	30% biodéchets, 40% DV et 30% de structurant	40% de la MB du mélange initial
Compost Boue	30% boue à 20% de siccité, 40% DV et 30% de structurant	35% de la MB du mélange initial
Digestats de biodéchets	Masse de biodéchets	Masse équivalente de digestat

Analyses utilisées pour les calculs (résultats des composts du site Qualiagro et analyse digestats ADEME 2011, DIVA, PROLEG)

	MS (% MB)	C org (% MS)	N tot (g/kg MS)	N min (g/kg MS)
Compost Biodéchets et DV	71	21	19	1
Compost boue	64	26	25	4
Digestats biodéchets	10	33	30	16

Calcul des productions actuelles de composts

On sait que 30% des boues sont actuellement compostées. Donc à partir du gisement initial des boues, une partie de la production de déchets verts est captée pour réaliser les composts de boue. La production actuelle serait de 2 millions de tonnes de MB de compost. Dans certaines régions comme l'Île de France, une grande partie des boues a été exportée dans les régions limitrophes (Centre, Picardie, Normandie) pour pouvoir être compostées. Les déchets verts restant conduisent à la production de 1 million de tonnes de compost de DV. Pour les biodéchets des particuliers, on a considéré que 14% étaient actuellement compostés en mélange avec des déchets verts. La production actuelle de compost de biodéchets est estimée à 1,2 million de tonnes de MB. La production actuelle de compost est donc estimée à 4,2 millions de tonnes de composts, ce qui correspond aux chiffres de production donnés par l'ADEME (par exemple dans les fascicules « chiffres clés des déchets »).

Production potentielle supplémentaire

Des ressources potentielles en DV supplémentaires sont estimées à 36% de la production totale potentielle (35% des ressources potentielles sauf en Alsace, PACA, Languedoc Roussillon et Nord Pas de Calais, où la collecte est plus forte : entre 36 et 45%) sur les 52 millions de tonnes de MB, soit 18,8 millions de tonnes de DV disponibles. On utilise une partie de ces DV pour composter le reste des boues d'épuration ce qui amène à une production totale de compost de boue de 4,8 millions de tonnes de MB, consommant 5,9 millions de tonnes de DV pour leur fabrication.

Les ressources en biodéchets proviennent : des restaurants et cantines, des ménages (collecte sélective en habitat individuel, future collecte sélective en habitat collectif, estimée à 20% des tonnages d'OMR recensés en habitat collectif), des marchés et supermarchés, des commerces. La ressource totale en biodéchets serait de 11,6 millions de tonnes de MB. L'ADEME souhaite préconiser le compostage de quartier ou le compostage individuel. On suppose que seulement 50% des déchets alimentaires des particuliers (habitat individuel et collectif) et la totalité des déchets alimentaires de la restauration, des marchés et de la distribution sont collectés. La ressource en déchets alimentaires serait alors de 7,4 millions de tonnes. La méthanisation se développe beaucoup actuellement. On a donc choisi d'appliquer la méthanisation et le compostage collectif chacun sur 50% des ressources collectables, sauf en Ile de France où tous les déchets alimentaires collectés sont traités par méthanisation. Ces hypothèses sont compatibles avec les options prises actuellement par les collectivités et les gros producteurs de biodéchets. Sur la base de ces hypothèses, la production totale de compost de biodéchets serait de 4,1 millions

de tonnes de MB, celle de compost de DV serait de 2,9 millions de tonnes de MB. Enfin, on pourrait également produire 4,3 millions de tonnes de digestat de déchets alimentaires.

On disposerait donc d'un potentiel de 1,34 million de tonnes de C supplémentaires qui s'ajouteraient aux 12 millions de tonnes de C actuellement épandues (ESCo MAFOR, 2014).

	Aujourd'hui (10 ⁶ tMB)	Potentiel (10 ⁶ tMB)	Surplus (10 ⁶ tMB)
Compost DV	1	2.9	1.9
Compost biodéchets	1.2	4.1	2.9
Compost de boue	2	4.8	42.9
Digestat de biodéchets		4.3	4.3
Total	4.2	11.9 (composts) + 4.3 (digestats)	7.7 (composts) +4.3 (digestats)
Flux de C associés	0.6 10 ⁶ tonnes	(1.9 + 0.14) 10 ⁶ tonnes	(1.2+ 0.14) 10 ⁶ tonnes

Calcul des facteurs de pondération liés au déplacement du stockage lié aux déchets et verts

Le stockage additionnel de C lié au scénario NRO calculé par les simulations STICS est surestimé parce qu'on ne tient pas compte du fait qu'une partie du C nouvellement mobilisé revenait déjà au sol (hors parcelle agricole) avant mise en œuvre du scénario. On a donc cherché à calculer la part de C revenant aux seules ressources nouvellement captées dans le stockage additionnel. L'étude se focalise sur 3 sources de NRO d'origine urbaine puisqu'on a considéré que les effluents d'élevage et les effluents agro-industriels étaient déjà largement recyclés en agriculture. Ces NRO sont donc issues des boues d'épuration, des déchets verts et des déchets alimentaires.

Boues d'épuration

70% des boues sont épandues actuellement (40% épandues en tant que boues brutes et 30% en tant que boues compostées) et 30% incinérés.

Le compostage de la totalité des 40% de boues brutes épandues actuellement fait qu'on mobilise des déchets verts supplémentaires qui ne l'étaient pas auparavant. Nous le prenons en compte selon la même démarche que pour les déchets alimentaires.

Déchets alimentaires

Actuellement pour les déchets ménagers et assimilés :

28% incinérés

30% en centre de stockage, le CH₄ brûlé en torchère (ou un peu récupéré pour énergie)

22% de valorisation matière

19% composté ou méthanisé

Dans la pratique stockante, on a considéré qu'on passait de 14% à 63% des biodéchets (totalité des marchés, de la distribution, des cantines et 50% seulement des particuliers en supposant qu'il y a des traitements de proximité). Donc environ 100% de ce que l'on mobilise dans la pratique stockante n'était pas stocké de façon durable auparavant. Il y a donc peu de surestimation du stockage additionnel.

Déchets verts

Actuellement :

17% collectés et compostés sur des plateformes dédiées (tonnages collectés ADEME / total estimé étude SOLAGRO (ADEME 2013)). Mais seulement 10% mentionnés dans les estimations de départ SOLAGRO et les calculs de départ.

83% non collectés par les services municipaux (dont une partie est collectée hors service public, ou valorisée *in situ* ou valorisée économiquement ou brûlée ou non extraite et laissée sur place). Au sein de ces 83%, 81,5% retournent au sol et 2,5% sont brûlés.

Dans le scénario NRO, on a proposé d'utiliser 35 à 41% des DV totaux (variable en fonction des régions, mais en majorité 35% qui incluent les 10% déclarés comme collectés initialement au lieu des 17% réellement collectés) pour composter les boues et les biodéchets. Soit un problème pour 15,5% des déchets verts (35 - 17 - 2,5% qui étaient brûlés). Ces derniers retournaient déjà au sol avant mise en œuvre du scénario NRO. On ne peut pas considérer qu'en les mobilisant on stocke plus de C (en fait on le déplace vers les parcelles agricoles). On considère que le bilan de stockage de C serait le même qu'on composte les DV ou qu'on les laisse sur place.

Dans nos calculs, on a estimé une production actuelle de 1 million de tonnes de composts de DV alors que 17% de collecte conduirait à 3 millions de tonnes de composts de DV, ce que donne le recalcul de production de compost de DV après augmentation du pourcentage de collecte.

On cherche donc à déduire uniquement le C des composts supplémentaires de Boue et biodéchets provenant des DV supplémentaires collectés.

Principe de la correction

On ampute le stockage additionnel/ha du scénario NRO de la part de ce stockage additionnel qui est imputable aux apports de C qui auparavant revenaient déjà au sol. Pour cela, on considère que 17% du C des composts de biodéchets vient des biodéchets et 28% du C des composts de boue vient des boues, et on extrapole au stockage additionnel ce pourcentage :

Pour les apports de composts de biodéchets : on retient seulement 17% du stockage additionnel.

Pour les composts de boues, on retient seulement 28% du stockage additionnel.

On applique ces pourcentages au C additionnel simulé par STICS.

On calcule cette part. Sur la base des ordres de grandeurs donnés ci-dessus cela donne le calcul suivant :

$$P = (1 \times C_{\text{digestat}} + 0,17 \times C_{\text{des composts de biodéchets épanché dans le scénario NRO}} + 0,28 \times C_{\text{des composts de boue épanchés dans le scénario NRO}}) / C_{\text{total épanché dans le scénario NRO}}$$

P= 0,26 en moyenne nationale, mais varie selon les régions.

Puis on corrige le stockage unitaire comme suit :

Stockage unitaire corrigé = P x stockage unitaire non corrigé

Annexe IV-2. Détail du calcul de l'AMT pour la pratique NRO

Assiette et stockage additionnel par région (sans augmentation du recyclage des boues)

(1) total agriculteur tel que calculé par les simulations, (2) net en excluant le stockage de C lié aux déchets verts ajoutés pour le compostage ; selon que l'on se place à l'horizon 0-30 cm ou sur l'ensemble du profil de sol.

Région	Assiette (ha) (sans épandage supplémentaire de boues de STEP)	(1) Stockage total annuel sur 0-30 cm (tC/an)	(2) Stockage net annuel sur 0-30 cm (tC/an)	(1) Stockage total annuel sur 0-100 cm (tC/an)	(2) Stockage net annuel sur 0-100 cm (tC/an)
Ile de France	149 706	36 253	17 202	62 144	29 488
Champagne Ardennes	58 142	20 405	4 107	34 979	7 040
Picardie	29 014	8 632	2 633	14 796	4 513
Haute-Normandie	37 845	12 864	3 272	22 051	5 610
Centre	131 111	38 201	6 129	65 484	10 507
Basse-Normandie	37 405	13 589	3 535	23 294	6 059
Bourgogne	52 447	13 146	3 304	22 535	5 664
Nord Pas de Calais	18 543	5 428	1 769	9 305	3 033
Lorraine	68 410	17 707	5 015	30 353	8 597
Alsace	31 320	1 092	330	1 872	565
Franche-Comté	44 407	10 997	3 314	18 850	5 681
Pays de Loire	48 522	11 747	2 408	20 136	4 129
Bretagne	34 142	7 492	1 566	12 842	2 684
Poitou-Charentes	81 914	16 651	2 636	28 543	4 519
Aquitaine	141 558	42 290	6 131	72 493	10 510
Midi-Pyrénées	138 804	22 229	5 131	38 105	8 796
Limousin	78 884	18 317	2 628	31 399	4 505
Rhône-Alpes	127 926	14 692	4 280	25 185	7 337
Auvergne	22 610	4 578	1 282	7 847	2 197
Languedoc-Roussillon	48 395	6 568	2 052	11 258	3 518
PACA	83 851	16 201	4 892	27 772	8 386
France métropolitaine	1 464 956	339 079	83 618	581 243	143 337

Annexe IV-3. Détail des calculs du bilan GES pour la pratique NRO

Le tableau ci-dessous fournit le détail régional i) des quantités additionnelles de carburant consommées par rapport à la ligne de base, pour les opérations culturales (dont la fertilisation minérale) et le transport des composts et digestats épandus ; ii) de la variation de fertilisation azotée minérale par rapport à la ligne de base.

Ces informations sont utilisées pour calculer i) les émissions directes et induites liées à la consommation additionnelle de carburant ; ii) les émissions induites liées à la variation de fertilisation azotée minérale. Les valeurs nationales correspondent à la moyenne pondérée des régions (assiettes).

Variation de la consommation de carburant et de la fertilisation azotée minérale par hectare et par région, lors de la mise en œuvre de la pratique « mobilisation de NRO »

Région	Δ L/ha matériel	Δ L/ha fertilisation minérale	Δ L/ha transport NRO	Δ L/ha total	Δ uN/ha fertilisation minérale
Ile de France	1,64	0,00	10,80	12,44	-5,50
Champagne Ardennes	1,29	-0,02	5,28	6,55	-3,51
Picardie	1,75	0,00	11,88	13,63	-5,79
Haute-Normandie	1,59	-0,02	8,25	9,82	-4,83
Centre	1,29	-0,03	7,40	8,66	-4,80
Basse-Normandie	1,21	-0,02	8,56	9,75	-4,53
Bourgogne	1,68	-0,02	5,71	7,36	-7,74
Nord Pas de Calais	2,03	0,00	28,74	30,77	-9,29
Lorraine	1,73	-0,03	5,72	7,43	-8,12
Alsace	3,59	-0,16	8,79	12,22	-16,74
Franche-Comté	1,48	-0,04	4,76	6,19	-4,51
Pays de Loire	1,16	-0,02	15,55	16,70	-2,92
Bretagne	1,18	-0,02	19,09	20,26	-2,99
Poitou-Charentes	1,79	-0,01	5,59	7,36	-4,06
Aquitaine	3,06	-0,06	6,34	9,34	-8,01
Midi-Pyrénées	2,26	-0,05	4,02	6,23	-6,47
Limousin	0,67	-0,00	2,78	3,45	-1,36
Rhône-Alpes	3,72	-0,15	8,61	12,18	-17,38
Auvergne	1,44	-0,03	9,07	10,48	-4,93
Languedoc-Roussillon	3,58	-0,07	8,27	11,78	-10,12
PACA	2,47	-0,02	5,85	8,31	-7,32
France métropolitaine				9,73	-6,95

Détail régional des variations d'émissions directes, indirectes et induites, par hectare, associées à la mise en œuvre de la pratique NRO.
 Une variation positive correspond à une augmentation des émissions de GES, une variation négative correspond à une réduction des émissions de GES

Région	Δ Emissions directes Consommation de carburant (kgCO _{2e} /ha)	Δ Emissions directes et indirectes Fertilisation azotée (kgCO _{2e} /ha)	Δ Emissions directes + indirectes TOTAL (kgCO _{2e} /ha)	Δ Emissions induites Fabrication carburant (kg CO _{2e} /ha)	Δ Emissions induites Fabrication engrais minéral (kgCO _{2e} /ha)	Δ Emissions induites TOTAL (kgCO _{2e} /ha)	Δ Emissions directes + indirectes + induites TOTAL (kgCO _{2e} /ha)
Ile de France	31,2	43,9	75,1	8,2	-29,4	-21,2	53,9
Champagne Ardennes	16,4	45,9	62,3	4,3	-18,7	-14,4	47,9
Picardie	34,2	64,3	98,5	9,0	-30,9	-21,9	76,6
Haute-Normandie	24,7	50,6	75,2	6,5	-25,8	-19,3	55,9
Centre	21,7	26,7	48,4	5,7	-25,6	-19,9	28,5
Basse-Normandie	24,5	33,6	58,1	6,4	-24,2	-17,7	40,4
Bourgogne	18,5	45,8	64,3	4,9	-41,3	-36,5	27,8
Nord Pas de Calais	77,2	56,2	133,5	20,3	-49,6	-29,3	104,2
Lorraine	18,6	58,3	77,0	4,9	-43,4	-38,5	38,5
Alsace	30,7	5,4	36,0	8,1	-89,4	-81,3	-45,3
Franche-Comté	15,5	59,5	75,0	4,1	-24,1	-20,0	55,0
Pays de Loire	41,9	15,7	57,6	11,0	-15,6	-4,6	53,1
Bretagne	50,8	15,1	65,9	13,4	-16,0	-2,6	63,3
Poitou-Charentes	18,5	30,0	48,5	4,9	-21,7	-16,8	31,7
Aquitaine	23,4	57,1	80,5	6,2	-42,8	-36,6	43,9
Midi-Pyrénées	15,6	32,3	47,9	4,1	-34,6	-30,5	17,5
Limousin	8,7	9,5	18,1	2,3	-7,2	-5,0	13,2
Rhône-Alpes	30,6	52,4	83,0	8,0	-92,8	-84,8	-1,7
Auvergne	26,3	60,5	86,8	6,9	-26,3	-19,4	67,4
Languedoc-Roussillon	29,6	67,9	97,5	7,8	-54,0	-46,3	51,2
PACA	20,8	49,6	70,4	5,5	-39,1	-33,6	36,8
France métropolitaine	24,4	41,4	65,8	6,4	-37,1	-30,7	35,1

**Bilan GES complet de la pratique NRO par rapport à la ligne de base, par région et par hectare,
selon que l'on considère le stockage de carbone sur l'horizon 0-30 cm ou l'ensemble du sol.**

Région	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par stockage additionnel de C Sol 0-30 cm (kgCO ₂ e/ha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par stockage additionnel de C Sol 0-100 cm (kgCO ₂ e/ha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par les modifications des autres postes d'émissions (kgCO ₂ e/ha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère tenant compte du bilan GES complet - Horizon 0-30 cm (kgCO ₂ e/ha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère tenant compte du bilan GES complet - Horizon 0-100 cm (kgCO ₂ e/ha)
Ile de France	-421,3	-722,2	53,9	-367,4	-668,3
Champagne Ardennes	-259,0	-444,0	47,9	-211,1	-396,1
Picardie	-332,7	-570,4	76,6	-256,2	-493,8
Haute-Normandie	-317,1	-543,5	55,9	-261,1	-487,6
Centre	-171,4	-293,8	28,5	-142,9	-265,3
Basse-Normandie	-346,5	-594,0	40,4	-306,1	-553,6
Bourgogne	-231,0	-396,0	27,8	-203,2	-368,2
Nord Pas de Calais	-349,9	-599,7	104,2	-245,6	-495,5
Lorraine	-268,8	-460,8	38,5	-230,3	-422,3
Alsace	-38,6	-66,1	-45,3	-83,9	-111,4
Franche-Comté	-273,7	-469,1	55,0	-218,7	-414,1
Pays de Loire	-182,0	-312,0	53,1	-128,9	-258,9
Bretagne	-168,1	-288,2	63,3	-104,8	-224,9
Poitou-Charentes	-118,0	-202,3	31,7	-86,3	-170,6
Aquitaine	-158,8	-272,2	43,9	-114,9	-228,3
Midi-Pyrénées	-135,5	-232,4	17,5	-118,1	-214,9
Limousin	-122,2	-209,4	13,2	-109,0	-196,2
Rhône-Alpes	-122,7	-210,3	-1,7	-124,4	-212,0
Auvergne	-207,9	-356,3	67,4	-140,5	-289,0
Languedoc-Roussillon	-155,5	-266,6	51,2	-104,3	-215,3
PACA	-213,9	-366,7	36,8	-177,1	-329,8
France métropolitaine	-209,3	-358,8	35,1	-174,2	-323,7

**Bilan GES complet de la pratique NRO par région,
en faisant l'hypothèse qu'elle est mise en œuvre sur toute son assiette.**

Code région	Région	Assiette (ha)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par les autres postes d'émission (tCO ₂ e/an)	CO ₂ e soustrait de l'atmosphère bilan GES complet Horizon 0-30 cm (tCO ₂ e/an)	CO ₂ e soustrait de l'atmosphère bilan GES complet Horizon 0-100 cm (tCO ₂ e/an)
11	Ile de France	149 706	8 076	-55 000	-100 047
21	Champagne Ardennes	58 142	2 784	-12 274	-23 029
22	Picardie	29 014	2 221	-7 433	-14 328
23	Haute-Normandie	37 845	2 116	-9 883	-18 452
24	Centre	131 111	3 736	-18 738	-34 789
25	Basse-Normandie	37 405	1 510	-11 451	-20 707
26	Bourgogne	52 447	1 457	-10 658	-19 310
31	Nord Pas de Calais	18 543	1 932	-4 555	-9 188
41	Lorraine	68 410	2 634	-15 755	-28 888
42	Alsace	31 320	-1 419	-2 627	-3 490
43	Franche-Comté	44 407	2 442	-9 710	-18 389
52	Pays de Loire	48 522	2 575	-6 256	-12 563
53	Bretagne	34 142	2 162	-3 579	-7 678
54	Poitou-Charentes	81 914	2 596	-7 070	-13 974
72	Aquitaine	141 558	6 217	-16 265	-32 321
73	Midi-Pyrénées	138 804	2 427	-16 388	-29 825
74	Limousin	78 884	1 037	-8 598	-15 480
82	Rhône-Alpes	127 926	-221	-15 914	-27 123
83	Auvergne	22 610	1 523	-3 177	-6 533
91	Languedoc-Roussillon	48 395	2 479	-5 046	-10 421
93	PACA	83 851	3 089	-14 848	-27 658
	France métropolitaine	1 464 956	51 375	-255 224	-474 193

Annexe IV-4. Détail des calculs de coûts pour la pratique NRO

Nature	Source	Commentaire	Prix unitaire (€ /unité)	Quantité (unité/ha)	Coût (€/ha)
Compost Déchets Verts	ADEME, Réseau Compost Plus	Nous prenons comme fourchette basse un compost non criblé, comme scénario central la moyenne ADEME, comme fourchette haute des tarifs de plateformes de compostage pour de grosses quantités	19 €/tMBrute [10 ; 30]	15 tMbrute/ha	
Compost de biodéchets	ADEME, Mission recyclage du Haut-Rhin, Réseau Compost Plus	Nous prenons comme fourchette basse un compost non criblé, comme scénario central la moyenne ADEME, comme fourchette haute des tarifs de plateformes de compostage pour de grosses quantités	17 €/ tMBrute [10 ; 25]	15 tMbrute/ha	
Compost Boues de STEP	ADEME, direx experts, Mission recyclage du Haut-Rhin	Nous prenons comme fourchette basse un prix nul, si on considère que l'agriculteur rend un service en valorisant les boues de STEP, comme fourchette haute la moyenne ADEME	7,5 €/tMBrute [0 ; 15]	15 tMbrute/ha	
Digestat de déchets alimentaires	Experts techniques	Nous considérons que l'agriculteur rend un service aux industriels en valorisant le digestat et prenons un prix nul.	0 €/m ³	25 m ³ /ha	0 €/ha
Epandage du compost	Barème CUMA	Epandeur avec table d'épandage (hyp 400 voyages/an), tracteur 110 Ch, 4RM, taux de charge moteur 40% (hyp 700 h/an).	33 €/ha épandu		
Epandage digestat	Barème CUMA	Epandeur à lisier 12,5 m3 standard + Rampe à pendillards de 12 m (hyp 500 voyages/an), tracteur 130 Ch, 4RM, taux de charge moteur de 40% (hyp 700 h/an).	67 €/ha épandu		
Epandage digestat	Barème CUMA	Epandeur à lisier 21 m3 standard + Rampe à pendillards 24 m + DPA (hyp 950 voyages/an), tracteur de 230 Ch, 4RM, taux de charge moteur 40% (hyp 700 h/an)	57€/ha épandu		
Coût de la gestion et collecte séparée des biodéchets des ménages	https://www.ademe.fr/etude-technico-economique-collecte-separee-biodechets	Coût médian hors taxe de la collecte séparée et gestion des biodéchets des ménages, avec les 1 ^{er} et 3 ^e quartiles comme fourchette.	377 € HT / t brute[232 ;525]		
Coût de la gestion des déchets verts		Coûts technique de gestion des déchets de déchèterie (comprend plateforme, personnel, transport, traitement). Ce coût n'est pas spécifique aux DV apportés en déchèterie. La fourchette est basée sur les 1 ^{er} et 9 ^e déciles.	123 € HT / t Brute [84 ;126]		
Transport du compost par camion benne			13 €/t [6 ;18]		
Distance de transport du compost	Projet ANR ECODEFI [5], p18 du livrable T3D	Ils considèrent un trajet de 35 km entre le lieu de traitement des boues compostées et le stockage intermédiaire (transport en camion 16 t) + 2 km entre le stockage intermédiaire et le lieu d'épandage = 37 km		35 km [10 ;60]	
Consommation de carburant du camion	Base Carbone ADEME http://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLoad_DOC_FR/index.htm?transport_routier_de_marchandi.htm	Un camion pour le transport de marchandises diverses intra région, articulé, 40 t PTR (soit 25 t charge utile), consomme 33.8 L/100 km (base Carbone, sur la base des enquêtes CNR)		0.338 L/km	

Calcul du coût de transport des NRO

Nous utilisons la formule du trinôme³ pour un camion articulé 40 t PTR (25 tonnes utiles), en nous basant sur la référence CNR (mars 2019) :

<http://www.cnr.fr/Indices-Statistiques/Regional-EA/Referentiel-prix-de-revient>

terme kilométrique hors péage (€/km total)	CK	0,443
terme conducteur (€/heure)	CC	157,7
terme journalier (€/jour)	CJ	19,47

	xxx	xxx	xxx
distance compostière-parcelle (km)	35	10	60
idem AR	70	20	120
hypothèse vitesse moyenne (km/h)	50	40	60
durée transport AR (heures)	1,4	0,5	2
déchargement (heure)	0,5	0,5	0,5
heures chauffeur	1,9	1	2,5
durée opération en jours (un chauffeur conduit 10h/jour max)	0,19	0,1	0,25
coût CNR trinôme	334,3393	168,507	452,2775
€/km	9,552551	16,8507	7,537958
€/t/km	0,382102	0,674028	0,301518
€/t	13,37357	6,74028	18,0911

³ <https://www.cnr.fr/formule-trinome>

Annexe IV-5. Détail des coûts par région

Scénario central

Code Région	Région	Variations de rendements (cultures de vente)	Variations de rendements (maïs fourrage et prairies temporaires)	Variations de rendements (total)	Matériel	Engrais minéral	Achat composts	Transport composts biodéchets et déchets verts	Coût pour l'agriculteur (€/ha)	Collecte et traitement des biodéchets des ménages et déchets verts supplémentaires	Coût pour "la société" (€/ha)
11	Ile de France	-120,1	0,0	-120,1	1,3	-5,8	32,6	0,0	-92,0	0,0	-92,0
21	Champagne Ardennes	-60,0	0,1	-59,9	3,6	-3,9	62,3	39,2	41,4	888,5	929,8
22	Picardie	-113,5	0,0	-113,5	3,7	-6,1	98,1	47,0	29,2	1 105,8	1 134,9
23	Haute Normandie	-80,6	0,4	-80,2	3,6	-5,3	82,8	49,9	50,8	1 155,9	1 206,7
24	Centre	-121,6	-0,2	-121,8	3,5	-5,3	82,1	50,1	8,6	1 173,2	1 181,8
25	Basse Normandie	-97,4	1,6	-95,8	3,0	-4,9	82,9	42,9	28,1	1 003,2	1 031,3
26	Bourgogne	-72,4	-2,3	-74,7	6,4	-8,4	57,9	35,0	16,3	799,8	816,1
31	Nord Pas de Calais	-128,2	2,7	-125,5	4,0	-9,8	215,4	144,8	229,0	3 506,1	3 735,1
41	Lorraine	-62,2	-0,4	-62,5	5,7	-8,8	55,4	31,8	21,5	742,0	763,5
42	Alsace	-44,0	0,0	-44,0	2,9	-18,8	73,7	38,3	52,2	850,0	902,2
43	Franche-Comté	-77,0	0,0	-77,0	2,3	-5,0	39,7	18,4	-21,6	428,0	406,5
52	Pays de Loire	-63,7	-13,2	-76,9	3,3	-3,2	179,9	111,4	214,5	2 629,3	2 843,8
53	Bretagne	-73,6	-12,2	-85,7	3,4	-3,3	218,6	135,9	268,9	3 204,9	3 473,8
54	Poitou-Charentes	-96,6	0,2	-96,4	6,7	-4,4	73,6	48,4	28,0	1 136,2	1 164,2
72	Aquitaine	-115,9	3,8	-112,1	8,6	-8,8	87,0	57,6	32,2	1 333,2	1 365,3
73	Midi-Pyrénées	-78,3	0,0	-78,3	5,0	-7,2	45,6	28,4	-6,5	635,7	629,2
74	Limousin	-8,8	-26,4	-35,2	2,7	-1,5	39,0	25,8	30,8	590,7	621,5
82	Rhône-Alpes	-55,7	-8,5	-64,1	4,9	-19,4	66,2	37,7	25,2	815,6	840,8
83	Auvergne	-75,0	0,8	-74,3	4,0	-5,4	76,9	46,9	48,1	1 035,4	1 083,5
91	Languedoc-Roussillon	-87,2	0,0	-87,2	10,3	-11,2	67,5	43,3	22,8	948,5	971,3
93	PACA	-118,4	-12,0	-130,5	8,3	-7,9	73,9	43,5	-12,6	903,2	890,6

Fourchettes basses

Code Région	Région	Variations de rendements (cultures de vente)	Variations de rendements (maïs fourrage et prairies temporaires)	Variations de rendements (total)	Matériel	Engrais minéral	Achat composts	Transport composts biodéchets et déchets verts	Coût pour l'agriculteur (€/ha)	Collecte et traitement des biodéchets des ménages et déchets verts supplémentaires	Coût pour "la société" (€/ha)
11	Ile de France	-120,1	0,0	-120,1	1,3	-5,8	0,0	0,0	-124,6	0,0	-124,6
21	Champagne Ardennes	-60,0	0,1	-59,9	3,6	-3,9	30,1	20,2	-9,8	591,2	581,4
22	Picardie	-113,5	0,0	-113,5	3,7	-6,1	36,1	24,2	-55,6	710,5	654,9
23	Haute Normandie	-80,6	0,4	-80,2	3,6	-5,3	38,4	25,7	-17,8	758,1	740,4
24	Centre	-121,6	-0,2	-121,8	3,5	-5,3	38,5	25,8	-59,3	788,0	728,7
25	Basse Normandie	-97,4	1,6	-95,8	3,0	-4,9	33,0	22,1	-42,6	658,1	615,5
26	Bourgogne	-72,4	-2,3	-74,7	6,4	-8,4	26,9	18,0	-31,7	525,4	493,7
31	Nord Pas de Calais	-128,2	2,7	-125,5	4,0	-9,8	111,4	74,6	54,7	2 250,2	2 304,9
41	Lorraine	-62,2	-0,4	-62,5	5,7	-8,8	24,4	16,4	-24,9	481,9	457,0
42	Alsace	-44,0	0,0	-44,0	2,9	-18,8	29,5	19,7	-10,6	547,6	537,0
43	Franche-Comté	-77,0	0,0	-77,0	2,3	-5,0	14,2	9,5	-56,1	275,2	219,1
52	Pays de Loire	-63,7	-13,2	-76,9	3,3	-3,2	85,7	57,4	66,3	1 746,0	1 812,3
53	Bretagne	-73,6	-12,2	-85,7	3,4	-3,3	104,5	70,0	89,0	2 125,8	2 214,9
54	Poitou-Charentes	-96,6	0,2	-96,4	6,7	-4,4	37,2	24,9	-31,9	760,4	728,6
72	Aquitaine	-115,9	3,8	-112,1	8,6	-8,8	44,3	29,7	-38,5	894,7	856,2
73	Midi-Pyrénées	-78,3	0,0	-78,3	5,0	-7,2	21,9	14,6	-44,0	420,2	376,3
74	Limousin	-8,8	-26,4	-35,2	2,7	-1,5	19,9	13,3	-0,8	396,8	396,0
82	Rhône-Alpes	-55,7	-8,5	-64,1	4,9	-19,4	29,0	19,4	-30,2	528,7	498,5
83	Auvergne	-75,0	0,8	-74,3	4,0	-5,4	36,1	24,2	-15,4	674,8	659,3
91	Languedoc-Roussillon	-87,2	0,0	-87,2	10,3	-11,2	33,3	22,3	-32,4	611,4	579,0
93	PACA	-118,4	-12,0	-130,5	8,3	-7,9	33,5	22,4	-74,1	583,6	509,5

Fourchettes hautes

Code Région	Région	Variations de rendements (cultures de vente)	Variations de rendements (maïs fourrage et prairies temporaires)	Variations de rendements (total)	Matériel	Engrais minéral	Achat composts	Transport composts biodéchets et déchets verts	Coût pour l'agriculteur (€/ha)	Collecte et traitement des biodéchets des ménages et déchets verts supplémentaires	Coût pour "la société" (€/ha)
11	Ile de France	-120,1	0,0	-120,1	1,3	-5,8	65,3	0,0	-59,4	0,0	-59,4
21	Champagne Ardennes	-60,0	0,1	-59,9	3,6	-3,9	99,1	54,5	93,5	994,8	1 088,3
22	Picardie	-113,5	0,0	-113,5	3,7	-6,1	163,7	65,4	113,2	1 376,2	1 489,3
23	Haute Normandie	-80,6	0,4	-80,2	3,6	-5,3	132,3	69,5	119,9	1 354,4	1 474,3
24	Centre	-121,6	-0,2	-121,8	3,5	-5,3	132,3	69,8	78,5	1 273,7	1 352,2
25	Basse Normandie	-97,4	1,6	-95,8	3,0	-4,9	137,1	59,8	99,1	1 174,9	1 274,0
26	Bourgogne	-72,4	-2,3	-74,7	6,4	-8,4	92,5	48,7	64,6	932,6	997,3
31	Nord Pas de Calais	-128,2	2,7	-125,5	4,0	-9,8	330,6	201,7	400,9	4 378,0	4 779,0
41	Lorraine	-62,2	-0,4	-62,5	5,7	-8,8	89,2	44,2	67,8	895,7	963,4
42	Alsace	-44,0	0,0	-44,0	2,9	-18,8	120,9	53,3	114,4	1 050,3	1 164,7
43	Franche-Comté	-77,0	0,0	-77,0	2,3	-5,0	66,7	25,7	12,6	531,8	544,4
52	Pays de Loire	-63,7	-13,2	-76,9	3,3	-3,2	287,3	155,1	365,6	2 963,9	3 329,5
53	Bretagne	-73,6	-12,2	-85,7	3,4	-3,3	348,5	189,2	452,1	3 625,6	4 077,7
54	Poitou-Charentes	-96,6	0,2	-96,4	6,7	-4,4	116,1	67,4	89,5	1 248,7	1 338,2
72	Aquitaine	-115,9	3,8	-112,1	8,6	-8,8	137,2	80,2	104,9	1 451,7	1 556,6
73	Midi-Pyrénées	-78,3	0,0	-78,3	5,0	-7,2	72,3	39,6	31,4	727,2	758,6
74	Limousin	-8,8	-26,4	-35,2	2,7	-1,5	61,4	35,9	63,4	641,1	704,5
82	Rhône-Alpes	-55,7	-8,5	-64,1	4,9	-19,4	106,5	52,4	80,4	989,5	1 069,8
83	Auvergne	-75,0	0,8	-74,3	4,0	-5,4	121,8	65,3	111,5	1 236,9	1 348,4
91	Languedoc-Roussillon	-87,2	0,0	-87,2	10,3	-11,2	105,1	60,3	77,4	1 169,9	1 247,3
93	PACA	-118,4	-12,0	-130,5	8,3	-7,9	117,7	60,6	48,3	1 106,0	1 154,3

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe V.

Fiche de la pratique stockante

"Substituer du pâturage à de la fauche"
(augmenter le nombre de journées de pâturage
aux dépens de la production de fourrages conservés)

Auteurs

Claire Mosnier, Anne-Isabelle Graux, Katja Klumpp

Extraction et traitement de données

Raphaël Martin

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.2.2.1) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

Les prairies occupent près de 40% de la SAU française, avec 12,6 millions d'hectares (Mha) en 2016 (Agreste 2017). Les surfaces toujours en herbe (STH) ou prairies permanentes représentent environ les trois quarts des surfaces en prairie et regroupent des prairies implantées depuis plus de 6 ans (26%) et des prairies dites naturelles, car jamais renouvelées (74%). Les statistiques agricoles distinguent les prairies permanentes productives (de type 4) qui couvrent un total de 6,8 Mha (soit 55% de la surface en prairie), et les prairies permanentes peu productives (de type 1, parcours, alpages, landes) couvrant un total de 2,5 Mha (soit 19% de la surface en prairie). Les prairies permanentes sont dominantes en région de montagne ou semi-montagne, tandis que les prairies temporaires ou artificielles sont relativement plus représentées dans les zones d'élevage de plaine. Les prairies permanentes sont le plus souvent utilisées pour le pâturage (deux tiers des surfaces, Agreste 2010), une faible proportion d'entre elles étant uniquement fauchée (8%) et le restant étant à la fois fauché et pâturé.

Les pratiques de fertilisation et d'utilisation de l'herbe par la fauche et le pâturage affectent les stocks de C organique des sols de prairie (cf. section 3.7 du rapport). Ce stockage dépend en effet en partie de la productivité nette de la prairie qui détermine elle-même les entrées de C vers le sol. Les effets du pâturage (et partiellement de la fauche) sur le stockage de C en prairie passent par ses conséquences sur i) l'état du couvert (intensité de prélèvements, sélection, piétinement), ii) le retour de matière organique au sol *via* les restitutions animales (25 à 40% du C ingéré) et la litière végétale, et iii) la modification de la structure et la chimie du sol ainsi que de l'activité des enzymes et des communautés de micro-organismes du sol.

L'analyse de la littérature recensée dans l'étude (cf. section 3.7) semble :

- (i) Abonder dans le sens de plusieurs synthèses qui émettent l'hypothèse d'une relation non linéaire entre l'intensité de pâturage et le stockage de C sous prairie, avec l'existence d'un optimum correspondant à une intensité faible à modérée du pâturage (Soussana et Lemaire, 2014). La valeur de cet optimum est difficile à quantifier sur la base de la littérature faute d'informations objectives et consensuelles sur le degré de valorisation des prairies.
- (ii) Confirmer que pour des niveaux d'utilisation de l'herbe équivalents, les prairies uniquement pâturées stockent *a priori* davantage de C que les prairies uniquement fauchées.

Les effets d'une gestion mixte (fauche, pâturage) sont moins clairs.

La pratique (ou le scénario) stockant(e) testée et décrite ici examine l'effet de l'augmentation du nombre de journées de pâturage à l'année, aux dépens de la production de fourrages conservés (foin ou ensilage d'herbe), sur la diminution des exportations de C et l'augmentation des retours de C au sol liés aux restitutions animales.

L'impact de cette pratique à l'échelle des surfaces en prairies permanentes métropolitaines se base sur une analyse des résultats de simulations réalisées avec le modèle PaSim (Riedo et al., 1998) dont le module sol est dérivé du modèle CENTURY (Parton et al., 1987). Ces simulations ont été effectuées sur 30 années consécutives (1984-2013) et pour l'ensemble des surfaces en prairies permanentes de la France, à une haute résolution spatiale qui tient compte de la diversité des conditions pédoclimatiques locales. La définition des pratiques agricoles (ou modes d'exploitation) utilisée dans cette étude reprend celle de l'étude « Les prairies françaises : production, exportation d'azote et risques de lessivage » (Graux et al., 2017) et est issue de l'expertise des chercheurs de l'INRA travaillant sur la prairie et des informations recueillies dans le cadre de l'enquête "pratiques culturales" menée par le service central des enquêtes et études statistiques en 1998 (SCEES, 2000). Les modes d'exploitations y sont résumés sous la forme de 30 modes d'exploitation, définis chacun par un calendrier des fauches et/ou de pâturage, ainsi que de fertilisations que le modèle applique en tenant compte de la disponibilité effective de l'herbe pour réaliser les opérations prévues. Dans la présente étude, les effets du pâturage sur l'hétérogénéité de la végétation (liés aux phénomènes de sélection, piétinements et hétérogénéité des restitutions des animaux), ainsi que sur la structure, la chimie et l'activité enzymatique/microbienne du sol sont négligés, car non représentés dans le modèle utilisé. En outre, les animaux sont supposés uniquement nourris à base d'herbe fraîche ou sous une forme conservée, et les retours de C au sol via les restitutions animales ne tiennent pas compte d'une éventuelle complémentation par d'autres types de fourrages et de concentrés.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

La pratique testée consiste à remplacer, dans le cas de prairies à gestion mixte (fauchées et pâturées) ou uniquement fauchées, une à plusieurs exploitations prévues pour la production de fourrages conservés par un ou des pâturages. Cela se traduit par une augmentation du nombre de journées de pâturage à l'année. Elle s'accompagne également d'une modification de la saison d'exploitation de l'herbe, qui est selon les cas plus précoce ou plus tardive.

L'augmentation du nombre de journées de pâturage se fait aux dépens de la production d'une partie des stocks fourragers. Si elle est généralisée à l'ensemble du système fourrager, elle peut entraîner une diminution des stocks de fourrages conservés pour l'hiver et les périodes où l'herbe ne pousse plus (cas de sécheresses sévères). Pour éviter ce problème, la première coupe du printemps pendant laquelle les éleveurs ont généralement des difficultés à bien valoriser l'herbe parfois trop abondante, est conservée sous forme de fauche. Les coupes suivantes, en été ou en automne sont moins critiques pour la constitution des stocks fourragers. Par conséquent, c'est à cette période qu'une à deux exploitations de fauche sont remplacées par un pâturage afin d'augmenter les retours nets de C au sol sous la forme de restitutions animales et végétales, et donc le stockage de carbone.

Les modes d'exploitation testés correspondent à des gestions qui existent actuellement en France dans les régions étudiées.

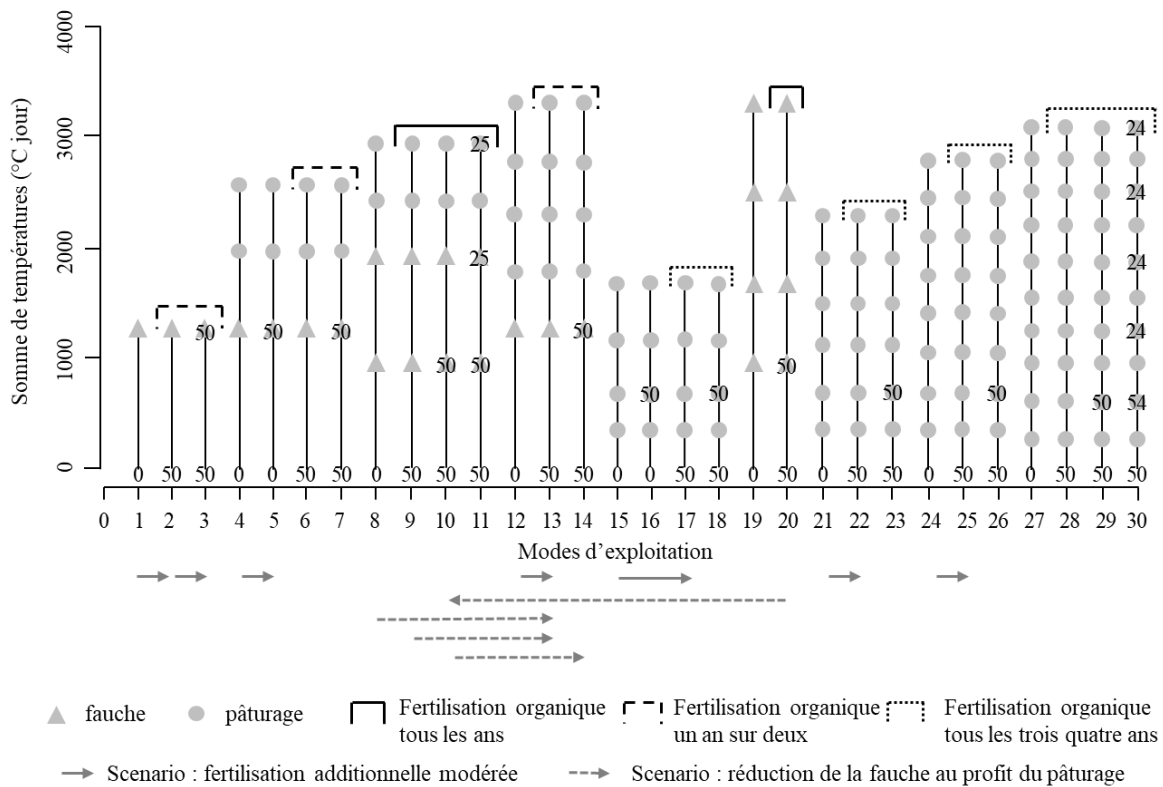


Figure 1. Description des modes d'exploitation de la prairie permanente (numérotés de 1 à 30) utilisée dans les simulations

Chaque segment vertical donne la séquence des événements ayant lieu sur la parcelle dont le calendrier est exprimé en sommes de températures. Les triangles figurent une fauche et les ronds un pâturage. Les chiffres indiquent la quantité d'engrais minéral apporté (kgN/ha). Enfin, les flèches indiquent les changements de pratiques simulés, via le passage d'un mode d'exploitation à un autre dans le cas du scénario « augmenter modérément la fertilisation minérale azotée » (flèches en traits pleins, voir Annexe VI) et dans le cas du scénario « réduction de la fauche au profit du pâturage » (cette Annexe V).

Seuls les modes d'exploitation représentant au moins 50% de la surface de la prairie ou les deux plus importants de chaque zone sont simulés dans la ligne de base. Le Tableau 1 met en évidence qu'il s'agit de prairies assez productives : 7,4 tMS pâturée et fauchée par ha en moyenne. Le remplacement de la fauche par de la pâture réduit la biomasse totale valorisée de 19%. Bien que l'herbe pâturée augmente (+0,6 tMS/ha), les fourrages récoltés diminuent fortement (-1,9 tMS/ha). Ceci s'explique par une moins bonne valorisation de la prairie par le pâturage.

Tableau 1. Evolution de la production d'herbe moyenne valorisée en foin et au pâturage selon le mode d'exploitation, dans le cas de la ligne de base (situation initiale) et de la pratique stockante (situation finale)

Mode d'exploitation	Biomasse initiale (tMS/ha)	Biomasse finale (tMS/ha)	Δ herbe pâturée (tMS/ha)	Δ fourrage récolté (tMS/ha)
8 → 13	5,5	5,1	0,8	-1,2
9 → 13	7,7	6,2	0,5	-2,0
10 → 14	7,9	6,2	0,8	-2,6
20 → 10	8,2	7,1	0,6	-1,7
Moyenne	7,4	6,0	0,6	-2,0

Le passage du mode d'exploitation 8 au mode d'exploitation 13 s'accompagne également d'une augmentation de la fertilisation azotée de 50 kgN/ha/an, ce qui explique la plus faible diminution de la biomasse valorisée (-8%). Cet azote peut être apporté sous forme minérale ou sous forme organique.

La part de fertilisation organique dépend du mode d'exploitation de la prairie et permet de déterminer la fréquence interannuelle à laquelle elle la reçoit (Figure 1). Les années où ces parcelles reçoivent de la fertilisation organique, c'est alors ce premier apport de fertilisant minéral qui est substitué par un apport de fertilisation organique sous la forme de 15 tonnes de fumier compact à l'hectare sur l'ensemble du territoire, sans tenir compte des différences régionales de nature d'effluent, à l'exception de la Bretagne où 20 tonnes de lisier par hectare sont alors épandues. Ces apports de fertilisants organiques sont également limités par la quantité de fertilisant organique disponible pour la prairie permanente sur chaque région sachant que les effluents sont prioritairement affectés à d'autres cultures fourragères telles que le maïs ensilage (Annexe V-1).

Critères d'assiette pour la pratique stockante

L'assiette théorique de cette pratique stockante concerne les prairies permanentes gérées avec les modes d'exploitation concernés dans la ligne de base (modes 8, 9, 10 et 20). L'assiette théorique totalise **87 901 ha**, ce qui représente moins de **1%** des surfaces en prairies permanentes à l'échelle nationale (Figure 2). C'est donc l'une des assiettes les plus faibles des pratiques stockantes testées dans le projet.

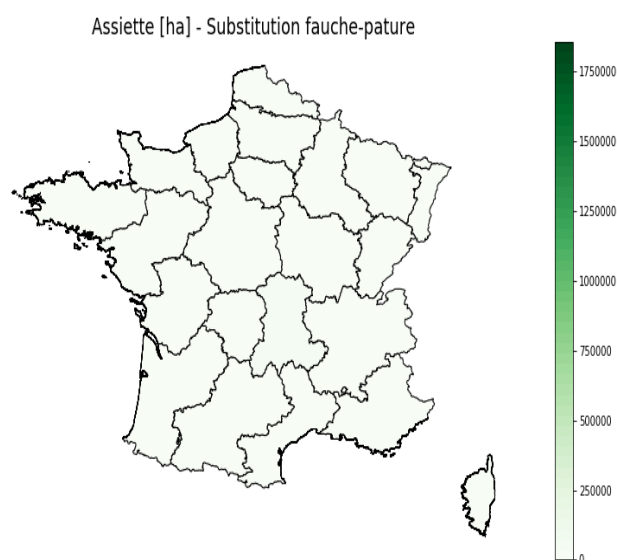


Figure 2. Assiette de la pratique stockante : Augmenter le nombre de journées de pâturage aux dépens de la production de fourrages conservés

Le mode d'exploitation **9** domine largement (**61%**) et la région **Auvergne** est la plus concernée (**61%**) (Tableau 2). Aucune autre pratique stockante simulée dans l'étude ne peut se cumuler avec l'assiette théorique de cette pratique car leurs assiettes sont disjointes.

Tableau 2. Assiette (en 1 000 ha) concernée par l'augmentation du nombre de journées de pâturage aux dépens de la production de fourrages conservés par région et par mode d'exploitation

Région	Numéro du mode d'exploitation				Total
	8	9	10	20	
Auvergne		46 779	7 082		53 861
Basse-Normandie			7 129	4 290	11 419
Bretagne				351	351
Languedoc-Roussillon	14 420				14 420
Limousin		3 360	975		4 335
Midi-Pyrénées	635				635
Rhône-Alpes		2 879			2 879
Total	15 054	53 018	15 186	4 641	87 901
% du total	17%	60%	17%	5%	100%

Présence de la pratique stockante à la ligne de base

Les modes d'exploitation (9, 10, 13) ayant un nombre de journées de pâturage supérieur aux modes (8, 9, 10, 20) sont déjà présents dans la ligne de base. Actuellement 8% des prairies permanentes sont exploitées en fauche exclusive, 65% en pâturage exclusif et le reste en mode mixte.

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

Il n'y a pas de problème d'incompatibilité avec les autres pratiques stockantes car les assiettes sont disjointes.

Potentiel de stockage de carbone

Le gain de stockage de C permis par ce scénario est positif dans toutes les situations simulées avec une moyenne de **+265 kgC/ha/an soit +3,3%/an** (Figures 3 et 4). Ce résultat, cohérent avec la bibliographie (voir section 3.7), s'explique probablement par un accroissement des retours de C au sol, à la fois dû à une moindre exploitation de l'herbe par les animaux et au retour des fèces. A noter que les prairies concernées par ce scénario étaient en situation de déstockage sous les pratiques actuelles (-411 kgC/ha/an). La substitution fauche-pâturage réduit ce déstockage (-146 kgC/ha/an au lieu de -411 kgC/ha/an) mais ne fait pas passer ces prairies en situation de stockage.

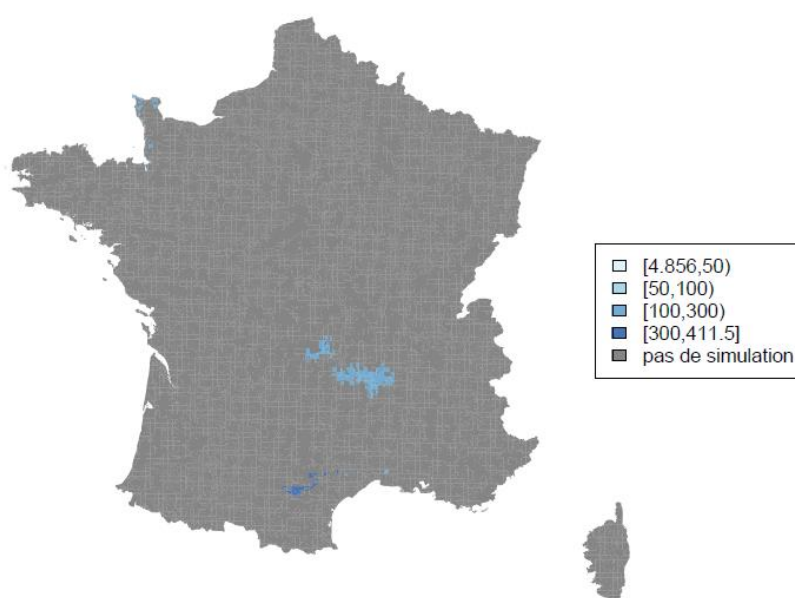


Figure 3. Stockage additionnel absolu (kg C/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario "Réduction de la fauche au profit du pâturage"

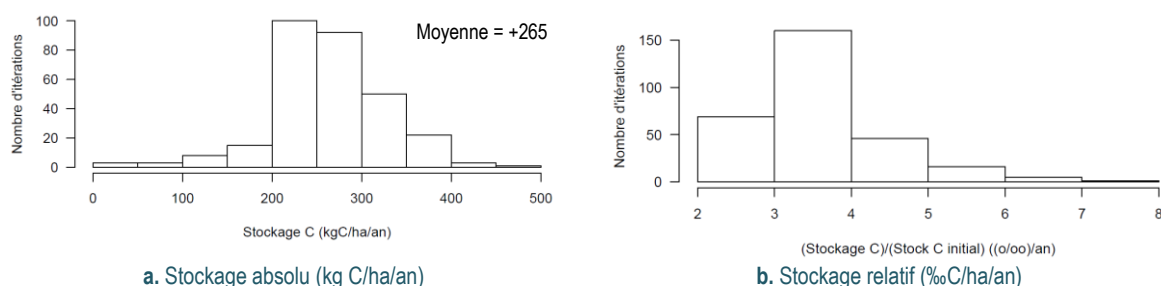


Figure 4. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario "Réduction de la fauche au profit du pâturage"

Le stockage par hectare est plus élevé dans les régions Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon qui sont concernés par le mode d'exploitation 8 qui bénéficie d'une augmentation de la fertilisation minérale (Tableau 3).

Le stockage additionnel agrégé au niveau France entière est de 23 578 tC/an, soit 0,023 MtC/an (Tableau 3).

Tableau 3. Stockage de carbone agrégé au niveau France Métropolitaine

Région	Assiette (ha)	Stockage C (tC/an)	Stockage C (tC/ha/an)
Auvergne	53 861	14 108	0.263
Basse-Normandie	11 419	2813	0.247
Bretagne	351	8	0.022
Languedoc-Roussillon	14 420	4 846	0.336
Limousin	4 335	893	0.206
Midi-Pyrénées	635	248	0.391
Rhône-Alpes	2 879	661	0.230
Total général	87 901	23 578	0.265

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Le scénario induit sur les parcelles simulées des émissions supplémentaires d'azote sous forme de N₂O et sous forme de NH₃, ainsi qu'un peu de lixiviation supplémentaire de nitrates, ce qui peut s'expliquer par l'augmentation des déjections animales au pâturage. Les émissions additionnelles directes et indirectes de N₂O qui résultent de ce scénario réduisent de moitié son intérêt quand on établit son bilan GES complet (passage de -973 à -477 kgCO₂eq/ha/an quand on passe de la seule prise en compte du stockage additionnel de carbone dans le sol au bilan GES complet). Une correction de ce bilan est cependant nécessaire car ce scénario de réduction des fauches au profit du pâturage déplace des émissions de GES depuis les bâtiments d'élevage (stockage et épandage d'effluents) vers les parcelles de prairies. En faisant une hypothèse sur les émissions en bâtiment, le bilan GES calculé du remplacement fauche-pâturage est amélioré et passe de -477 à -698 kgCO₂e/ha/an. Ce facteur de correction est très approximatif. Il impacte le bilan GES de la pratique mais très peu les résultats agrégés au niveau France entière compte tenu de la très faible assiette de cette pratique.

Tableau 4. Effets du scénario "Réduction de la fauche au profit du pâturage" sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles). Par convention les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

C séquestré sur 0-30 cm (kgCO ₂ eq/ha/an)	Emissions N ₂ O directes (kgN-N ₂ O/ha/an)	Volatilisation NH ₃ (kgN-NH ₃ /ha/an)	Lixiviation NO ₃ ⁻ (kgN-NO ₃ ⁻ /ha/an)	Emissions N ₂ O directes et indirectes (kgCO ₂ eq/ha/an)	Consommation de carburant par les opérations agricoles (kgCO ₂ eq/ha/an)	Emissions induites par la fabrication de fuel (kgCO ₂ eq/ha/an)	Emissions induites par la fabrication d'engrais (kgCO ₂ eq/ha/an)	Bilan (kgCO ₂ eq/ha/an)
-973	0,91	1,04	3,70	442 (sans correction) ; 289 (avec correction)	-88	-23	165	-477 (sans correction) ; -630 (avec correction)

Autres impacts

Le remplacement d'une fauche par un pâturage induit davantage d'émissions de N₂O et de CH₄ entérique sur les parcelles pâturées, du fait de la présence des animaux et de leurs restitutions. Toutefois, ces émissions se produiraient aussi si les animaux étaient en bâtiment, quoiqu'en quantité différente, en fonction du mode d'alimentation, du type de litière et des modalités de gestion des déjections. Le pâturage plutôt que la fauche a par ailleurs des effets sur la composition floristique des prairies, et la biodiversité faunistique.

Coût technique

Coûts et bénéfices liés à la mise en œuvre de la pratique

L'augmentation du pâturage aux dépens de la fauche induit une baisse des stocks de fourrages conservés (foin ou ensilage), mais aussi de la valeur totale des fourrages produits, le pâturage valorisant un peu moins la biomasse disponible. On suppose que la production animale est maintenue, et que ce sont les achats ou ventes d'aliments qui sont adaptés pour maintenir l'objectif de production.

Les coûts des pratiques sont estimés par hectare en prenant en compte les variations d'utilisation d'intrants et d'utilisation du matériel (charges d'entretien et amortissement). Les coûts du matériel spécifique à la récolte des prairies et à l'épandage de fumier sont présentés dans l'annexe V-2. Le coût de la main d'œuvre est proportionnel au nombre d'heures d'utilisation des machines (il dépend du débit de chantier à l'hectare) pour un coût unitaire de 16,5 €/heure. Nous ne considérons pas d'éventuelles économies d'échelle, c'est-à-dire la possibilité d'avoir des coûts unitaires différents en fonction du volume d'opérations réaliser.

La différence de coût de fertilisation

La substitution fauche-pâturage est dans certains cas associée à des modifications de la fertilisation. Le coût de la fertilisation comprend l'épandage de fertilisant organique et minéral et l'achat d'azote minéral. On suppose que l'azote organique est produit sur la ferme à un coût nul. En moyenne, on simule une réduction de 7 tonnes de fumier et une augmentation de 31 unités d'azote minéral par ha (moins de fumier est disponible pour cette action avec l'application des nouvelles pratiques sur les prairies permanentes). Cela induit un coût supplémentaire en moyenne de 15 €/ha (Tableau 5).

Tableau 5. Variations des quantités moyennes de fertilisant minéral et organique apportés par ha et du coût moyen de fertilisation.

	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Coût de Fertilisation	Modification de la fertilisation minérale (moyenne nationale : + 0,6 passage/ha soit +31 uN/ha) : <i>Epandage : 5,5 €/ha/passage ; Coût de l'engrais minéral : 1,06 €/kgN</i>	+36	0 à 58
	Modification de la fertilisation organique (moyenne nationale : -0,4 passage/ha soit -6,5 t fumier/ha) <i>Epandage : 49 €/ha/passage ; Coût de l'engrais organique : 0 € (autoproduit)</i>	-21	-30 à +25
	Total fertilisation	+15	0 à +60

Le coût varie selon les régions de 0 €/ha lorsque la fertilisation n'augmente pas à 60 €/ha lorsque le changement de pratique (mode d'exploitation 8) est associé à une augmentation de la fertilisation de 50 unités d'azote par ha (Annexe V-3).

La différence de coût de la récolte du fourrage

Le coût de récolte est différencié en fonction du type de récolte – foin ou ensilage- et de la quantité récoltée. Les itinéraires associés à la récolte des fourrages ainsi que le matériel utilisé sont issus des travaux de Lépée et al. (2011). Les coûts de distribution des fourrages à l'auge n'ont pas été pris en compte. Les coûts ont été divisés en une partie fixe qui ne dépend que de la surface à récolter - fauche, fanage et andainage - et une partie proportionnelle aux quantités à conditionner - presse, ficelle, transport, plastique et stockage. Lorsque le changement de pratique induit l'introduction de pâturage alors qu'il n'y en avait pas du tout avant, nous avons considéré la mise en place d'une clôture pour un coût moyen annuel de 18 €/ha.

Etant donné que la quantité de fourrage à récolter est réduite de façon importante, le coût de la récolte est également réduit. Cette économie s'élève à 150 €/ha en moyenne (Tableau 6). Cette économie varie entre 134 €/ha en Auvergne où la réduction de fourrage récolté est plus faible et 307 €/ha en Bretagne concernée par le mode d'exploitation 20 (Annexe V-4). Dans ce mode d'exploitation, deux coupes d'ensilage en fin d'exploitation sont remplacées par des pâtures. Ces coupes ont des rendements généralement plus faibles que les premières coupes et la récolte en ensilage est un peu plus coûteuse que la récolte en foin, ce qui explique cette économie importante.

Tableau 6. Quantités moyennes de foin et d'ensilage récoltés en moins et économie de récolte associée

	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Coût de récolte des fourrages	Récolte de foin (moyenne nationale : +0,1 ha récolté en foin soit +2,24 tMS/ha) <i>Fauche + 2 fanages + 1 andainage : 75 €/ha/passage</i> <i>Pressage + chargement + transport + stockage : 27 €/tMS</i>	+66	+42 à +207
	Récolte d'ensilage (moyenne nationale : -1,1 ha récolté en ensilage soit -4,2 tMS/ha) : <i>Fauche + récolte + chargement : 205 €/ha/passage ; Transport + stockage : 11 €/tMS</i>	-217	-532 à -184
	Nouvelles clôtures autour de parcelles initialement uniquement fauchées (moyenne nationale : +5% clôture/ha) ; <i>installation de clôture : 18 €/ha/an</i>	+1	0 à 18
Total récolte des fourrages		-150	-307 à -134

La différence de valeur des fourrages produits

Il existe peu de données statistiques sur les prix des fourrages vendus et achetés. Pour le prix du foin départ ferme, nous avons considéré le foin à sa valeur d'inventaire soit 100 €/t MS (Réseaux Inosys Auvergne-Lozère-Aveyron). Pour l'herbe pâturée, nous avons estimé une ration (Tableau 7) à base de foin, d'orge et de tourteau de soja équivalente en termes de protéines, d'énergie et d'encombrement (sur la base des valeurs UF, PDI et UE estimées par l'INRA (Inra, 2007). Le prix de l'orge (158 €/tMB) est estimé à partir des données de fermes du Réseau d'Information Comptable Agricole sur les périodes 2009-2013. Le prix du tourteau (330 €/tMB) provient de France AgriMer pour l'année 2010.

Tableau 7. Ration de substitution à 1 tMS d'ensilage herbe ou d'herbe pâturée

	Foin (tMS) (FF0510*)	Tourteau de soja (tMS)	Orge (tMS)	Coût (€/tMS)
Ensilage d'herbe (FE0150*)	0,90	0,07	0,02	122
Herbe pâturée (FV0070*)	0,81	0,10	0,02	120

*référence du fourrage dans les tables Inra 2008.

En moyenne, le remplacement des fauches par des journées de pâturage réduit la valeur économique des fourrages produits de 208 €/ha (Tableau 8). Les pertes sont les plus importantes en Limousin (203 €/ha) en lien avec l'importante baisse de biomasse valorisée (-21%) (Annexe V-4). Elles sont les plus faibles en Midi-Pyrénées (71 €/ha) où la biomasse valorisée ne baisse que de 6%.

Tableau 8. Variation moyenne de la valeur des fourrages en €/ha

	Postes de dépenses et recettes Modifications variables selon les changements de mode d'exploitation <i>[moyenne nationale pour les 5 changements considérés]</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Valeur des fourrages récoltés	Gain de foin <i>[moyenne nationale : +2,24 tMS/ha]</i>	-224	-447 à -128
	Perte d'ensilage <i>[moyenne nationale : -4,2 tMS/ha]</i>	+503	+328 à +746
	Gain d'herbe <i>[moyenne nationale : +0,6 tMS/ha]</i>	-71	-117 à -48
	Total valeur des aliments	+208	+71 à +203

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Le coût moyen de mise en œuvre de la pratique « substitution fauche-pâture » est de **73 € par hectare** au niveau national, avec des valeurs s'étalant entre régions entre -85 €/ha et +146 €/ha. Lorsque ce coût est ramené par tonne supplémentaire de carbone stocké dans l'horizon 0-30 cm, il est d'environ **+277 €/tC** soit 6.4 millions d'euros par an pour la France entière (Tableau 9). Les différences régionales sont importantes entre -3 816 €/tC et +708 €/tC. Le coût est négatif lorsque les baisses de biomasse valorisée sont faibles (< 14%) (Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon) et dans le cas où 2 ensilages sur 4 sont supprimés (Bretagne et Basse-Normandie).

Tableau 9. Coût du stockage de carbone pour la substitution fauche-pâture

Régions	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha)	Coût de stockage (€/tC)
Auvergne	6 064 530	113	428
Basse-Normandie	-435 610	-38	-155
Bretagne	-29 766	-85	-3816
Languedoc-Roussillon	-48 591	-3	-10
Limousin	632 006	146	708
Midi-Pyrénées	-4 591	-7	-18
Rhône-Alpes	272 427	95	412
Total	6 450 406	73	277

En résumé cette pratique permettrait de stocker 0,265 tC/ha/an en moyenne sur 30 ans, ce qui avoisinerait 0,023 MtC/an pour toute la France pour un coût unitaire moyen de 277 €/tC/an en moyenne. Le faible stockage additionnel agrégé au niveau France est lié à la faible valeur de l'assiette sur laquelle cette pratique peut être mise en œuvre.

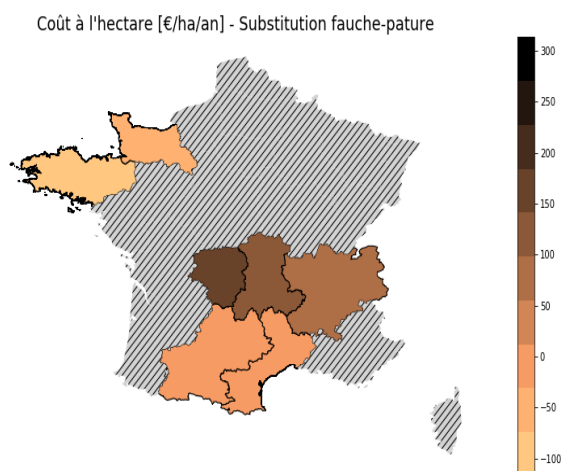


Figure 5. Coût de la tonne de C stockée (€/tC) de la pratique « substitution fauche-pâture », par région

La carte des assiettes régionales (Figure 2), globalement très faibles, et des coûts régionaux de la tonne de C stockée (Figure 5) montre que cette pratique est évidemment limitée aux régions d'élevage (Auvergne, Limousin), avec un coût élevé dans ces régions.

Discussion

Comparaison à la littérature

L'analyse de la littérature mobilisée dans le cadre de l'étude montre que pour des niveaux d'utilisation de l'herbe équivalents, les prairies uniquement pâturées stockent *a priori* davantage de C que les prairies uniquement fauchées (section 3.7). Les effets d'une gestion mixte (fauche + pâturage) sont moins clairs, certains travaux indiquant un niveau stockage de C intermédiaire (Mestdagh et al., 2006) ou inférieur (Soussana et al., 2010) à celui des prairies uniquement pâturées ou uniquement fauchées. Les résultats de la modélisation obtenus pour la substitution fauche-pâture sont donc cohérents avec la littérature puisque que l'augmentation du nombre de journées de pâturage en remplacement de la production de fourrages conservés se traduit par un stockage moyen additionnel de +265 kgC/ha/an. Cet écart de stockage entre fauche et pâturage

est vraisemblablement dû au fait que le pâturage exporte moins de C que la fauche et restitue en partie le C exporté via les déjections animales.

Sensibilité des résultats

Le potentiel économique de stockage, représenté par le coût de stockage en euro par tonne de carbone, peut se montrer sensible aux valeurs prises par plusieurs variables : la variation de rendement des prairies permanentes induite par la pratique stockante, et le prix des engrais utilisés et des fourrages produits.

Les variations de rendement utilisées reposent sur les simulations réalisées avec le modèle PaSim, et sont sensibles au contexte pédoclimatique et aux pratiques agricoles simulées.

Concernant les hypothèses économiques, il existe des incertitudes sur le prix de l'azote qui fluctue en fonction du type de molécule utilisé et des cours du pétrole. Depuis 2000, le cours de l'azote a fluctué de $\pm 20\%$ par rapport à la référence utilisée (Indice déflaté IPAMPA Agreste). Ces variations entraîneraient une modification de $\pm 6\text{€}/\text{ha}$ du coût moyen de stockage par hectare, soit $\pm 2\%$ de la valeur de référence. Le coût de la mécanisation est également très variable entre exploitations du fait de la variabilité du type d'équipements des agriculteurs, de leur niveau d'utilisation, de leur ancienneté et du type de propriété (à l'exploitation, en CUMA, à des tiers via des entreprises de travaux agricoles). Une variation de $\pm 20\%$ par rapport au coût moyen estimé induirait des variations de l'ordre de $\pm 30\text{€}/\text{ha}$ soit 11% . Concernant le prix du foin, le barème de la chambre d'agriculture de l'Oise propose une fourchette entre 90 € et 135 € pour la vente de foin (prix départ ferme). Cela entraînerait une variation du coût moyen de la valeur des fourrages à l'hectare entre $-18\text{€}/\text{ha}$ et $+42\text{€}/\text{ha}$ soit entre -7% et $+15\%$ du coût moyen de la mesure à l'hectare.

Corrélation entre les principales sources d'incertitude

Les principales corrélations concernent la variabilité interannuelle de la production des prairies et le coût du foin. Le cours du foin est en effet bien plus élevé lorsque le climat est défavorable à la production fourragère. La baisse de biomasse valorisée induit par cette pratique peut alors être encore plus coûteuse.

Freins à l'adoption de la pratique

L'extension du pâturage, bien qu'il présente un intérêt vis-à-vis du stockage de carbone et d'autres services écosystémiques, se heurte à plusieurs limites, dont la nécessité de constituer des réserves hivernales. La distance des parcelles au siège de l'exploitation et l'accessibilité pour le troupeau peuvent aussi contraindre les possibilités de pâturage. En outre, la modification des pratiques d'exploitation de l'herbe et les conséquences pour les niveaux de productivité de la prairie impliquent nécessairement une modification des systèmes fourragers avec des conséquences économiques et structurelles à l'échelle des systèmes d'élevage, ce qui pourrait se révéler bloquant pour une mise en place effective.

Références bibliographiques

- Agreste, 2010. Les Dossiers N°8 Prairies permanentes, 9p. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/publications/dossiers/article/pratiques-culturelles-2006>
- Agreste, 2017. Surfaces, productions, rendements de cultures fourragères, résultats 2016 définitifs et 2017 provisoires. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2018T13bspca.pdf>
- Graux, A.-I., Delaby, L., Peyraud, J.-L., Casellas, E., Faverdin, P., Le Bas, C., Meillet, A., Poméon, T., Raynal, H., Resmond, R., Ripoche, D., Ruget, F., Théron, O., Vertès, F., 2017. Les prairies françaises: production, exportation d'azote et risques de lessivage. Rapport d'étude. INRA, France, 74 p.
- Inra, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins : Besoins des animaux - Valeurs des aliments.
- Koncz, P.; Pinter, K.; Balogh, J.; Papp, M.; Hidy, D.; Csintalan, Z.; Molnar, E.; Szaniszló, A.; Kampfl, G.; Horvath, L.; Nagy, Z., 2017. Extensive grazing in contrast to mowing is climate-friendly based on the farm-scale greenhouse gas balance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 240: 121-134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.022>
- Lépée, P., 2011. De la fauche au stockage : évaluer le coût d'une chaîne de récolte de l'herbe. *Fourrages* 206, 137-141.
- Mestdagh, I.; Lootens, P.; Van Cleemput, O.; Carlier, L., 2006. Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 169 (5): 616-622. <http://dx.doi.org/10.1002/jpln.200521861>
- Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V., & Ojima, D. S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51(5), 1173-1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>

- Riedo, M., Grub, A., Rosset, M., & Fuhrer, J., 1998. A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecological Modelling*, 105(2-3), 141-183. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00110-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00110-5)
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- SCEES, 2000. Les prairies en 1998, Agreste, Chiffres et données Agriculture, 128, 73 p.
- Senapati, N.; Chabbi, A.; Gastal, F.; Smith, P.; Mascher, N.; Loubet, B.; Cellier, P.; Naisse, C., 2014. Net carbon storage measured in a mowed and grazed temperate sown grassland shows potential for carbon sequestration under grazed system. *Carbon Management*, 5 (2): 131-144. <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2014.912863>
- Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Annexes

Annexe V-1. Pourcentage de la fertilisation organique théorique pouvant être réalisée par région en fonction des disponibilités d'effluents d'élevage

Région	Initial	Final
Alsace	0	0
Aquitaine	25	13
Auvergne	100	100
Basse-Normandie	58	41
Bourgogne	100	86
Bretagne	0	0
Centre	0	0
Champagne-Ardenne	0	0
Corse	0	0
Franche-Comté	100	100
Haute-Normandie	50	42
Ile-de-France	0	0
Languedoc-Roussillon	0	0
Limousin	100	40
Lorraine	0	0
Midi-Pyrénées	100	77
Nord-Pas-de-Calais	0	0
Pays de la Loire	28	16
Picardie	0	0
Poitou-Charentes	65	26
Provence-Alpes-Côte d'Azur	0	0
Rhône-Alpes	88	34

Annexe V-2. Coût du matériel

2a) Epandage fumier

Matériel	Charges fixes (€/voyage)	Réparations (€/voyage)	(voyage/ h)	Fuel (L/h)	Coût tracteur (€/h)	Performance (ha/h)	Coût travail (€/ha)	Coût total (€/ha)
Epandeur fumier 10t/12m ³ , hérissons horizontaux avec table d'épandage + tracteur 4RM 130ch	5	0.9	2.0	10.0	20.44	1	16.5	49.5

Source : CUMA du Loiret de 2010 à 2014

2b) Fauche, fanage et andainage : coût à l'hectare

	Matériel	Coût tracteur (€/h)	Fuel (L/h)	Perf. (ha/h)	Coût matériel (€/ha)	Coût tracteur (€/ha)	Main d'œuvre (€/ha)	Coût total (€/ha)
Fauche	Faucheuse rotative 3,2 m 8 disques + tracteur 4RM 110ch	17.87	8.47	2.2	14.05	8.12	7.5	29.7
Fanage (2 passages)	Faneuse 6 axes, 6,5 m portée, repliage hydraulique + tracteur 4RM 110ch	17.87	8.47	3.5	7.35	5.11	4.7	34.3
Andainage	Andaineur 3,5 m porté + tracteur 2RM 80ch	10	5	2.00	6.65	4.88	8.3	19.8

Source : barème Entraide de l'Oise 2016

Pressage et ficelle : coût par balle (1 balle = 330 kgMS)

	Matériel	Coût tracteur (€/h)	Fuel (L/h)	Perf. (balle/h)	Coût matériel (€/balle)	Coût tracteur (€/balle)	Main d'œuvre (€/balle)	Coût total (€/balle)	t MS /balle
Pressage	Chambre variable 120 x 160 pick up large de série + tracteur 4RM 110ch	17.87	8.47	30.00	2.625	0.60	0.55	4.3	0.33
Ficelle					0.49				

Source : barème Entraide de l'Oise 2016

2c) Chargement, transport et stockage par tMS

	Matériel	Coût tracteur (€/h)	Fuel (L/h)	Coût matériel (€/h)	Coût travail (€/h)	Transport (tMS/voyage)	Perf. (tMS/h)	Coût total (€/tMS)
Chargement foin	chargeur frontal 2 fonctions, godet & fourche + tracteur 2RM, 80ch	10	5.28	3.55	16.5		16	1.87
Transport foin	Plateau 8 m 8 tonnes + tracteur 2RM, 80ch	10	5.28	5	16.5	6.12	8	3.75
Stockage (inclut hangar)								9

Source : barème Entraide de l'Oise 2016

Annexe V-3. Variations des quantités moyennes de fertilisant minéral et organique apportés par ha et du coût moyen de fertilisation par région

Régions	Assiette (ha)	Δ Fumier (tMS/ha)	Δ Azote Minéral (kg/an)	Δ Cout fertilisation azotée (€/ha)
Auvergne	53 861	-8,5	28,3	5,1
Basse-Normandie	11 419	-5,4	18,0	3,2
Bretagne	351	-	-	-
Languedoc-Roussillon	14 420	-	50,0	58,5
Limousin	4 335	-9,2	42,2	17,8
Midi-Pyrénées	635	7,5	30,7	60,0
Rhône-Alpes	2 879	-6,6	22,1	4,0
Total	87 901	-6,5	30,9	14,6

Annexe V-4. Production de foin et herbe ingérée au pâturage (tMS/ha/an), avant et après le changement de pratique (il n'y a pas d'ensilage dans ces modes d'exploitation), pondérée par leurs surfaces

Régions	Biomasse valorisée (tMS/ha)		Variation	Δ herbe pâturée (tMS/ha)	Δ fourrage récolté (tMS/ha)	Δ valeur fourrages (€/ha)	Δ coût de récolte (€/ha)
	Initiale	Finale					
Auvergne	7,82	6,23	-20%	0,46	-2,05	241	-134
Basse-Normandie	7,46	6,02	-19%	0,96	-2,40	196	-238
Bretagne	8,88	7,76	-13%	0,63	-1,74	222	-307
Languedoc-Roussillon	5,54	5,11	-8%	0,78	-1,21	81	-143
Limousin	8,27	6,50	-21%	0,40	-2,17	263	-135
Midi-Pyrénées	5,47	5,14	-6%	0,75	-1,08	71	-139
Rhône-Alpes	7,64	6,10	-20%	0,52	-2,06	230	-139
Moyenne	7,40	6,03	-19%	0,58	-1,95	208	-150

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe VI.

Fiche de la pratique stockante

"Augmenter modérément la fertilisation minérale azotée des prairies permanentes"

Auteurs

Claire Mosnier, Anne-Isabelle Graux, Katja Klumpp

Extraction et traitement de données

Raphaël Martin

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.2.2.2) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

Les prairies occupent près de 40% de la SAU française, avec 12,6 millions d'hectares (Mha) en 2016 (Agreste 2017). Les surfaces toujours en herbe (STH) ou prairies permanentes représentent environ les trois quarts des surfaces en prairie et regroupent des prairies implantées depuis plus de 6 ans (26%) et des prairies dites naturelles, car jamais renouvelées (74%). Les statistiques agricoles distinguent les prairies permanentes productives (de type 4) qui couvrent un total de 6,8 Mha (soit 55% de la surface en prairie), et les prairies permanentes peu productives (de type 1, parcours, alpages, landes) couvrant un total de 2,5 Mha (soit 19% de la surface en prairie). Les prairies permanentes sont dominantes en région de montagne ou semi-montagne, tandis que les prairies temporaires ou artificielles sont relativement plus représentées dans les zones d'élevage de plaine. Les prairies permanentes sont le plus souvent utilisées pour le pâturage (deux tiers des surfaces, Agreste 2010), une faible proportion d'entre elles étant uniquement fauchée (8%) et le restant étant à la fois fauché et pâturé.

Après chaque coupe, une fertilisation azotée permet de stimuler la reprise de végétation des prairies et d'augmenter la production de la coupe suivante. Les prairies permanentes intensives sont fertilisées avec de l'azote minéral sur les deux tiers des surfaces (Agreste, 2010). Les apports sont toujours fractionnés. Pour 60% des surfaces fertilisées avec de l'azote minéral, l'agriculteur fait deux apports. La dose d'azote minéral varie peu en fonction de l'âge des prairies mais augmente selon le nombre d'utilisations de la prairie. Les prairies fertilisées reçoivent en moyenne 90 kg d'azote par hectare et jusqu'à 170 kg d'azote par hectare dans le cas de quatre apports et plus.

La fertilisation est un facteur clé de régulation du stockage de C sous prairie (Soussana et Lemaire, 2014). De façon générale, la fertilisation minérale semble stimuler le stockage de C (voir section 3.7), mais avec des nuances suivant la formulation de l'engrais (N, NP, PK, NPK, etc.) et sans qu'il y ait de réel consensus entre les études sur la formulation la plus efficace pour le stockage de C. Ce stockage est dépendant du type de sol, du mode d'exploitation de l'herbe (fauche, pâturage), des doses ajoutées (faibles, modérées, fortes) ainsi que de la durée d'application et de la profondeur du sol analysée. L'analyse de la littérature mobilisée dans le cadre de l'étude semble confirmer un effet bénéfique de la fertilisation pour le stockage de C en prairie permanente, de l'ordre de 0 à 0,3 tC/ha/an de stockage additionnel par rapport à un témoin non fertilisé (Poepelau et al., 2018). La réponse du stockage de C à la fertilisation dépend également de la nature minérale ou organique de l'engrais utilisé. Sur une parcelle donnée l'application d'engrais organiques permet *a priori* un stockage de C supérieur à celui obtenu par l'emploi d'engrais minéraux (respectivement de l'ordre en moyenne de 0,82 tC/ha/an vs. 0,54 tC/ha/an) (Conant et al., 2017).

La pratique (ou le scénario) stockant(e) testée et décrite ici examine l'effet d'une augmentation modérée (+50 kgN/ha/an) de l'utilisation des engrais azotés utilisés en prairie permanente sur la production d'herbe printanière et les retours de C au sol associés (cf. section 3.7). L'impact de cette pratique à l'échelle des surfaces en prairies permanentes métropolitaines se base sur une analyse des résultats de simulations réalisées avec le modèle PaSim (Riedo et al., 1998) dont le module sol est dérivé du modèle CENTURY (Parton et al., 1987). Ces simulations ont été effectuées sur 30 années consécutives (1984-2013) et pour l'ensemble des surfaces en prairies permanentes de la France, à une haute résolution spatiale qui tient compte de la diversité des conditions pédoclimatiques locales. La définition des pratiques agricoles (ou modes d'exploitation) utilisée dans cette étude reprend celle de l'étude « Les prairies françaises : production, exportation d'azote et risques de lessivage » (Graux et al., 2017) et est issue de l'expertise des chercheurs de l'INRA travaillant sur la prairie et des informations recueillies dans le cadre de l'enquête "pratiques culturelles" menée par le service central des enquêtes et études statistiques en 1998 (SCEES, 2000). Les modes d'exploitations y sont résumés sous la forme de 30 modes d'exploitation, définis chacun par un calendrier des fauches et/ou de pâturages, ainsi que de fertilisations que le modèle applique en tenant compte de la disponibilité effective de l'herbe pour réaliser les opérations prévues. Dans la présente étude, les effets de la fertilisation azotée (minérale et organique) sur l'allocation préférentielle de la biomasse aux organes aériens ainsi que sur la diversité spécifique et fonctionnelle des prairies permanentes sont négligés, car non représentés dans le modèle utilisé.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

La pratique stockante testée consiste à fertiliser davantage les prairies permanentes, et ce, de façon modérée à hauteur de 50 unités d'azote supplémentaire apporté à l'année sous une forme minérale ou organique, sans intensifier pour autant le degré d'exploitation de l'herbe par la fauche et/ou le pâturage. Cette fertilisation supplémentaire a pour but d'augmenter la production primaire et les retours de C au sol sous la forme restitutions végétales, et donc le stockage de carbone. L'apport supplémentaire d'engrais est effectué majoritairement sur des surfaces non fertilisées (modes d'exploitation 1, 4, 12, 15, 21 et

24 ; Figure 1) et marginalement sur des prairies déjà fertilisées (mode d'exploitation 2). La simulation d'une fertilisation modérément plus élevée est effectuée par comparaison des réponses du modèle en passant d'un mode d'exploitation existant (ligne de base ou situation initiale) à son équivalent en terme d'utilisation de l'herbe mais supérieur en terme de fertilisation de 50 kg N/ha/an (scénario ou situation finale). Les modes d'exploitation testés correspondent à des gestions qui existent actuellement en France et dans les régions étudiées.

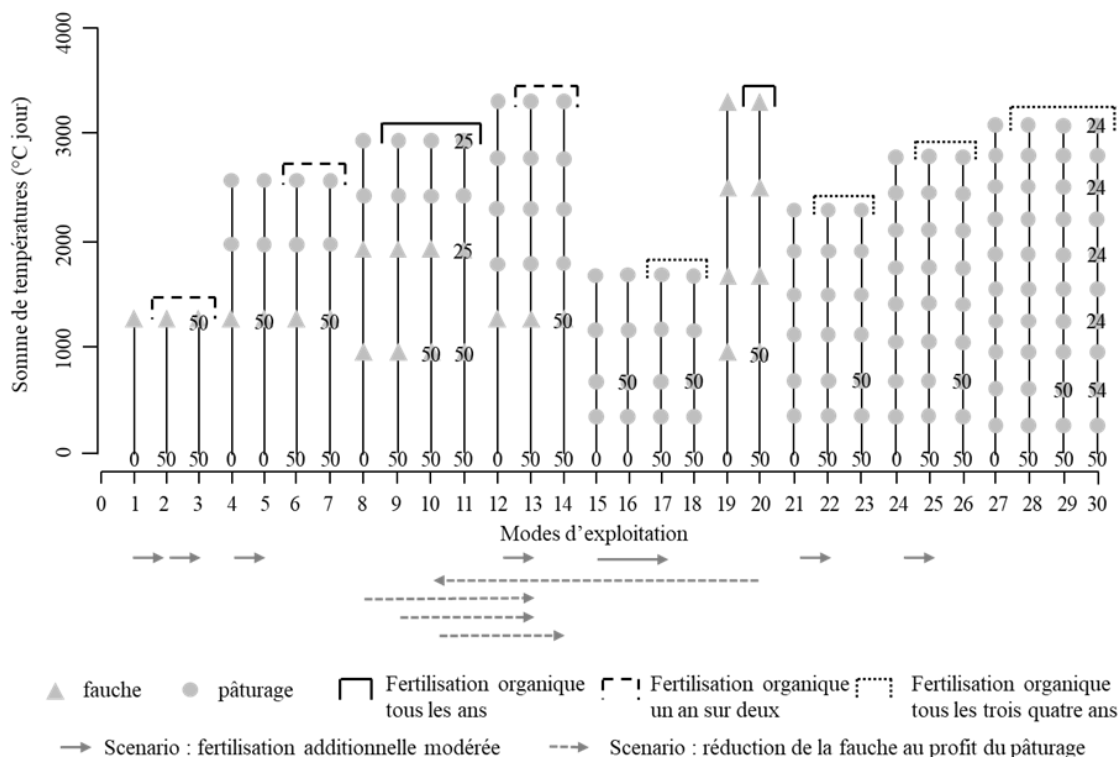


Figure 1. Description des modes d'exploitation de la prairie permanente (numérotés de 1 à 30) utilisée dans les simulations.

Chaque segment vertical donne la séquence des événements ayant lieu sur la parcelle dont le calendrier est exprimé en sommes de températures. Les triangles figurent une fauche et les ronds un pâturage. Les chiffres indiquent la quantité d'engrais minéral apporté (kgN/ha). Enfin les flèches indiquent les changements de pratiques simulés, via le passage d'un mode d'exploitation à un autre dans le cas du scénario « augmenter modérément la fertilisation minérale azotée » (flèches en traits pleins) et dans le cas du scénario « réduction de la fauche au profit du pâturage » (voir Annexe V).

D'après les résultats des simulations, les prairies concernées par la mise en place de cette pratique sont relativement peu productives : 3,5 t MS pâturée et fauchée par ha et par an en moyenne, avec des variations selon les modes d'exploitation allant de 1,7 tMS/ha/an pour le mode 15 à 7,7 tMS/ha/an pour le mode 12 (Tableau 1). L'augmentation modérée de la fertilisation minérale azotée augmente la biomasse totale récoltée et ingérée de 11% en moyenne, avec une variabilité allant de 3% (mode d'exploitation 21) à 16% (mode d'exploitation 1). En moyenne, la production simulée augmente de 3 à 16 kg MS à l'hectare par unité d'azote supplémentaire apportée. La production de fourrages récoltés est davantage concernée par cette augmentation que les quantités d'herbe ingérées, car la production de biomasse est plus importante au printemps, principale période de fauche.

Tableau 1. Evolution de la production d'herbe moyenne valorisée en foin et au pâturage selon le mode d'exploitation, dans le cas de la ligne de base (situation initiale) et de la pratique stockante « augmentation modérée de la fertilisation minérale azotée » (situation finale)

Mode d'exploitation	Biomasse initiale (t MS/ha)	Biomasse finale (t MS/ha)	Δ Herbe pâturée (t MS/ha)	Δ Foin récolté (t MS/ha)
1 → 2	3,4	4,0	-	0,5
2 → 3	3,9	4,2	-	0,3
4 → 5	4,4	4,9	0,09	0,4
12 → 13	4,7	5,3	0,09	0,5
15 → 17	1,7	1,8	0,07	-
21 → 22	2,5	2,6	0,09	-
24 → 25	3,2	3,3	0,13	-
Moyenne	3,5	3,9	0,05	0,3

L'azote, sous forme minérale (ammonitrate) et/ou organique, est apporté via 1 à 5 doses pour une quantité totale variant de 50 à 200 kgN/ha. La première dose de 50 kgN/ha est toujours appliquée en sortie de l'hiver, au premier février puis les dates des autres applications sont fonction des sommes de température et donc de l'année et de l'emplacement géographique. Si la simulation inclut de la fertilisation organique, le mode d'exploitation de la prairie permet de déterminer la fréquence interannuelle à laquelle elle la reçoit. Ainsi, les prairies utilisées uniquement en pâturage reçoivent de tel type d'engrais tous les 4 ans, les prairies utilisées en fauche tardive avec une coupe par an tous les 2 ans et les autres, à savoir les prairies utilisées en fauche précoce ou avec au moins 2 coupes par an, tous les ans¹. Les années où ces parcelles reçoivent de la fertilisation organique, c'est alors ce premier apport de fertilisant minéral qui est substitué par un apport de fertilisation organique sous la forme de 15 tonnes de fumier compact à l'hectare sur l'ensemble du territoire, sans tenir compte des différences régionales de nature d'effluent, à l'exception de la Bretagne où 20 tonnes de lisier par hectare sont alors épandues. Afin de simuler l'ensemble de ces situations, deux jeux de simulations ont été effectués avec le modèle PaSim, l'un correspondant à la modalité fertilisation minérale, l'autre avec une fertilisation mixte (organique et minérale). L'appariement des deux jeux de simulation (mixte et 100% minérale) est fonction de la quantité de fertilisant organique disponible pour la prairie permanente sur chaque région (les effluents sont prioritairement affectés à d'autres cultures fourragères telles que le maïs ensilage). Le changement de pratique induit une utilisation plus importante de fertilisant. A même volume de fumier épandu, la part de l'organique diminue donc sauf dans des régions comme l'Auvergne ou la Franche Comté qui étaient excédentaires en fertilisants organiques (Annexe VI-1).

Critères d'assiette pour la pratique stockante

L'assiette théorique de cette pratique stockante concerne l'ensemble des prairies permanentes. Parmi ces prairies, on considère uniquement les prairies non fertilisées (88% des cas) ou peu fertilisées (< 50 kgN/ha/an), soit 56% des surfaces en prairies permanentes en France. Rapportées aux modes d'exploitation concernés dans la ligne de base (modes 1, 2, 4, 12, 15, 21 et 24), l'assiette théorique totalise 3 941 203 ha, ce qui représente **15%** des surfaces en prairies permanentes à l'échelle nationale. Les modes d'exploitation 1 (28%) et 4 (32%) (Tableau 2) et la région Bourgogne (Figure 2) sont les plus concernés par ce scénario en France. Aucune autre pratique stockante simulée dans l'étude ne peut se cumuler avec l'assiette théorique de cette pratique car leurs assiettes sont disjointes.

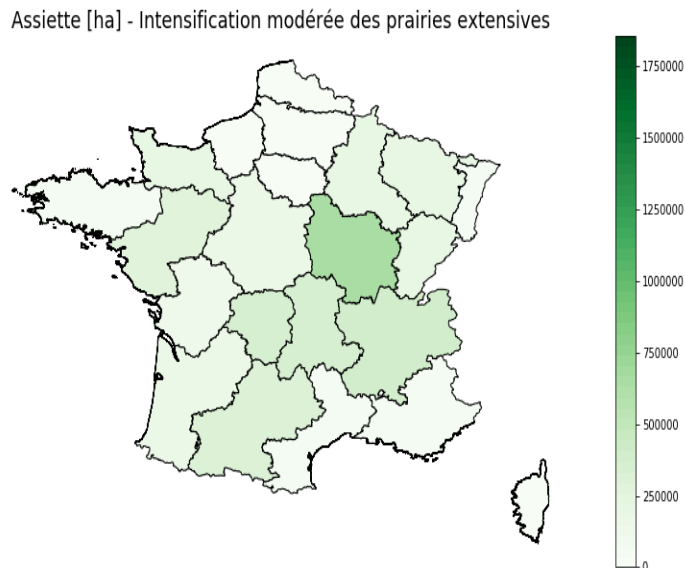


Figure 2. Assiette de la pratique stockante « intensification modérée des prairies extensives »

¹ [http://www.cantal.chambagri.fr/fileadmin/documents/Internet/2016/Production vegetale/2016-09-Guide regional fertilisation.pdf](http://www.cantal.chambagri.fr/fileadmin/documents/Internet/2016/Production_vegetale/2016-09-Guide_regional_fertilisation.pdf)

Tableau 2. Assiette (en milliers d'hectares) concernée par l'augmentation modérée de la fertilisation azotée des prairies permanentes, par région et par mode d'exploitation

Régions	Numéro du mode d'exploitation							Total
	1	2	4	12	15	21	24	
Alsace	26	-	18	-	-	-	-	45
Aquitaine	77	21	21	1	50	2	-	173
Auvergne	39	7	94	-	92	108	-	340
Basse-Normandie	98	49	63	-	9	1	-	219
Bourgogne	122	24	179	-	186	97	35	643
Bretagne	57	1	1	-	-	10	-	69
Centre	71	17	85	-	3	4	1	181
Champagne-Ardenne	76	79	35	-	-	-	-	190
Franche-Comté	92	37	84	-	-	-	-	214
Haute-Normandie	20	12	2	-	-	-	-	34
Ile-de-France	10	10	-	-	-	-	-	20
Languedoc-Roussillon	2	0	22	4	-	11	-	39
Limousin	26	0	72	6	4	196	32	337
Lorraine	41	16	149	-	-	-	-	206
Midi-Pyrénées	62	8	194	10	21	33	-	329
Nord-Pas-de-Calais	-	26	-	-	-	-	-	26
Pays de la Loire	132	92	26	-	13	18	-	280
Picardie	3	7	-	-	-	-	-	10
Poitou-Charentes	45	9	12	-	17	20	28	131
Provence-Alpes-Côte d'Azur	15	-	19	13	9	-	-	56
Rhône-Alpes	105	-	204	33	46	11	1	399
Total	1 119	416	1 280	68	450	510	97	3 941
% du total	28%	11%	32%	2%	11%	13%	2%	100%

Présence de la pratique stockante dans la ligne de base

Les modes d'exploitation (2, 3, 5, 13, 17, 22, 25) ayant une fertilisation modérément supérieure aux modes 1, 2, 4, 12, 15, 21 et 24 sont déjà présents dans la ligne de base et représentent 20% des surfaces en prairies permanentes.

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

Il n'y a pas de problème d'incompatibilité avec les autres pratiques stockantes car les assiettes sont disjointes.

Potentiel de stockage de carbone

L'augmentation modérée de la fertilisation (+ 50 kg N/ha/an) permet de stocker davantage de carbone dans toutes les régions par rapport à la ligne de base (Tableau 3). **Le gain de stockage moyen permis par ce scénario est de +176 ± 63 kgC/ha/an soit 2,1‰ par an** (Figures 3 et 4). Etant donné le lien entre la fertilisation azotée, la production de biomasse et le stockage de C déjà observé lors de l'analyse de la ligne de base en réponse à la fertilisation azotée, ce résultat était attendu. Il est conforme aux conclusions de l'analyse bibliographique (section 3.7). Dans la situation initiale, les prairies concernées stockaient déjà en moyenne 108 kgC/ha/an avec une forte variabilité interrégionale (de -319 kgC/ha/an dans la région Provence Alpes-Côte d'Azur à +300 kgC/ha/an en Bourgogne ; Figure 3).

L'analyse des relations entre le stockage additionnel simulé et les facteurs pédoclimatiques n'a pas permis de mettre en évidence de liens importants. Ceci suggère que la réponse à la fertilisation azotée des prairies non ou très peu fertilisées, et ses conséquences sur le stockage additionnel de C dans le sol, sont valables pour l'ensemble des pédoclimats concernés en France.

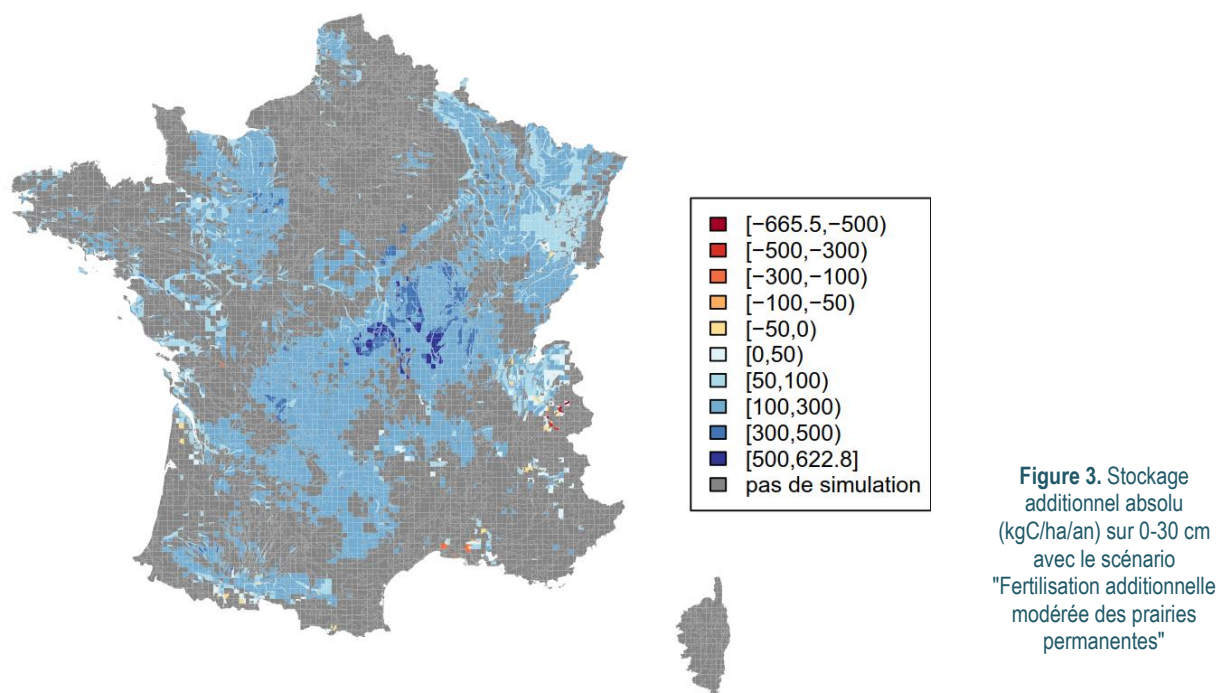


Figure 3. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario "Fertilisation additionnelle modérée des prairies permanentes"

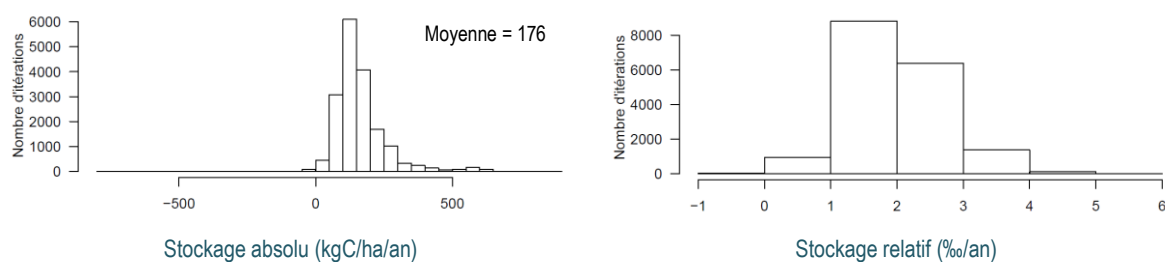


Figure 4. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario "Fertilisation additionnelle modérée"

Tableau 3. Estimation de l'assiette maximale technique et du potentiel de stockage additionnel sur l'horizon 0-30 cm par rapport à la ligne de base

Régions	Assiette (ha)	Stockage C (tC/an)	Stockage C (tC/ha/an)
Alsace	44 665	4 536	0.102
Aquitaine	172 507	27 177	0.158
Auvergne	340 210	85 733	0.252
Basse-Normandie	219 105	34 826	0.159
Bourgogne	642 999	160 565	0.250
Bretagne	68 802	7 425	0.108
Centre	180 776	29 785	0.165
Champagne-Ardenne	190 031	24 971	0.131
Franche-Comté	213 932	35 712	0.167
Haute-Normandie	33 888	4 944	0.146
Ile-de-France	20 028	2 906	0.145
Languedoc-Roussillon	38 788	3 740	0.096
Limousin	337 215	58 114	0.172
Lorraine	205 823	23 105	0.112
Midi-Pyrénées	328 574	47 659	0.145
Nord-Pas-de-Calais	26 323	3 059	0.116
Pays de la Loire	280 570	39 138	0.139
Picardie	10 486	1 127	0.107
Poitou-Charentes	130 814	18 119	0.139
Provence-Alpes-Côte d'Azur	56 273	1 466	0.026
Rhône-Alpes	399 390	49 502	0.124
Total	3 941 203	693 652	0.176

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Comme attendu, l'augmentation de la fertilisation azotée accroît les émissions d'azote dans l'environnement par nitrification/dénitrification, volatilisation et lixiviation (Tableau 4). L'augmentation des émissions directes et indirectes de N₂O (+557 kgCO₂e/ha/an), ainsi que les émissions induites de CO₂ liées à la fabrication des engrais azotés (+225 kgCO₂e/ha/an) font plus que contrebalancer le stockage additionnel de carbone dans le sol (-646 kgCO₂e/ha/an), ce qui **disqualifie cette pratique du point de vue de son intérêt en termes d'atténuation du changement climatique**.

Tableau 4. Effets du scénario "Fertilisation additionnelle modérée de prairies permanentes" sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles). Par convention, les émissions vers l'atmosphère sont comptabilisées positivement, et ce qui est extrait de l'atmosphère est comptabilisé négativement.

Emissions N ₂ O directes (kgN-N ₂ O/ha/an)	Volatilisation NH ₃ (kgN-NH ₃ /ha/an)	Lixiviation NO ₃ ⁻ (kgN-NO ₃ /ha/an)	Emissions N ₂ O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Emissions induites par la fabrication de fuel	Emissions induites par la fabrication d'engrais	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan (kgCO ₂ e/ha/an)
1,16	1,28	2,80	557	7	2	225	-646	145

Autres impacts

Beaucoup de prairies permanentes étant peu fertilisées, l'apport additionnel d'azote donne généralement lieu à une augmentation de la production d'herbe, mais aussi à moyen terme, à une évolution de la composition floristique, avec régression des légumineuses. L'apport d'engrais azotés conduit par ailleurs, comme en grandes cultures, à une augmentation des pertes d'azote, et par conséquent des émissions directes et indirectes de N₂O. L'intensification de l'utilisation des prairies, à travers une manipulation conjointe de la productivité et du chargement animal, conduit à des réponses complexes en termes d'impacts environnementaux : lorsque le degré d'intensification augmente, les impacts positifs comme un plus fort stockage de C sont progressivement contrebalancés par des impacts négatifs liés à la hausse de différentes émissions azotées (NH₃, N₂O). Il semble qu'un seuil d'intensification de la prairie puisse être déterminé au-dessus duquel une intensification supplémentaire se traduit par des risques environnementaux inacceptables et une diminution des services écosystémiques rendus par la prairie (Soussana et Lemaire, 2014).

Par conséquent, une augmentation des apports d'engrais azotés dans les parcelles peu fertilisées, susceptible de favoriser le stockage de C, se heurte à d'autres objectifs agro-environnementaux comme la préservation de la qualité de l'eau ou de la biodiversité. L'emploi d'engrais organiques préférentiellement à celui d'engrais minéraux offre la possibilité d'augmenter le stockage de C dans les sols de prairies permanentes, de reboucler les cycles des nutriments et d'économiser l'emploi d'engrais minéraux. Cependant, la quasi-totalité des effluents d'élevage produits en France est déjà restituée au sol, ce qui laisse peu de marge de manœuvre.

Enfin, la modification des niveaux de production d'herbe, suite à une légère intensification des prairies les plus extensives, aura inévitablement des conséquences sur la taille des troupeaux, les achats d'aliments à l'extérieur ou les niveaux de production de lait ou de viande.

Coût technique

Coûts et bénéfices liés à la mise en œuvre de la pratique

L'augmentation de la fertilisation des prairies génère des bénéfices supplémentaires liés à l'augmentation des quantités de fourrages produits et des coûts additionnels liés à l'épandage d'engrais ainsi qu'à la récolte de plus grandes quantités de fourrages. Dans cette étude nous évaluons la valeur des fourrages produits et non la variation de production animale qui peut en découler. On suppose en effet que la production animale est maintenue et que ce sont les achats ou ventes d'aliments autres que l'herbe qui seront adaptés pour maintenir les objectifs de production.

Les coûts des pratiques sont estimés par hectare en prenant en compte les variations d'utilisation d'intrants et d'utilisation du matériel (charges d'entretien et amortissement). Les coûts du matériel spécifique à la récolte des prairies et à l'épandage de

fumier sont présentés dans l'annexe VI-2. Le coût de la main d'œuvre est proportionnel au nombre d'heures d'utilisation des machines (il dépend du débit de chantier à l'hectare) pour un coût unitaire de 16,5 €/heure. Nous ne considérons pas d'éventuelles économies d'échelle, c'est-à-dire la possibilité d'avoir des coûts unitaires différents en fonction du volume d'opérations réaliser.

La différence de coût de fertilisation

Le coût de la fertilisation minérale comprend l'épandage de fertilisant organique et minéral et l'achat d'azote minéral. Les coûts d'entretien, d'amortissement, la consommation de carburant et le temps nécessaire par hectare s'élèvent à 58,5 €/ha. C'est l'achat de fertilisant minéral (1,06 €/kgN d'après Eurostat) qui est responsable en grande partie de ce coût. On suppose que l'azote organique est produit sur la ferme à un coût nul. Le coût total de la fertilisation organique (main d'œuvre comprise) s'élève à 49 €/ha.

L'augmentation de la quantité d'azote appliquée est de 50 unités par hectare pour tous les modes d'exploitation concernés par cette pratique. Cependant, la part de la fertilisation organique diffère selon les régions et le mode d'exploitation, comme expliqué dans la première section (Annexe VI-3). En moyenne, on simule une augmentation de 2 tonnes de fumier et de 4 unités d'azote minérales par ha, ce qui induit un coût supplémentaire de 57 €/ha, assez homogène entre les régions (Tableau 5).

Tableau 5. Quantités moyennes de fertilisant minéral et organique apportées par ha et du coût moyen de fertilisation.

Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
	Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Modification de la fertilisation minérale (moyenne nationale : + 0,8 passage/ha soit +42 unités N/ha) : - Passage de l'épandeur de fertilisant minéral (amortissement + entretien + fuel + travail) : 5.5 €/ha/passage - Coût de l'engrais minéral : 1.06 €/kg N	+49	+41 à +58
Modification de la fertilisation organique (moyenne nationale : +0,2 passage/ha soit +2 t fumier/ha) : - Passage de l'épandeur de fertilisant minéral (amortissement + entretien + fuel + travail) : 49 €/ha/passage - Coût de l'engrais organique : 0 € (autoproduit)	+8	0 à +15
Total fertilisation	+57	+56 à +58

La différence de coût de la récolte du fourrage

Le coût de récolte dépend de la quantité de foin récoltée. Les itinéraires techniques associés à la récolte des fourrages ainsi que le type de matériel utilisé sont issus des travaux de Lépée et al. (2011). Les coûts de distribution des fourrages à l'auge n'ont pas été pris en compte car très variables selon les équipements des exploitations. Les coûts ont été divisés en une partie fixe qui ne dépend que de la surface à récolter - fauche, fanage et andainage – et d'une partie proportionnelle aux quantités à conditionner - presse, ficelle, transport, plastique et stockage. Le surcoût lié à la récolte supplémentaire est assez faible, 9 €/ha en moyenne (Tableau 6). Ce surcoût est plus élevé lorsque la réponse de la production d'herbe à la fertilisation est plus forte, comme en Alsace ou en Franche Comté (Annexe VI-4).

Tableau 6. Quantité moyenne de foin supplémentaire récolté et surcoût de récolte associé

Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
	Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Récolte de foin (moyenne nationale : +0 ha récolté en foin soit +0,32 t MS/ha) : - Fauche + 2 fanages + 1 andainage (amortissement + entretien + fuel + travail) : 75 €/ha/passage - Pressage + ficelle + chargement + transport + stockage : 27 €/tMS	+9	+4 à +14

La différence de valeur des fourrages produits

L'augmentation de la fertilisation augmente les fourrages produits (Annexe VI-4), ce qui peut permettre à l'éleveur i) d'acheter moins d'aliments et ainsi d'être plus autonomes ou ii) de vendre le surplus de fourrage. Il existe peu de données statistiques sur les prix des fourrages vendus et achetés. Pour le prix du foin départ ferme, nous avons considéré le foin à sa valeur d'inventaire soit 100 €/tMS (Réseaux Inosys Auvergne-Lozère-Aveyron). Pour l'herbe pâturée, nous avons estimé une ration

(Tableau 7) à base de foin, d'orge et de tourteau de soja équivalente en termes de protéines, d'énergie et d'encombrement (sur la base des valeurs UF, PDI et UE estimées par l'INRA, (Inra 2007)). Le prix de l'orge (158 €/tMB) est estimé à partir des données de fermes du Réseau d'Information Comptable Agricole sur les périodes 2009-2013. Le prix du tourteau (330 €/tMB) provient de France AgriMer pour l'année 2010.

Tableau 7. Ration de substitution à 1 tMS d'ensilage herbe ou d'herbe pâturée

	Foin (tMS) (FF0510*)	Tourteau de soja (tMS)	Orge (tMS)	Coût (€/tMS)
Herbe pâturée (FV0070*)	0,81	0,10	0,02	120

*référence du fourrage dans les tables Inra 2008.

En moyenne, l'augmentation de la fertilisation permet d'augmenter la valeur économique des fourrages produits de 38 €/ha (Tableau 8). Ce gain s'explique principalement par les variations de production de foin. Il est plus élevé en Alsace et Franche Comté du fait de l'augmentation plus importante de la production (Annexe VI-5).

Tableau 8. Variation moyenne de la valeur des fourrages en €/ha

Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
	Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Surplus de foin (moyenne nationale : +2.24 tMS/ha) : Valeur du foin : 100 €/tMS	-32	-14 à -49
Surplus d'herbe (moyenne nationale : +0,6 tMS/ha) : Valeur de l'herbe* : 122 €/tMS	-6	-14 à 0
Total valeur des aliments	-38	-22 à -57

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Le coût total de mise en œuvre de la pratique stockante (augmentation modérée de la fertilisation) est la somme du surcout de fertilisation et de récolte et des économies permises par les surplus de fourrage disponible. Il s'élève en moyenne nationale à **28 € par hectare et par an**, ce qui correspond à un coût par hectare relativement faible par rapport aux autres pratiques (Figure 5).

Coût à l'hectare [€/ha/an] - Intensification modérée des prairies extensives

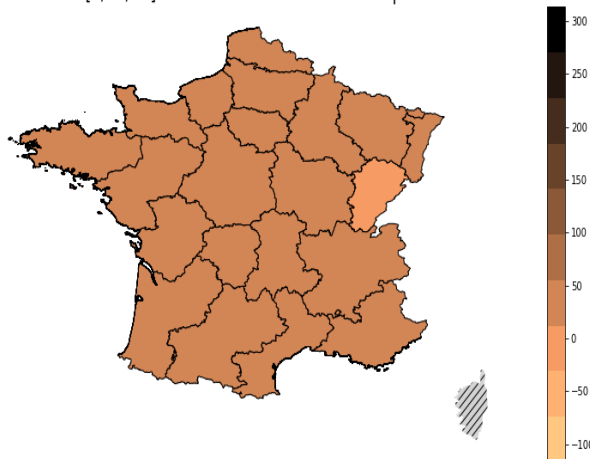


Figure 5. Carte du coût régional de la pratique « Augmentation modérée de la fertilisation azotée des prairies extensives », en euros par hectare et par an

La variabilité entre régions est relativement faible (Tableau 9) : de 12 €/ha en Franche Comté à 38 €/ha dans le Limousin et le Nord Pas de Calais. Ces variations sont directement liées à la quantité de fourrage supplémentaire engendrée par l'augmentation de la fertilisation azotée. Lorsque ce coût est ramené par tonne supplémentaire de carbone stocké sur l'horizon 0-30 cm, il est d'environ **157 €/tC** en moyenne nationale avec selon les régions des coûts moyens entre 72 €/tC et 963 €/tC.

Tableau 9. Coût du stockage de carbone

Région	Coût total (€/an)	Δ Coût à l'hectare (€/ha)	Coût de stockage de C (€/t C)
Alsace	783 324	18	173
Aquitaine	5 403 937	31	199
Auvergne	11 849 981	35	138
Basse-Normandie	5 304 451	24	152
Bourgogne	20 916 807	33	130
Bretagne	2 130 319	31	287
Centre	4 704 103	26	158
Champagne-Ardenne	4 560 194	24	183
Franche-Comté	2 596 294	12	73
Haute-Normandie	814 089	24	165
Ile-de-France	526 313	26	181
Languedoc-Roussillon	1 391 469	36	372
Limousin	12 874 540	38	222
Lorraine	2 970 955	14	129
Midi-Pyrénées	8 501 422	26	178
Nord-Pas-de-Calais	992 716	38	325
Pays de la Loire	8 190 408	29	209
Picardie	305 734	29	271
Poitou-Charentes	4 167 381	32	230
Provence-Alpes-Côte d'Azur	2 108 668	37	1 439
Rhône-Alpes	8 110 873	20	164
Total	109 203 978	28	157

Discussion

Comparaison à la littérature

D'après l'analyse des simulations du modèle PaSim, le gain de stockage additionnel permis par l'augmentation modérée de la fertilisation azotée des prairies permanentes est de $+176 \pm 63$ kgC/ha/an pour une fertilisation additionnelle de 50 kgN/ha/an, soit un facteur de 2,3 à 4,8 kg C stocké par kg de N supplémentaire fourni. Ce chiffre est cohérent avec la fourchette d'un stockage additionnel de 0 à 300 kgC/ha/an permis par la fertilisation azotée par Poepleau et al. (2018). En revanche, la réponse de la production fourragère simulée à l'azote apporté semble un peu faible en regard de ce qui est connu dans la littérature. La plupart du temps, le scénario testé est appliqué à des prairies non fertilisées (qui reçoivent donc ensuite 50 kgN/ha/an). Dans cette gamme de fertilisation, la réponse attendue des prairies est relativement élevée et de l'ordre de 25-30 kg MS à l'hectare par kg N apporté (Hopkins et al., 1990 ; Durant et Kerneis, 2015), alors que dans nos simulations la production fourragère simulée augmente de 3 à 16 kg MS à l'hectare par unité d'azote supplémentaire apportée. Cette faible augmentation de la production d'herbe en réponse à l'apport d'azote pourrait être due à d'autres facteurs limitants (eau par exemple).

Le coût estimé à l'hectare est relativement modeste par rapport aux autres pratiques simulées car les surcoûts de fertilisation sont partiellement compensés par une augmentation de la production. En revanche, le coût de stockage par tonne de carbone est élevé, du fait de l'impact modéré de la pratique sur le stockage de carbone. Par ailleurs le calcul du bilan gaz à effet de serre complet disqualifie cette pratique du point de vue de l'atténuation du changement climatique puisque le gain de stockage de C est annulé par l'augmentation des émissions liées à la fabrication et à l'usage de l'azote apporté.

Sensibilité des résultats

Concernant les hypothèses économiques, il existe des incertitudes sur le prix de l'azote qui fluctue en fonction du type de molécule utilisé et des cours du pétrole. Depuis 2000, le cours de l'azote a fluctué de $\pm 20\%$ par rapport à la référence utilisée (Indice déflaté IPAMPA Agreste). Ces variations entraîneraient une modification de ± 8 €/ha du coût moyen de stockage par hectare, soit $\pm 30\%$ de la valeur de référence. Le coût de la mécanisation est également très variable entre exploitations du fait de la variabilité du type d'équipements des agriculteurs, de leur niveau d'utilisation, de leur ancienneté et du type de propriété (à l'exploitation, en CUMA, à des tiers via des entreprises de travaux agricoles). Une variation de $\pm 20\%$ par rapport au coût moyen estimé induirait des variations de l'ordre de ± 3 €/ha soit 10%. Concernant le prix du foin, le barème de la chambre d'agriculture de l'Oise propose une fourchette entre 90 € et 135 € pour la vente de foin (prix départ ferme). Cela

entraînerait une variation du coût moyen de la valeur des fourrages à l'hectare entre -9 €/ha et +4 €/ha soit entre -35% et +15%.

Corrélation entre les principales sources d'incertitude

Les principales corrélations concernent la variabilité interannuelle de la production des prairies et le coût du foin. Le cours du foin est en effet bien plus élevé lorsque le climat est défavorable à la production fourragère. Si l'ajout d'azote permet d'augmenter la production des prairies ces années-là, le coût de la mesure sera plus faible.

Références bibliographiques

- Agreste, 2010. Les Dossiers N°8 Prairies permanentes, 9 p.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/publications/dossiers/article/pratiques-culturelles-2006>
- Agreste, 2017. Surfaces, productions, rendements de cultures fourragères, résultats 2016 définitifs et 2017 provisoires.
<http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/saa2018T13bspca.pdf>
- Conant, R.T.; Cerri, C.E.P.; Osborne, B.B.; Paustian, K., 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecological Applications*, 27 (2): 662-668. <http://dx.doi.org/10.1002/eap.1473>
- Durant D., Kernéis E., 2015. Effets de la fertilisation sur la production, la valeur nutritive et la diversité floristique d'une prairie de fauche en marais charentais, *Fourrages*, 222, 157-165.
- Graux, A.-I., Delaby, L., Peyraud, J.-L., Casellas, E., Faverdin, P., Le Bas, C., Meillet, A., Poméon, T., Raynal, H., Resmond, R., Ripoché, D., Ruget, F., Théron, O., Vertès, F., 2017. Les prairies françaises: production, exportation d'azote et risques de lessivage. Rapport d'étude. INRA, France, 74 p.
- Hopkins A., Gilbey J., Dibb C., Bowling P.J., Murray P.J., 1990. Response of permanent and reseeded grassland to fertilizer nitrogen, 1. Herbage production and herbage quality. *Grass and Forage Science*, 43, 43-33.
- INRA, 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins : Besoins des animaux - Valeurs des aliments. Editions Quae.
- Lépée, P., 2011. De la fauche au stockage : évaluer le coût d'une chaîne de récolte de l'herbe. *Fourrages* 206, 137-141.
- Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V., & Ojima, D. S., 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Science Society of America Journal*, 51(5), 1173-1179. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>
- Poeplau, C.; Zopf, D.; Greiner, B.; Geerts, R.; Korvaar, H.; Thumm, U.; Don, M.; Heidkamp, A.; Flessa, H., 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 265: 144-155.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.003>
- Riedo, M., Grub, A., Rosset, M., & Fuhrer, J., 1998. A pasture simulation model for dry matter production, and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. *Ecological Modelling*, 105(2-3), 141-183. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(97\)00110-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(97)00110-5)
- Soussana, J.F.; Tallec, T.; Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, 4 (3): 334-350. <http://dx.doi.org/10.1017/s1751731109990784>
- SCEES, 2000. Les prairies en 1998, Agreste, Chiffres et données Agriculture, 128, 73 p.
- Soussana, J.F.; Lemaire, G., 2014. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 190: 9-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>

Annexes

Annexe VI-1. Pourcentage de la fertilisation organique théorique pouvant être réalisée par région en fonction des disponibilités d'effluents d'élevage

Région	Initial	Final
Alsace	0	0
Aquitaine	25	13
Auvergne	100	100
Basse-Normandie	58	41
Bourgogne	100	86
Bretagne	0	0
Centre	0	0
Champagne-Ardenne	0	0
Corse	0	0
Franche-Comté	100	100
Haute-Normandie	50	42
Ile-de-France	0	0
Languedoc-Roussillon	0	0
Limousin	100	40
Lorraine	0	0
Midi-Pyrénées	100	77
Nord-Pas-de-Calais	0	0
Pays de la Loire	28	16
Picardie	0	0
Poitou-Charentes	65	26
Provence-Alpes-Côte d'Azur	0	0
Rhône-Alpes	88	34

Annexe VI-2. Coût du matériel

2a) Epandage fumier

Matériel	Charges fixes (€/voyage)	Réparations (€/voyage)	Performance (voyage/h)	Fuel (L/h)	Coût tracteur (€/h)	Performance (ha/h)	Coût travail (€/ha)	Coût total (€/ha)
Epandeur fumier 10 t / 12 m ³ , hérissons horizontaux avec table d'épandage + tracteur 4RM 130ch	5	0.9	2.0	10.0	20.44	1	16.5	49.5

Source : CUMA du Loiret de 2010 à 2014

2b) Fauche, fanage et andainage : coût à l'hectare

	Matériel	Coût tracteur (€/h)	Fuel (L/h)	Performance (ha/h)	Coût matériel (€/ha)	Coût tracteur (€/ha)	Main d'œuvre (€/ha)	Coût total (€/ha)
Fauche	Faucheuse rotative 3,2 m 8 disques + tracteur 4RM 110ch	17.87	8.47	2.2	14.05	8.12	7.5	29.7
Fanage (2 passages)	Faneuse 6 axes, 6,5 m portée, repliage hydraulique + tracteur 4RM 110ch	17.87	8.47	3.5	7.35	5.11	4.7	34.3
Andainage	Andaineur 3,5 m porté + tracteur 2RM 80ch	10	5	2.00	6.65	4.88	8.3	19.8

Source : barème Entraide de l'Oise 2016

Pressage et ficelle : coût par balle (1 balle = 330 kgMS)

	Matériel	Coût tracteur (€/h)	Fuel (L/h)	Performance (balle/h)	Coût matériel (€/balle)	Coût tracteur (€/balle)	Main d'œuvre (€/balle)	Coût total (€/balle)	t MS /balle
Pressage	Chambre variable 120 x 160 pick up large de série + tracteur 4RM 110ch	17.87	8.47	30.00	2.625	0.60	0.55	4.3	0.33
Ficelle					0.49				

Source : barème Entraide de l'Oise 2016

2c) Chargement, transport et stockage par tMS

	Matériel	Coût tracteur (€/h)	Fuel (L/h)	Coût matériel (€/h)	Coût travail (€/h)	Transport (tMS/voyage)	Performance (tMS/h)	Coût total (€/tMS)
Chargement foin	chargeur frontal 2 fonctions, godet & fourche + tracteur 2RM, 80ch	10	5.28	3.55	16.5		16	1.87
Transport foin	Plateau 8 m 8 tonnes + tracteur 2RM, 80ch	10	5.28	5	16.5	6.12	8	3.75
Stockage (inclut hangar)								9

Source : barème Entraide de l'Oise 2016

Annexe VI-3. Variation des quantités et des types de fertilisation par région

Régions	Δ passage Organique (Nb/ha/an)	Δ Q Fumier (t MS/ha/an)	Δ passage Minéral (NB/ha/an)	Δ Q Azote minéral (kg/ha/an)	Δ Coût ferti. organique (€/ha)	Δ Coût ferti. minérale (€/ha)	Δ Coût ferti. azotée (€/ha/an)
Alsace	-	-	1	50.0	-	58.5	58.5
Aquitaine	0	1.3	1	46.3	4.4	54.0	58.5
Auvergne	0.2	3.2	0.8	39.2	10.7	45.9	56.6
Basse-Normandie	0.2	3.0	0.8	40.0	9.9	46.8	56.7
Bourgogne	0.2	3.6	0.8	38.2	11.7	44.6	56.4
Bretagne	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Centre	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Champagne-Ardenne	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Franche-Comté	0.3	4.5	0.7	34.9	15.0	40.8	55.8
Haute-Normandie	0.2	3.5	0.8	38.2	11.7	44.7	56.4
Ile-de-France	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Languedoc-Roussillon	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Limousin	0.2	3.3	0.8	39.0	10.9	45.6	56.5
Lorraine	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Midi-Pyrénées.	0.2	2.4	0.8	41.8	8.1	49.0	57.0
Nord-Pas-de-Calais	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Pays de la Loire	0.1	1.8	0.9	44.0	5.9	51.5	57.4
Picardie	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Poitou-Charentes	0.2	3.2	0.8	39.2	10.7	45.9	56.6
PACA	-	-	1.0	50.0	-	58.5	58.5
Rhône-Alpes	0.2	2.8	0.8	40.8	9.1	47.7	56.8
Moyenne	0.2	2	0.8	42	8	49	57

Annexe VI-4. Variation de production de foin et herbe ingérée au pâturage et du coût de récolte du foin

Régions	Biomasse initiale (t MS/ha)	Biomasse finale (t MS/ha)	Variation (%)	Δ herbe pâturée (t MS/ha)	Δ foin récolté (t MS/ha)	Δ coût de récolte (€/ha)
Alsace	4,63	5,17	12%	0,04	0,49	14
Aquitaine	2,72	3,07	13%	0,04	0,31	8
Auvergne	3,01	3,27	9%	0,06	0,21	6
Basse-Normandie	3,30	3,71	13%	0,05	0,36	10
Bourgogne	3,08	3,37	10%	0,05	0,25	7
Bretagne	2,97	3,32	12%	0,05	0,30	8
Centre	3,33	3,76	13%	0,03	0,40	11
Champagne-Ardenne	4,30	4,76	11%	0,03	0,43	12
Franche-Comté	4,79	5,35	12%	0,07	0,49	14
Haute-Normandie	3,49	3,93	13%	0,01	0,43	12
Ile-de-France	3,62	4,07	12%	-	0,44	12
Languedoc-Roussillon	2,89	3,18	10%	0,03	0,26	7
Limousin	3,37	3,57	6%	0,07	0,14	4
Lorraine	4,82	5,35	11%	0,11	0,42	11
Midi-Pyrénées	3,44	3,84	12%	0,04	0,36	10
Nord-Pas-de-Calais	3,71	4,00	8%	-	0,29	8
Pays de la Loire	2,95	3,32	13%	0,03	0,34	9
Picardie	4,23	4,63	10%	-	0,40	11
Poitou-Charentes	3,15	3,44	9%	0,07	0,22	6
Provence-Alpes-Côte d'Azur	2,75	3,02	10%	0,03	0,24	7
Rhône-Alpes	4,18	4,64	11%	0,07	0,39	11
Moyenne	3,51	3,87	11%	0,05	0,32	9

Annexe VI-5. Evaluation du coût du poste « production d'aliment » par région

Régions	Δ coût alimentation total (€/ha)	Δ coût aliment foin (€/ha)	Δ coût aliment herbe (€/ha)
Alsace	-54	-49	-5
Aquitaine	-36	-31	-5
Auvergne	-27	-21	-7
Basse-Normandie	-42	-36	-6
Bourgogne	-31	-25	-6
Bretagne	-36	-30	-6
Centre	-44	-40	-3
Champagne-Ardenne	-46	-43	-3
Franche-Comté	-57	-49	-8
Haute-Normandie	-44	-43	-1
Ile-de-France	-44	-44	-
Languedoc-Roussillon	-30	-26	-4
Limousin	-22	-14	-8
Lorraine	-55	-42	-14
Midi-Pyrénées	-41	-36	-5
Nord-Pas-de-Calais	-29	-29	-
Pays de la Loire	-38	-34	-4
Picardie	-40	-40	-
Poitou-Charentes	-31	-22	-9
Provence-Alpes-Côte d'Azur	-28	-24	-3
Rhône-Alpes	-47	-39	-9
Moyenne	-38	-32	-6

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe VII.

Fiche de la pratique stockante

"Développer l'agroforesterie dans les parcelles cultivées"

Auteurs

Valentin Bellassen, Rémi Cardinael,
Delphine Mézière, Michele Schiavo

Appui scientifique interne

Fabien Liagre (Agroof), Sylvain Doublet (Solagro)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame

Relecteur technique externe

Daniele Ori (Agroof)

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.3.1) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

“Agroforesterie” est un terme générique qui désigne un mode d’exploitation des terres agricoles associant des arbres et des cultures ou des pâturages. L’action décrite ici examine l’agroforesterie intraparcellaire, soit l’introduction d’arbres au sein de parcelles agricoles cultivées.

Dans la présente étude, nous ne supposons pas d’évolution des pratiques culturales sur la culture associée due à l’introduction des arbres. Toutefois, l’introduction des arbres engendre une baisse de la surface cultivée et, du fait de la compétition pour les ressources entre arbres et cultures, peut entraîner une baisse supplémentaire de production agricole sur la surface cultivée restante. Le sylvopastoralisme n’est pas étudié ici car, en climat tempéré, les rares études ne montrent pas d’effet significatif sur le carbone organique du sol de la plantation d’arbres sur des prairies permanentes (le taux de stockage moyen est estimé à 0,05 tC/ha/an mais avec un intervalle de confiance compris entre -0,20 et 0,29 tC/ha/an). Cette pratique ne permettrait donc pas de stocker plus de carbone dans le sol que des prairies sans arbres (Figure 3.9-2 et Tableau 3.9-2 de la section 3.9 du rapport).

Il est à noter que dans le cadre de cette étude, les éventuels gains de carbone liés à la protection du sol contre l’érosion par les lignes d’arbres ne sont pas pris en compte car en l’absence d’arbres, les pertes par érosion ne représentent pas forcément une émission de GES - il peut en effet y avoir redéposition et accumulation du C en aval de la parcelle (van Oost et al., 2007).

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

Description générale

Dans le cadre de la reconnaissance des surfaces agroforestières comme Surfaces d’intérêt écologique (SIE) et du soutien à l’installation de systèmes agroforestiers (article 23), le Ministère de l’Agriculture a précisé les conditions que les parcelles doivent respecter :

- densité d’arbres inférieure à 100 arbres par hectare ;
- pas d’espace supérieur à 5 mètres entre deux couronnes d’arbres alignés.

La constitution de l’itinéraire technique proposé dans cette fiche cherche à se rapprocher des pratiques actuelles de plantations agroforestières récentes tout en restant cohérent avec les caractéristiques des parcelles dans lesquelles les taux de stockage ont été mesurés (densité d’arbres et emprise des linéaires sous-arborés dans la parcelle, cf. Tableau 3.9-1). Il a été constitué avec l’appui de conseillers de terrain en agroforesterie.

La pratique agroforesterie étudiée ici concerne l’introduction d’arbres au sein d’une parcelle cultivée avec une densité initiale de 75 arbres par ha pour une emprise au sol – bande enherbée comprise – de 12,5% (Cardinael et al., 2017). Les arbres sont plantés sur des lignes espacées tous les 22,5 m (allée cultivée = 21 m, bande enherbée = 3 m). Les arbres sont plantés à 5,2 m d’intervalle sur la ligne.

La plantation requiert plusieurs opérations – conseil, piquetage, préparation du sol, plantation des arbres, protection et paillage au pied de l’arbre, et semis d’un couvert de graminées. A partir de l’année 7, la végétation de la bande herbacée au pied des arbres est coupée au rotifil tous les ans pour éviter la mise à graine de certaines plantes qui pourraient disperser dans la culture. Pour les arbres, un regarnissage a lieu la deuxième année pour remplacer ceux qui n’ont pas pris. Ils subissent ensuite une taille de formation de l’année 1 à l’année 7 et sont élagués tous les ans entre l’année 4 et l’année 12. L’année 10, la ligne d’arbre est éclaircie pour passer à 49 arbres par hectare, qui sont récoltés 50 ans après la plantation. Comme l’objectif est de stocker du carbone, les souches sont laissées au champ après la récolte.

Choix des arbres

Les critères de sélection des essences sont : (i) un houppier peu dense qui convient bien pour les cultures qui ont besoin d’une luminosité importante ; (ii) un débourrement tardif qui laisse plus de temps aux cultures d’hiver pour développer leur surface foliaire en sortie d’hiver ; (iii) les arbres supportant bien les élagages qui diminuent la compétition pour la lumière et sont rapidement hors d’atteinte des machines ; (iv) éventuellement les arbres qui fixent l’azote de l’air. Le choix des arbres devra intégrer les caractéristiques du milieu (pH et risques d’hydromorphie en particulier) (Dupraz and Liagre, 2008). Le choix des arbres relève également d’une logique économique puisque la valorisation de la parcelle en dépendra fortement ; généralement les propriétaires sont plus sensibles à la productivité des essences et à la valeur économique du bois produit

(Dupraz and Liagre, 2008). Bien que l'on privilégie aujourd'hui les plantations plurispécifiques (5 à 10 espèces), dans notre cas, nous considérons ici une plantation avec deux espèces d'arbres à valorisation bois d'œuvre – 50% de noyer hybride (*Juglans regia x nigra*) et 50% de merisier (*Prunus avium*) – et non d'espèces fruitières qui pourraient être introduites également dans ces parcelles et contribuer à séquestrer le carbone dans le sol et la biomasse ligneuse.

Position et orientation des arbres dans la parcelle

La littérature technique recommande une distance entre les lignes au moins égale à deux fois la hauteur maximale de l'arbre pour éviter de trop forts ombrages pour les cultures. Mais la largeur des engins agricoles doit aussi être prise en compte pour déterminer cet écartement. Dans la plupart des études, on note que sont évaluées des structures d'arbres en lignes. Entre les arbres sur une même ligne, on préconise un espacement de 4 à 10 mètres. L'orientation des lignes d'arbres peut également varier d'une situation agroforestière à l'autre : une orientation nord-sud peut être conseillée pour homogénéiser l'éclaircissement de la culture et réduire l'impact de l'ombre des arbres. Cette ligne peut également servir de protection et peut donc être installée perpendiculairement aux vents dominants et le long des courbes de niveaux pour limiter les effets de ruissellement sur les parcelles pentues ou sensibles à l'érosion (<http://arbres.paysages.33.free.fr/agroforesterie.htm>).

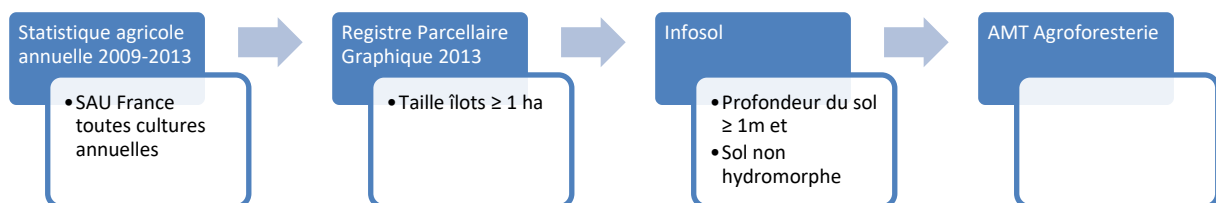
Critères d'assiette pour le scénario stockant

Critères

Trois critères limitant l'assiette sont retenus : une taille minimale de parcelle d'un hectare, une profondeur de sol supérieure à un mètre, et un sol non hydromorphe. En dessous d'un hectare, il n'y a pas de place pour mettre à la fois des arbres et des tracteurs (Dupraz and Liagre, 2008) : les plus petites parcelles d'agroforesterie observées mesurent 0,8 ha (Mézière D., communication personnelle d'après des enquêtes auprès d'agroforestiers dans le Sud-Ouest de la France). Dans les sols de moins d'un mètre de profondeur, les arbres peuvent bien sûr se développer, mais leur croissance s'en trouvera largement affectée et la récolte du bois sera très différée dans le temps (Cardinael, 2011). Dans les sols hydromorphes, on pourrait éventuellement faire pousser des essences telles que du saule ou du peuplier, mais en général les essences à valorisation bois d'œuvre n'y sont pas adaptées. Ces sols sont donc exclus car ne correspondant pas au cas d'étude présent.

La réserve utile n'est pas prise en compte parce que l'agroforesterie est observée sur de nombreuses parcelles à faible réserve utile (entre 50 et 100 mm), notamment dans le Sud-Ouest de la France (Doublet S., communication personnelle).

Figure 1. Méthode d'estimation de l'assiette maximale technique de la pratique stockante Agroforesterie



Contrairement à Cardinael (2011), les surfaces plantées en vignes et vergers sont exclues de la présente étude, puisque l'action consiste ici à introduire des arbres dans les parcelles, ce qui supposerait dans le cas des parcelles viticoles déjà en place d'arracher quelques rangs de vignes. Les prairies permanentes sont également exclues de l'assiette (voir section précédente).

L'agroforesterie représentant une innovation agronomique importante, des critères comme l'âge de l'agriculteur, la propension à prendre des risques, la sensibilité aux pratiques agroécologiques, etc. sont importants à prendre en compte. Ils ne sont toutefois pas considérés ici.

Assiette maximale technique (AMT)

L'AMT nationale atteint 5,3 millions d'hectares, sans compter les 10 000 hectares déjà plantés (cf. Tableau 2.). Sans surprise, les régions de grandes cultures présentent l'AMT la plus élevée : Centre, Pays de Loire, Picardie, Champagne-Ardenne, etc.

Compte tenu de la profonde mutation dans la stratégie de production que représente l'agroforesterie, aucune prospective existante n'imagine que l'intégralité de l'AMT soit couverte dans les décennies qui viennent. A titre indicatif, une étude propose un scénario à 10 % d'adoption pour les cultures à l'horizon 2050 (Centre d'études et de prospective 2012). La Stratégie Nationale Bas-Carbone quant à elle table sur 120 000 hectares agroforestiers à l'horizon 2035 (Ministère de l'Ecologie, 2015).

Présence de la pratique stockante dans la ligne de base

Valeur retenue

En 2013, on estimait à environ 10 000 hectares (Liagre et al., 2012) la surface d'agroforesterie "moderne" - alignement d'arbres avec culture intercalaire mécanisée - dont à peine 350 ont été plantés il y a plus de 20 ans (Talbot, 2011). C'est la valeur qui est retenue.

Contexte politique et associatif

Au niveau européen, le Règlement de Développement Rural de 2013 intègre une mesure de soutien à la création de systèmes agroforestiers (article 23, sous-mesure 8.2) dont le cofinancement communautaire peut monter à 80% des coûts de plantation et de gestion pendant les 5 premières années. Le cahier des charges précis de la mesure 8.2 est défini au niveau régional, si la région décide d'ouvrir la mesure. Par ailleurs, les parcelles agroforestières comptent en tant que Surface d'intérêt écologique qui doivent représenter 5% de la SAU pour recevoir les paiements verts du premier pilier de la politique agricole commune (PAC).

L'agroforesterie bénéficie d'un engouement certain depuis quelques années. Le Ministère de l'Agriculture encourage cette dynamique, et a lancé en 2015 un Plan de développement de l'Agroforesterie. Il existe aujourd'hui différentes structures nationales de soutien à l'agroforesterie, notamment l'Association Française d'AgroForesterie (AFAF), l'Association Française Arbres Champêtres et Agroforesterie (Afac-Agroforesteries), et un grand nombre d'associations locales dans les départements. Il existe également un Réseau Mixte Technologique AgroforesterieS, ayant pour objectif de fédérer les acteurs de la recherche, du développement et de la formation autour de l'agroforesterie sous toutes ses formes. Le réseau REUNIR-AF s'intéresse quant à lui plus spécifiquement aux politiques publiques.

Perspectives de développement

Le projet SAFE (C Dupraz et al. 2005) a étudié les perspectives de développement de l'agroforesterie à l'échelle européenne. Ainsi, la méthode a consisté à superposer les terres susceptibles de permettre la croissance productive des arbres (56% des terres arables) et les terres à risque potentiel d'érosion, de lixiviation des nitrates et de perte de diversité paysagères (80% des terres arables européennes). Au final, l'introduction d'arbres sur 40% de la SAU européenne serait efficace d'un point de vue des performances productives et environnementales (protéger 4% des terres cultivées, limiter la lixiviation des nitrates sur 18% des terres et diversifier les paysages sur 32% des terres arables européennes) (Reisner et al., 2007).

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

Les lignes d'arbres agroforestiers ne sont généralement pas plantées en bordure de parcelle, ce qui rend la pratique compatible avec l'implantation de haies.

Par ailleurs, l'introduction d'arbres dans des parcelles agricoles va modifier l'assiette de développement de plusieurs pratiques examinées dans ce rapport (Tableau). Par contre, sur la surface encore cultivée, l'effet de l'introduction d'arbres à proximité peut se cumuler avec l'effet d'une autre pratique culturale séquestrante car on peut tout à fait envisager un changement dans les pratiques sur la culture entre les rangées d'arbres (par exemple l'introduction de cultures intermédiaires). On peut supposer que les effets sur le stockage de carbone sont cumulatifs, mais il n'existe aucune recherche sur ces interactions.

Tableau 1. Interactions entre la pratique Agroforesterie et les autres pratiques

Pratique stockante	Part de la surface sur laquelle un cumul est possible
Semis direct	0.875
Développement cultures intermédiaires	0.875
Introduction de prairies temporaires dans les successions de grandes cultures	0.875
Mobilisation de nouvelles sources de C exogène	0.875
Enherbement cultures pérennes	0
Intensification des prairies les plus extensives	0
Remplacement d'une partie des prairies fauchées par des prairies pâturées	0
Agroforesterie	1
Haies	1

Potentiel de stockage de carbone

Potentiel de stockage par unité de surface

La valeur de stockage retenue est de 0,25 tC/ha/an [IC 95% : 0,09-0,39] quand l'agroforesterie est mise en place sur une rotation qui ne comprend pas de prairie temporaire (Cardinael et al., 2017). Ce stockage se décompose entre 0,84 tC/ha/an sous la ligne d'arbres et d'herbacées, et 0,17 tC/ha/an dans l'inter-rang. Elle correspond aux options techniques retenues. Elle ne montre pas d'inflexion sur les 30 premières années, même si, à l'instar de toutes les pratiques stockantes, un nouvel équilibre est probable à plus long terme.

Pour les rotations qui comportent des prairies temporaires, on retranche aux valeurs susmentionnées le stockage lié à l'implantation de prairies temporaires dans des rotations de cultures pures, estimé à 0,44 tC/ha/an dans cette étude. Cette approximation aboutit pour ces rotations à un stockage additionnel nul dans l'inter-rang, et à un stockage de 0,4 tC/ha/an sous la ligne d'arbres, soit 0,05 tC/ha/an par hectare de SAU où l'agroforesterie est mise en œuvre. Le stockage sous la ligne d'arbres est plus faible que sur des rotations sans prairies temporaire, car le stock initial y est plus élevé alors que le stock final est le même.

La part des grandes cultures en rotation avec des prairies temporaires est estimée à partir des surfaces des rotations dominantes dans chaque UPC pour la ligne de base (voir Figure 4.3-4).

En prenant en compte le stockage additionnel moindre dans les rotations avec prairie temporaire, la moyenne nationale de stockage est estimée à 0,207 tC/ha/an soit **207 kgC/ha/an**.

Potentiel de stockage agrégé au niveau France métropolitaine

Tableau 2. Potentiel de stockage de l'agroforesterie (horizon 0-30 cm)

Région	Assiette (ha)	Stockage total dans le sol (tC/an)	Bilan GES global (tCO ₂ e/an)
Île-de-France	219 634	54 564	-1 055 951
Champagne-Ardenne	438 119	107 800	-2 110 220
Picardie	628 755	155 757	-3 038 674
Haute-Normandie	387 684	93 596	-1 864 549
Centre	583 058	131 380	-2 747 716
Basse-Normandie	208 961	44 119	-972 640
Bourgogne	207 839	46 730	-976 414
Nord-Pas-de-Calais	345 223	84 811	-1 658 446
Lorraine	210 220	49 696	-1 004 200
Alsace	60 254	13 917	-287 350
Franche-Comté	52 882	10 455	-243 094
Pays de la Loire	472 101	66 267	-2 049 896
Bretagne	411 626	54 409	-1 782 162
Poitou-Charentes	345 809	63 975	-1 568 767
Aquitaine	208 245	38 894	-952 817
Midi-Pyrénées	272 197	44 849	-1 204 985
Limousin	20 581	2 104	-85 805
Rhône-Alpes	109 564	16 606	-485 138
Auvergne	97 266	15 063	-427 270
Languedoc-Roussillon	23 207	4 336	-104 294
Provence-Alpes-Côte d'Azur	22 361	3 729	-99 891
Corse	494	50	-2 067
France métropolitaine	5 326 082	1 103 106	-24 722 347

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Stockage de carbone dans la biomasse

Cardinael et al. (2017) observe des taux de stockage moyen dans la biomasse¹ entre 0,65 et 1,08 tC/ha/an, croissant avec l'âge des parcelles. Comme la moyenne d'âge des parcelles observées est inférieure à la moitié de notre rotation, on retient ici une valeur de 0,9 tC/ha/an. Rapportée à la surface occupée par les arbres, c'est deux fois plus qu'une forêt française moyenne ce qui peut s'expliquer par une plus forte croissance des arbres due à une moindre compétition pour la lumière, l'eau et les nutriments.

Utilisation d'intrants et de matériel

Les émissions liées à l'utilisation de carburant et de semences pour la plantation et l'entretien de la bande d'arbres sont négligées. Sur les bandes cultivées, les émissions liées aux intrants et au matériel sont jugées comparables à celles des parcelles cultivées dépourvues d'arbres, et sont donc de 12,5% inférieures aux parcelles conventionnelles par hectare de parcelle agroforestière. Seules les principales sources d'émissions – fabrication et utilisation de carburant et d'engrais minéraux azotés, et apports d'azote organique – sont considérées. La quantité de carburant est estimée à partir des données du RICA 2009-2013, par estimation économétrique des charges « carburant » liées à chaque culture. Les charges « carburant » sont converties en litres au prix de 0,7 €/L. Les apports azotés sont estimés par région et par culture à partir des données de l'enquête pratiques culturales de 2011. Elles sont converties en émissions de CO₂éq en suivant la méthode Tier 1 du GIEC et en appliquant, pour la fabrication des engrais, la valeur de la Base Carbone de l'ADEME (ADEME, 2010 ; IPCC, 2006). Pour plus de détails, se reporter à la section 4.1.

Bilan

Tableau 3. Quantification du stockage de carbone et de l'atténuation annuels et par ha de la pratique Agroforesterie en comparaison avec la pratique conventionnelle. Calcul sur 0-30 cm

Une valeur négative correspond à une atténuation, une valeur positive à une augmentation des émissions de GES.

Types d'émission	Détail de l'émission	Valeur (tCO ₂ e/ha/an)	Incertitude IC 95%
Emissions directes	CO ₂ stocké dans le sol	-0.76	[-0.49 ; -1.59]
	CO ₂ stocké dans la biomasse des arbres	-3.30	[-1,58 ; -4,95]
	N ₂ O émis lors des apports de apports azotés minéraux et organiques sur l'exploitation ainsi que dans les espaces physiquement liés (lixiviation des nitrates à partir des sols et dépôt d'ammoniac)	-0.12	[-0.03 ; -0.55]
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles	-0.01	[-0.01 ; -0.01]
Emissions induites	GES émis lors de la fabrication et au transport de engrais azotés minéraux	-0.08	[-0.04 ; -0.15]
	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul	-0.01	Non estimée
	Effet de substitution grâce à l'utilisation du bois d'éclaircie (énergie)	-0.12	[-0,06 ; -0,25]
	Effet de substitution grâce à l'utilisation de la récolte finale de bois (énergie et matériau)	-0.25	[-0,12 ; -0,53]
Total		-4.64	[-2.32 ; -8.03]

Autres impacts

Politiquement, l'agroforesterie est surtout mise en avant pour ses performances agri-environnementales. Elle serait en particulier un moyen de lutte efficace contre l'érosion des sols, la pollution des nappes et des rivières par les nitrates, l'uniformisation des paysages et l'érosion de la biodiversité (Fagerholm et al., 2016 ; Smith et al., 2013 ; Torralba et al., 2016) (Gómez et al., 2009 ; Nair et al., 2010 ; Palma et al., 2007 ; Tartera et al., 2012). L'hétérogénéité de la végétation (cultures, arbres et l'enherbement sous les arbres) permet l'établissement d'une biodiversité plus riche sur la parcelle (Burgess, 1999 ; Gibbs et al., 2016 ; Klau et al., 2005 ; Varah et al., 2013 ; Boinot et al., 2019a ; Boinot et al., 2019b). Elle permet d'abriter à la fois des ravageurs et des auxiliaires des cultures (Jose, 2009 ; Boinot et al., 2019b) mais n'augmenterait pas le risque adventices dans les allées cultivées (Boinot et al., 2019a). A ce titre, l'expertise collective de l'INRA sur la biodiversité

¹ Biomasse aérienne et souterraine totale, hors volumes élagués et éclaircis. Pour la biomasse aérienne, seul le tronc et les branches de premier rang sont comptabilisées. Par la biomasse souterraine, un coefficient de 0,26 (Cairns et al, 1997) est appliqué à la biomasse aérienne.

mentionne l'agroforesterie moderne comme système agricole permettant l'accroissement de la diversité végétale mais reconnaît le manque d'informations précises sur le sujet (Le Roux et al., 2008). Les travaux de Boinot et al. (2019a) ont permis de combler en partie ces lacunes en montrant que la flore hébergée sous les lignes d'arbres est une flore riche, composée majoritairement d'espèces hémérophobes que l'on ne trouve habituellement pas au sein des parcelles agricoles. Cette recherche est encore moins "poussée" si l'on considère uniquement la microflore du sol et la pédofaune. Une étude récente en France a néanmoins montré une abondance et une diversité de vers de terre plus importante en agroforesterie, notamment sur les lignes d'arbres (Cardinael et al., 2019). Enfin, l'agroforesterie représente également un potentiel d'adaptation au changement climatique mis en avant par de nombreux auteurs (Arenas-Corraliza et al., 2018) en protégeant notamment les cultures contre les événements climatiques extrêmes (et notamment les stress thermiques précoces de printemps) et constitue à ce titre un système de culture prometteur pour les décennies à venir.

Coût technique

Coûts et bénéfices liés à la mise en œuvre de la pratique

Trois types de coûts et bénéfices sont pris en compte : les coûts et bénéfices liés à la plantation, à l'entretien et à la récolte des lignes d'arbres, les coûts d'opportunités liés à la perte de surface en culture au profit des lignes d'arbres et les coûts d'opportunités liés aux baisses de rendement des cultures dans l'inter-rang. Ils sont actualisés à un taux de 4,5 % recommandé par Quinet et al. (2013) et conduisent au calcul d'une annuité constante, conformément à la méthodologie de l'étude.

Le développement d'une action nécessite la mise en œuvre de mesures incitatives et réglementaires (réglementation, taxation, subvention...) qui peuvent constituer un coût pour la puissance publique ou des organismes semi-publics, privés ou associatifs (pour les étapes de conception, mise en œuvre, suivi, évaluation), mais aussi pour les agriculteurs eux-mêmes (temps passé pour s'informer, se former, remplir des documents administratifs...). Ces coûts sont appelés coûts de transaction et doivent normalement être inclus dans le coût total d'une politique pour en évaluer l'efficacité. Ils ne sont toutefois pas calculés ici. Pour l'agroforesterie, Pellerin et al. (2013) estime les coûts de transaction privés à environ 7 euros par hectare.

Sur les lignes d'arbres, les pratiques décrites plus haut génèrent des coûts de matériel et de main d'œuvre. Mais la vente de bois est également source de recettes supplémentaires :

- l'élagage, estimé à 0,013 stère/arbre/an, génère du bois de chauffage valorisé à 35 euros le stère ;
- l'éclaircie à 10 ans génère 0,17 m³/arbre éclairci (Cardinael R., pers. com.), également valorisé en bois de chauffage à 35 euros le stère ;
- la récolte finale génère 2,47 m³/arbre (volume correspondant à la croissance nette annuelle sur 50 ans après avoir retranché le volume de la première éclaircie), valorisé à 200 €/m³ sur pied², le prix des chênes de 2,5 m³ (France Bois Forêt, 2017). Pour le bilan GES de la pratique, on considère que les usages du bois sont identiques à la moyenne nationale pour les coupes à vocation d'œuvre feuillues, à savoir 18% d'usage final en bois d'œuvre (charpente, meubles...), 18% en panneaux, 14% en papier, 11% en énergie et 39% en déchets (Valade et al., 2017).

Les coûts d'opportunités liés à la perte de surface en culture (12,5%, voir section du début) au profit des lignes d'arbres correspondent à la marge brute associée aux cultures correspondantes. Pour chaque région, la marge de chaque culture est estimée par régression à partir des données du RICA en agrégeant les cultures mineures à d'autres cultures leur ressemblant. Les marges sont ensuite moyennées au prorata des surfaces de chaque culture de manière à estimer un coût d'opportunité à l'échelle régionale (voir sections 4.1 et 4.5).

Sur les allées cultivées, les pratiques culturales sont jugées similaires aux pratiques mises en œuvre en parcelles classiques sans arbres. Toutefois, à partir de l'année 16, une baisse de rendement de 7,5% est appliquée jusqu'à la coupe des arbres en année 50 : sur le site agroforestier de Restinclières où la densité d'arbres est près de deux fois plus élevée et l'espacement entre les lignes d'arbres est deux fois plus faible que l'option retenue ici, Cardinael et al. (2018) observent en effet une baisse de rendement d'environ 15% à partir de la 16^e année. Cette baisse de rendement engendre une baisse des recettes proportionnelle au prix de la culture. A l'instar des pertes de surface, les rendements et les prix de chaque culture sont tirés du RICA en associant les cultures mineures à d'autres cultures leur ressemblant. Puis le coût associé à la baisse de rendement dans l'inter-rang est moyenné au prorata des surfaces de chaque culture de manière à estimer un coût à l'échelle régionale.

² Comparé au prix de marché, le prix du bois sur pied inclut implicitement les travaux de bucheronnage et l'incertitude liée à la qualité du bois. Un calcul à dire d'expert basé sur un prix du bois d'œuvre de 250 euros pour le merisier et 500 euros pour le noyer, et une valorisation en bois d'œuvre de deux tiers du volume de deux tiers des arbres aboutit à un prix de marché de 204 €/m³ auquel il conviendrait de retrancher les coûts de bucheronnage.

Les surcoûts bruts moyens se divisent grossièrement en trois tiers : les pertes liées aux surcoûts de mise en place du système agroforestier, les coûts d'opportunités liés aux pertes de surface cultivée et ceux liés à la baisse de rendement sur les surfaces restantes. Les recettes nettes supplémentaires tirées de l'entretien et de la vente du bois réduisent environ de moitié le surcoût brut susmentionné (Tableau 4.).

Tableau 4. Annuité constante € par hectare de parcelle agroforestière

	Annuité moyenne (€/ha)
Mise en place du système agroforestier (conseil, piquetage, plantation, ...)	85
Entretien de l'herbe et des arbres	49
Vente du bois (élagages et éclaircie)	-16
Vente du bois (récolte)	-143
Perte de surface en culture	86
Baisse de rendement sur la surface en culture restante	57
Total	118
Coût total de stockage	628 307 104 €
Coût moyen de stockage	570 €/tC

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Tableau 5. Coût régionalisés de la mise en œuvre de l'agroforesterie (calculs pour l'horizon 0-30 cm)

Région	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha/an)	Coût de stockage (€/tC/an)
Île-de-France	30 519 455	139	559
Champagne-Ardenne	54 826 259	125	509
Picardie	98 620 870	157	633
Haute-Normandie	56 045 196	145	599
Centre	66 710 867	114	508
Basse-Normandie	22 493 558	108	510
Bourgogne	19 270 704	93	412
Nord-Pas-de-Calais	61 739 845	179	728
Lorraine	22 194 815	106	447
Alsace	8 017 676	133	576
Franche-Comté	4 780 688	90	457
Pays de la Loire	44 924 079	95	678
Bretagne	37 727 080	92	693
Poitou-Charentes	33 192 148	96	519
Aquitaine	21 114 905	101	543
Midi-Pyrénées	23 317 938	86	520
Limousin	1 495 267	73	711
Rhône-Alpes	10 051 426	92	605
Auvergne	8 221 382	85	546
Languedoc-Roussillon	1 595 050	69	368
Provence-Alpes-Côte d'Azur	1 414 583	63	379
Corse	33 312	67	661
France métropolitaine	628 307 104	118	570

Discussion

Comparaison à la littérature

La valeur de stockage retenue (0,25 tC/ha/an) pour les surfaces sans prairie temporaire dans la rotation est comparable au reste de la littérature scientifique (voir section 3.9).

Pour ce qui est des coûts, le principal point de comparaison est Pellerin et al. (2013). Nous n'avons pas retenu la méthode du *land equivalent ratio*, car peu de données existent sur la productivité globale de ces systèmes, mais les pertes de rendements des arbres et des cultures sont comparables à celles données par cette méthode dans Pellerin et al. (2013). Par contre, les données récentes sur la part de la surface occupée par les arbres augmentent d'environ 50% les coûts d'opportunités liés aux cultures. De même, les coûts d'implantation du système agroforestier, pour lesquels des valeurs récentes et spécifiques à la

France (Lemoine, 2018) ont été préférées aux références du projet SAFE (Graves et al., 2007), sont plus élevés que ceux présentés par Pellerin et al. (2013) d'environ 50%. La vente de bois génère des revenus supérieurs d'un tiers par rapport à Pellerin et al. (2013). Au final, le surcoût moyen par hectare estimé dans cette étude représente plus du double de celui estimé par Pellerin et al. (2013). Il est à noter qu'un itinéraire incorporant des arbres fruitiers est également possible mais non étudié ici, cela permettrait de générer des revenus annuels et de limiter les risques sur le long-terme. Certains arbres fruitiers peuvent même à terme avoir une valorisation importante du bois (poirier, noyer à double fin par exemple). L'introduction d'arbres mellifères pourrait également avoir un intérêt certain pour générer des revenus à court terme. Par exemple le robinier faux-acacia, qui présente également la capacité de fixer l'azote atmosphérique, et permet de produire du bois de qualité. Des essais de valorisation économique à très court terme, avec introduction de fleurs à couper, de plantes médicinales ou de petits fruits sont par ailleurs testés chez des agriculteurs et à l'ORC (UK).

Plus récemment, Kay et al. (2019) calculent un surcoût de seulement 26 euros par hectare pour quatre sites français. Toutefois, les marges sur lesquelles se base cette étude sont étonnamment faibles (de l'ordre de 75 euros par hectare) ce qui peut s'expliquer par la part importante de prairie et par la méthode utilisée pour estimer ces marges, peu détaillées dans l'étude.

Corrélation a priori entre les principales sources d'incertitude

Le stockage de carbone dans le sol et la biomasse est probablement positivement corrélé avec les rendements et négativement corrélé avec l'effet des arbres sur le rendement des cultures (Tableau 6.) : là où on sous-estime les pertes économiques, le stockage de carbone est également sous-estimé ce qui devrait limiter l'effet d'aubaine.

Tableau 6. Corrélation entre les principales sources d'incertitude

	Delta stockage C (tC/ha/an)	Rendement (t/ha)	Delta rendement (%)
Delta stockage C (tC/ha/an)		>0 : de meilleures conditions pédo-climatiques favorisent à la fois la croissance des arbres et des cultures	<0 : légèrement négative. On parle souvent de tradeoffs entre différents services écosystémiques, notamment séquestration de carbone et rendement (Dufour et al., 2013; Pardon et al., 2018; Reynolds et al., 2007).
Rendement (t/ha)			≈0 : pas d'hétéroscédasticité
Delta rendement (%)			

Références bibliographiques

- Ademe, 2010. *Bilan Carbone® Entreprises - Collectivités -Territoires. Guide méthodologique - version 6.1 - Objectifs et principes de comptabilisation*. Angers: Ademe.
- Arenas-Corraliza, M.G.; Lopez-Diaz, M.L.; Moreno, G., 2018. Winter cereal production in a Mediterranean silvoarable walnut system in the face of climate change. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 264: 111-118. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.024>
- Boinot, S.; Fried, G.; Storkey, J.; Metcalfe, H.; Barkaoui, K.; Lauri, P.-É.; Mézière, D., 2019a. Alley cropping agroforestry systems: Reservoirs for weeds or refugia for plant diversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 284: 106584. <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106584>
- Boinot, S.; Poulmarc'h, J.; Mézière, D.; Lauri, P.-É.; Sarthou, J.-P., 2019b. Distribution of overwintering invertebrates in temperate agroforestry systems: Implications for biodiversity conservation and biological control of crop pests. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 285: 106630. <http://dx.doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106630>
- Burgess, P.J., 1999. Effects of agroforestry on farm biodiversity in the UK. *Scottish Forestry*, 53 (1): 24-27. <https://dspace.lib.cranfield.ac.uk/bitstream/handle/1826/1468/Effects%20of%20agroforestry-Farm%20biodiversity%20UK%201999.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Cardinael, R.; Chevallier, T.; Cambou, A.; Beral, C.; Barthes, B.G.; Dupraz, C.; Durand, C.; Kouakoua, E.; Chenu, C., 2017. Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 236: 243-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>
- Dufour, L.; Metay, A.; Talbot, G.; Dupraz, C., 2013. Assessing Light Competition for Cereal Production in Temperate Agroforestry Systems using Experimentation and Crop Modelling. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 199 (3): 217-227. <http://dx.doi.org/10.1111/jac.12008>
- Dupraz, C.; Burgess, P.; Gavaland, A.; Graves, A.; Herzog, F.; Incoll, L.D.; Jackson, N.; Keesman, K.; Lawson, G.; Lecomte, I.; Liagre, F.; Mantzanas, K.; Mayus, M.; Moreno, G.; Palma, J.; Papanastasis, V.; Paris, P.; Pilbeam, D.; Reisner, Y.; Van Noordwijk, M.; Vincent, G.;

- Werf Van der, W., 2005. *Synthesis of the Silvoarable Agroforestry For Europe project*. Montpellier: INRA, UMR System Editions, (European Research contract QLK5-CT-2001-00560), 254 p. <http://www1.montpellier.inra.fr/safe/english/results/final-report/SAFE%20Final%20Synthesis%20Report.pdf>
- Dupraz, C.; Liagre, F., 2008. *Agroforesterie, des arbres et des cultures*. Paris: Editions France Agricole, 413 p.
- Fagerholm, N.; Torralba, M.; Burgess, P.J.; Plieninger, T., 2016. A systematic map of ecosystem services assessments around European agroforestry. *Ecological Indicators*, 62: 47-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.016>
- France Bois Forêt, 2017. *Observatoire économique - Indicateur 2017 du prix de vente des bois sur pied en forêt privée*.
- Gibbs, S.; Koblents, H.; Coleman, B.; Gordon, A.; Thevathasan, N.; Williams, P., 2016. Avian diversity in a temperate tree-based intercropping system from inception to now. *Agroforestry Systems*, 90 (5): 905-916. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-016-9901-7> 7028
- Gomez, J.A.; Guzman, M.G.; Giraldez, J.V.; Fereres, E., 2009. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil & Tillage Research*, 106 (1): 137-144. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.04.008>
- Graves, A.R.; Burgess, P.J.; Palma, J.H.N.; Herzog, F.; Moreno, G.; Bertomeu, M.; Dupraz, C.; Liagre, F.; Keesman, K.; van der Werf, W.; de Nooy, A.K.; van den Briel, J.P., 2007. Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. *Ecological Engineering*, 29 (4): 434-449. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.018>
- IPCC; Eggleston, S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K., 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Hayama, Kanagawa, Japan: The Intergovernmental Panel on Climate Change - Institute for Global Environmental Strategies. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Kay, S.; Graves, A.; Palma, J.H.N.; Moreno, G.; Roces-Diaz, J.V.; Aviron, S.; Chouvardas, D.; Crous-Duran, J.; Ferreira-Dominguez, N.; de Jalon, S.G.; Macicasan, V.; Mosquera-Losada, M.R.; Pantera, A.; Santiago-Freijanes, J.J.; Szerencsits, E.; Torralba, M.; Burgess, P.J.; Herzog, F., 2019. Agroforestry is paying off - Economic evaluation of ecosystem services in European landscapes with and without agroforestry systems. *Ecosystem Services*, 36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100896>
- Klaa, K.; Mill, P.J.; Incoll, L.D., 2005. Distribution of small mammals in a silvoarable agroforestry system in Northern England. *Agroforestry Systems*, 63 (2): 101-110. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-004-1110-0>
- Le Roux, X.; Barbault, R.; Baudry, J.; Burel, F.; Doussan, I.; Garnier, E.; Herzog, F.; Lavorel, S.; Lifran, R.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.-P.; Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Synthèse du rapport d'Expertise scientifique collective*. Paris: Inra, 116 p. <http://www5.paris.inra.fr/depe/content/download/3172/32207/version/2/file/synthese-expertise-agricultureetbiodiversite-rev%5B1%5D.pdf>
- Lemoine, L., 2018. Prix moyens recueillis auprès d'Eric Cirou (CA17), Mehdi Bounab (CA09) et Jean-Charles Vicet (CA44). Assemblée Permanente des Chambres d'Agriculture.
- Liagre, F.; Santi, F.; Vert, J., 2012. *L'agroforesterie en France : intérêts et enjeux*. Montreuil-sous-bois, France: Centre d'études et de prospective du ministère de l'agriculture.
- Ministère de l'Ecologie du développement durable et de l'énergie, 2015. *Stratégie Nationale Bas-Carbone*, 208 p. http://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/SNBC_Strategie_Nationale_Bas_Carbone_France_2015.pdf
- Nair, P.K.R.; Nair, V.D.; Kumar, B.M.; Showalter, J.M., 2010. Carbon sequestration in agroforestry systems. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy, Vol 108*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Agronomy), 237-307. [http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113\(10\)08005-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0065-2113(10)08005-3)
- Palma, J.H.N.; Graves, A.R.; Bunce, R.G.H.; Burgess, P.J.; de Filippi, R.; Keesman, K.J.; van Keulen, H.; Liagre, F.; Mayus, M.; Moreno, G.; Reisner, Y.; Herzog, F., 2007. Modeling environmental benefits of silvoarable agroforestry in Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119 (3-4): 320-334. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.07.021>
- Pardon, P.; Reubens, B.; Mertens, J.; Verheyen, K.; De Frenne, P.; De Smet, G.; Van Waes, C.; Reheul, D., 2018. Effects of temperate agroforestry on yield and quality of different arable intercrops. *Agricultural Systems*, 166: 135-151. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2018.08.008> 7035
- Pellerin, S.; Bamière, L.; Angers, D.; Béline, F.; Benoît, M.; Butault, J.-P.; Chenu, C.; Colnenne-David, C.; De Cara, S.; Delame, N.; Doreau, M.; Dupraz, P.; Favardin, P.; Garcia-Launay, F.; Hassouna, M.; Hénault, C.; Jeuffroy, M.-H.; Klumpp, K.; Metay, A.; Moran, D.; Recous, S.; Samson, E.; Savini, I.; Pardon, L., 2013. *Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre ? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques, Synthèse du rapport d'étude*. Paris: INRA, 90 p. <http://inra-dam-front-resources-cdn.wedia-group.com/ressources/afle/237958-637ec-resource-etude-reduction-des-ges-en-agriculture-synthese-90-p-hml>
- Quinet, E.; Baumstark, L.; Bonnet, J.; Croq, A.; Ducos, G.; Meunier, D.; Rigard-Cerison, A.; Roquigny, Q.; Auverlot, D., 2013. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics*. Paris, France: Commissariat général à la stratégie et à la prospective
- Reisner, Y.; de Filippi, R.; Herzog, F.; Palma, J., 2007. Target regions for silvoarable agroforestry in Europe. *Ecological Engineering*, 29 (4): 401-418. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.020>
- Reynolds, P.E.; Simpson, J.A.; Thevathasan, N.V.; Gordon, A.M., 2007. Effects of tree competition on corn and soybean photosynthesis, growth, and yield in a temperate tree-based agroforestry intercropping system in southern Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, 29 (4): 362-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.024>
- Smith, J.; Pearce, B.D.; Wolfe, M.S., 2013. Reconciling productivity with protection of the environment: Is temperate agroforestry the answer? *Renewable Agriculture and Food Systems*, 28 (1): 80-92. <http://dx.doi.org/10.1017/s1742170511000585>

- Tartera, C.; Rivest, D.; Olivier, A.; Liagre, F., 2012. Agroforesterie en développement : parcours comparés du Québec et de la France. *The Forestry Chronicle*, 88 (1): 21-29. http://agrooof.net/agrooof_ressources/documents/Tartera_et_al_2012.pdf
- Torralba, M.; Fagerholm, N.; Burgess, P.J.; Moreno, G.; Plieninger, T., 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 230: 150-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>
- Valade, A.; Bellassen, V.; Luyssaert, S.; Vallet, P.; Njakou Djomo, S., 2017. *Bilan carbone de la ressource forestière française - Projections du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants, Rapport final du projet BiCaFF*. Paris: Ademe, (ADEME/1260C0056).
- Van Oost, K.; Quine, T.A.; Govers, G.; De Gryze, S.; Six, J.; Harden, J.W.; Ritchie, J.C.; McCarty, G.W.; Heckrath, G.; Kosmas, C.; Giraldez, J.V.; da Silva, J.R.M.; Merckx, R., 2007. The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318 (5850): 626-629. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1145724>
- Varah, A.; Jones, H.; Smith, J.; Potts, S.G., 2013. Enhanced biodiversity and pollination in UK agroforestry systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 93 (9): 2073-2075. <http://dx.doi.org/10.1002/jsfa.6148>

Annexes

Annexe VII-1. Part des cultures en rotation avec des prairies temporaires par région

Région	Part de cultures en rotation avec des prairies
Île-de-France	0.1%
Champagne-Ardenne	0.2%
Picardie	0.1%
Haute-Normandie	0.2%
Centre	4.0%
Basse-Normandie	1.5%
Bourgogne	1.1%
Nord-Pas-de-Calais	0.0%
Lorraine	0.2%
Alsace	4.5%
Franche-Comté	0.4%
Pays de la Loire	33.7%
Bretagne	39.6%
Poitou-Charentes	18.4%
Aquitaine	12.8%
Midi-Pyrénées	17.0%
Limousin	36.4%
Rhône-Alpes	31.7%
Auvergne	1.4%
Languedoc-Roussillon	5.8%
Provence-Alpes-Côte d'Azur	27.4%
Corse*	27.4%
Moyenne France	13%

* Pour la Corse, les données n'étant pas disponibles, on suppose le même pourcentage qu'en région PACA.

Annexe externe : Annexe Fiche VII tableau calcul pratique stockante

Annexe VIII.

Fiche de la pratique stockante **"Planter des haies en périphérie de parcelles cultivées"**

Auteurs

Valentin Bellassen, Rémi Cardinael,
Delphine Mézière, Michele Schiavo

Appui scientifique interne

Fabien Liagre (Agrooof), Sylvain Doublet (Solagro)

Extraction et traitement de données

Nathalie Delame

Appui technique externe

Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Pays de la Loire),
Sylvie Monier (Mission Haies Auvergne, Afac-
Agroforesteries), Catherine Moret (Lannion-Trégor
Communauté, Afac-Agroforesteries), Frédéric Coulon
(Solagro, Afac-Agroforesteries)

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.3.2) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

Une haie est une formation linéaire arborée comportant des arbres et des arbustes d'au moins 25 mètres de long, sans interruption de plus de 10 mètres, sur une largeur d'assise inférieure à 20 mètres et d'une hauteur potentielle supérieure à 2 mètres (y compris les haies taillées de main d'homme) avec une concentration de 80% de la biomasse sur moins de 2 mètres de largeur (IFN, 2010). L'action « Haies » correspond donc à l'introduction de lignes d'arbres (haies) en périphérie de parcelles cultivées. La plantation de haies en périphérie de prairies permanentes n'est pas considérée ici, car trop peu références publiées sur les haies plantées en prairie ont été trouvées. Le choix a été fait de faire l'hypothèse prudente qu'il n'y avait pas de stockage additionnel de carbone dans le sol pour des haies plantées en prairies, mais il serait utile de monter un projet de recherche sur ce sujet.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

Dans le cadre de cette étude, le développement des haies en périphérie des parcelles cultivées correspond à la mise en place de 49 à 68 mètres linéaires par hectare en fonction de la taille moyenne des parcelles d'une région (cf. paragraphe suivant pour le calcul des mètres linéaires implantés par région). Ces densités sont en sus considérées comme les plus réalistes et les plus documentées quant à leurs effets sur les flux de carbone.

La « haie » recouvre en réalité une diversité très grande : plantée ou non, à végétation basse, arbustive et/ou arborée, élaguée ou non et pouvant être disposée à plat, sur des levées de terre ou encore sur des talus de pierre. Une autre caractéristique déterminante est la structure du réseau de haies, décrite par leur densité, leur orientation, leur connectivité et leur position dans le versant (Walter et al., 2003) ou leur largeur (Falloon et al., 2004). La typologie des haies réalisée par l'Afac-Agroforesteries (2017) fait état de 22 types de haies observés sur l'ensemble du territoire métropolitain. Les travaux réalisés dans le projet CARBOCAGE (coord. Chambres d'agriculture des Pays de la Loire et de Bretagne, 2017-2020) semblent indiquer que le type de haie (composition spécifique, type de gestion) aurait peu d'influence sur le taux de carbone stocké **dans le sol** sous la haie, qui est plutôt fonction de l'âge de la haie. L'échantillon restant très faible, il n'est cependant pas possible de conclure avec certitude. Nous avons ainsi considéré dans cette étude une seule modalité de haie, à savoir une haie pluristrate, qui représente le meilleur compromis entre des objectifs de production et des objectifs environnementaux (P. Guillet, CA Sarthe). Cette haie est composée d'essences arbustives et buissonnantes (ex. cornouillers, prunelliers, noisetiers, etc.) disposées tous les mètres, en alternance avec des arbres de haut-jet (ex. châtaigniers, chênes) plantés tous les 10 mètres. L'emprise directe au sol de la haie est de 2 mètres de large et l'on considère également qu'elle est bordée de part et d'autre d'une bande non cultivée de 1,5 mètre de largeur. L'emprise totale au sol de la haie est donc de 5m de large, répartie de part et d'autre des parcelles, c'est-à-dire 2,5 mètres dans chaque parcelle adjacente. La hauteur de la haie est d'une dizaine de mètres en moyenne.

L'itinéraire technique choisi ici reflète des pratiques de gestion durable d'une haie permettant l'atteinte d'objectifs de production tout en assurant la pérennité dans le temps et le respect de la biodiversité abritée (Afac-Agroforesteries, 2017 ; P. Guillet, communication personnelle ; voir Annexe VIII-1). Nous considérons ici un cycle de production de 2 récoltes de bois de chauffe et d'une récolte de bois d'œuvre sur 30 ans. L'implantation de la haie consiste à travailler le sol pour préparer la plantation, à planter un arbre buissonnant tous les mètres en alternant avec un arbre de haut-jet tous les 10 mètres, à pailler le pied de chaque arbre et à installer une protection contre le gibier autour de chaque arbre. Les quinze années suivant la plantation, on vérifie tous les ans les arbres de hauts-jets et on réalise une taille de formation pour corriger les défauts de forme des arbres le nécessitant. Sur la strate buissonnante, on intervient les deux premières années après plantation et après la première récolte à 15 ans, pour une taille de recépage. Une taille latérale au sécateur, tous les 2 à 3 ans, permet de réduire le développement latéral de certaines branches qui pourraient être gênantes pour le passage d'engins agricoles à proximité. La récolte de la haie se fait en deux temps via un recépage (i.e. coupe au ras du sol) des arbustes tous les 15 ans, et un recépage de l'intégralité des souches, arbustes et arbres, tous les 30 ans. Quelques arbres sont cependant épargnés : les arbres de haut-jet n'ayant pas encore atteint les critères d'exploitabilité (en fonction du diamètre et de l'essence, environ 30 ans pour les châtaigniers, 45 ans pour les chênes dans de bonnes conditions pédoclimatiques). La conservation de quelques arbres à forte valeur environnementale (arbres morts sur pied, arbres à cavité) peut également être envisagée. Le recépage permet de renouveler les souches en provoquant l'apparition de rejets et drageons indispensables à la pérennité de la haie. Après le recépage, un enrichissement de la haie (i.e. regarnis et protection des plants) est à prévoir pour éviter que les nouveaux apports de lumière ne favorisent des essences indésirables. Une taille de formation pour ces jeunes arbres est nécessaire, avec un passage tous les deux ans.

En ce qui concerne la bande non cultivée de 1,5 m de part et d'autre de la haie, on considère qu'on laisse se développer une végétation spontanée, broyée tous les ans en fin d'été à l'épaveuse ou au gyrobroyeur.

Critères d'assiette pour le scénario stockant

Critères

Un seul critère limitant l'assiette est retenu : une profondeur de sol supérieure à 50 cm. Dans les sols moins profonds, si les arbres peuvent bien sûr se développer, leur croissance s'en trouvera cependant largement affectée et la récolte du bois sera très différée dans le temps.

On considère également qu'on ne peut pas implanter de haies pluri-strates dans les vignes et vergers : les haies qu'on y trouve sont généralement des haies arbustives de petite dimension qui n'ont pas de vocation productive en tant que telle et sont plantées dans l'objectif d'abriter de la biodiversité fonctionnelle et réduire la vitesse du vent. Les haies arborées traitées dans cette action ne sont pas compatibles avec vignes et vergers du fait de la compétition pour la lumière et l'eau qui serait trop importante. Les vignes et vergers sont donc exclus de l'assiette.

On considère enfin qu'il n'est pas raisonnable d'entourer de haies des parcelles ou groupes de parcelles inférieures à 8 hectares, ni d'implanter des haies au milieu de parcelles d'un seul tenant. Cette contrainte est approximée par une densité de haies spécifique à chaque région administrative et dépendante de la taille des parcelles dans la région suivant l'Équation 1.

Équation 1. Maximum de mètres linéaires de haie en fonction de la taille des parcelles

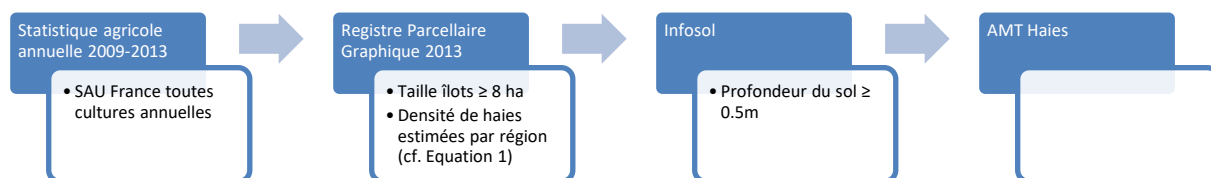
$$Y = \frac{4}{2} \times \frac{\sqrt{s \times 10^4}}{s \times 10^4} \times \frac{S_{>8}}{S_{tot}} + \frac{4}{2} \times \frac{\sqrt{8 \times 10^4}}{8 \times 10^4} \times \frac{S_{<8}}{S_{tot}}$$

où Y est la quantité maximale de mètres linéaires de haie implantable par hectare, s est la surface médiane en hectares des parcelles supérieures à 8 ha, S_{>8}, S_{<8} et S_{tot} sont la surface cumulée des parcelles supérieures à 8 hectares, inférieures à 8 hectares et la surface totale en culture respectivement. Les surfaces des parcelles sont tirées du Registre parcellaire graphique (RPG, 2014). Cette formule correspond à un réseau de parcelles carrées de surface s : quatre demi-côtés de parcelle par parcelle.

Il en résulte un potentiel de 49 à 68 mètres linéaires par hectare suivant les régions, soit entre 0,024 et 0,034 hectare de haies (bande enherbée incluse) par hectare de culture. Ces densités sont cohérentes avec celles observées par l'IFN dans les régions où les haies sont les plus abondantes, même si la densité de haies peut localement dépasser les 100 mètres linéaires par hectare, notamment en prairie (Ministère de l'Ecologie, 2015a).

En retranchant les surfaces déjà couvertes par des haies (voir section suivante), la surface maximale de cultures susceptibles de recevoir des haies et non couvertes actuellement (AMT) est estimée à 8,83 millions d'hectares de SAU, soit 112 850 hectares ou 450 000 kilomètres linéaires de haies. Ce potentiel est inférieur à l'objectif de 750 000 km du scénario AFTERRRES 2050 (Couturier et al., 2016), notamment parce que nous ne considérons pas l'implantation de haies en prairie. La Stratégie nationale bas-carbone (Ministère de l'Ecologie, 2015b) quant à elle propose 750 000 hectares de haies à l'horizon 2035, ce qui semble indiquer une erreur d'unité.

Figure 1. Méthode d'estimation de l'assiette maximale technique de la pratique stockante « Haies »



Assiette maximale technique (AMT)

Tableau 1. Estimation de l'AMT pour la pratique stockante « Haies »

	Surface en France considérée dans l'étude (ha)	Assiette Maximale Technique de la pratique Haies (ha)
Cultures	14 167 534	8 829 392

Présence de la pratique stockante dans la ligne de base

Valeur retenue

Les estimations du linéaire de haies actuel, souvent dérivées de Pointereau (2002), convergent vers 700 000 km linéaires de haies, soit environ 11,5 millions d'hectares où des haies sont déjà implantées en utilisant la densité moyenne de haies en France estimée à 61 mètres linéaires par hectare là où les haies sont présentes. Cette surface est supposée répartie par région au prorata des surfaces des exploitations qui entretiennent des haies (Agreste, 2010), puis au prorata des surfaces de chaque culture au sein des régions.

Contexte politique et associatif

Dans le cadre du bilan de santé de la PAC de 2008-2009, une nouvelle BCAE (Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales) avait été créée : "Maintien des éléments topographiques" (BCAE7), qui exige le maintien sur l'exploitation d'un pourcentage de "particularités topographiques" : haies, bosquets, jachères, murets, bordures de champs, etc. Selon les associations, cette BCAE7 qui visait au maintien des haies sur les territoires a cependant été contre-productive, puisque certains agriculteurs ont préféré arracher les haies par peur d'être contraints dans leur remaniement parcellaire. L'Afac-Agroforesteries (association française des arbres champêtres et agroforesterie) participe activement aux réflexions pour une évolution de la réglementation permettant de soutenir non seulement les plantations de haies, mais également leur gestion durable (propositions d'amélioration de la BCAE7, production de références pour l'ouverture d'un MAEC entretien manuel du bocage par exemple). Une démarche nationale de labellisation d'arbres et arbustes pour les haies (label Végétal local), qui permet d'assurer une qualité de plants, est en cours de finalisation. D'autre part, un dispositif national de suivi des bocages a été annoncé en 2017 : l'Observatoire National du Bocage. Ce dispositif, encore en cours de montage, coordonné par l'IGN et l'ONCFS, vise à quantifier et caractériser les réseaux de haies sur l'ensemble du territoire français.

Perspectives de développement

De très nombreuses associations locales, fédérées dans le réseau Afac-Agroforesteries (association française des arbres champêtres et agroforesterie), font la promotion de la haie et de ses bénéfices auprès d'agriculteurs et de collectivités. Néanmoins, les associations plaident en faveur d'une évolution des politiques agricoles. La reconnaissance des agriculteurs s'engageant dans la préservation et la gestion durable des haies est selon les associations la solution qui aurait le plus d'impact pour développer et pérenniser les haies dans les territoires agricoles. La création de nouvelles haies ne représente que 3% des 80 000 km d'éléments linéaires engagés dans des MAE sur l'ensemble du programme. On note également que la moitié du linéaire engagé dans des MAE d'entretien des haies est situé dans les zones d'élevage herbagers et semi extensif et le reste principalement dans les zones mixtes et en diversification (régions traditionnelles de bocage).

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

On considère ici que l'implantation de haies sur des prairies permanentes ne permet pas de stocker du carbone additionnel dans le sol et que les haies arborées considérées ici ne sont pas possibles en vignes et vergers (voir section 3.9 du rapport).

Tableau 2. Interactions entre la pratique « Haies » et les autres pratiques

Pratique stockante	Part de la surface sur laquelle un cumul est possible*
Semis direct	0,98
Développement cultures intermédiaires	0,98
Introduction de prairies temporaires dans les successions de grandes cultures	0,98
Mobilisation de nouvelles sources de C exogène	0,98
Enherbement cultures pérennes	0
Intensification des prairies les plus extensives	0
Remplacement d'une partie des prairies fauchées par des prairies pâturées	0
Agroforesterie	0,98
Haies	0,98

* pour 61 m de haie/ha

Potentiel de stockage de carbone

Potentiel de stockage par unité de surface

Sur grande culture pure, la valeur de stockage de C dans le sol est de +0,75 [intervalle de confiance 0,49-1,02] tC/ha de haie/an pour des haies implantées sur des parcelles cultivées en grandes cultures (cf. section 3.9). On applique cette valeur aux 2 mètres d'emprise directe de la haie au sol. La valeur de stockage de C des 3 mètres de bandes enherbée est approximée à une conversion culture – prairie, soit 0,59 tC/ha de bande enherbée/an (voir section 3.5).

La valeur de stockage est ainsi de 0,65 tC/ha de haie/an soit en moyenne 0,02 tC/ha/an (variable suivant la région, voir section suivante).

Pour les rotations qui comportent des prairies temporaires, on retranche aux valeurs susmentionnées le stockage lié à l'implantation de prairies temporaires dans des rotations de cultures pures, estimé à 0,44 tC/ha/an. Cette approximation aboutit à un stockage de 0,22 tC/ha de haie/an, soit 0,006 tC/ha/an par hectare de SAU où les haies sont implantées.

La part des grandes cultures en rotation avec des prairies temporaires est estimée à partir des surfaces des rotations dominantes dans chaque UPC pour la ligne de base (voir figure 4.3-4).

En prenant en compte le stockage additionnel moindre dans les rotations avec prairie temporaire, la moyenne nationale de stockage est estimée à **0,017 tC/ha/an, soit 17 kgC/ha/an**.

Potentiel de stockage agrégé au niveau France métropolitaine

Tableau 3. Potentiel de stockage additionnel de carbone dans le sol lié à la pratique « Haies » (horizon 0-30 cm)

Région	Assiette (ha)	Stockage total dans le sol (tC/an)	Bilan GES (tCO _{2e} /an)
Île-de-France	417 204	7 710	-471 318
Champagne-Ardenne	851 270	16 060	-988 543
Picardie	745 768	14 141	-867 630
Haute-Normandie	346 455	6 484	-405 454
Centre	1 078 759	18 776	-1 232 563
Basse-Normandie	272 307	4 726	-323 513
Bourgogne	435 212	7 888	-514 117
Nord-Pas-de-Calais	303 814	6 231	-378 599
Lorraine	428 605	7 997	-505 858
Alsace	168 356	3 495	-221 853
Franche-Comté	124 325	2 104	-150 593
Pays de la Loire	655 169	8 254	-757 802
Bretagne	700 419	9 024	-859 613
Poitou-Charentes	558 279	9 019	-676 443
Aquitaine	480 029	7 907	-591 813
Midi-Pyrénées	522 445	7 581	-616 925
Limousin	126 645	1 329	-149 748
Rhône-Alpes	198 489	2 809	-244 278
Auvergne	228 192	3 168	-269 823
Languedoc-Roussillon	113 108	1 731	-128 691
Provence-Alpes-Côte d'Azur	71 056	913	-75 664
Corse	3 484	28	-3 304
France métropolitaine	8 829 392	147 374	-10 434 143

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Stockage de carbone dans la biomasse

Le stockage de carbone dans la biomasse des haies est estimé à 0,24 tC/ha/an. Cela résulte de la somme du stockage dans les arbustes, qui atteignent 0,084 m³ par mètre linéaire au bout de 15 ans, date à laquelle ils sont récoltés, et des arbres

implantés à une densité de 0,1 arbre par mètre linéaire et pour lesquels on suppose une croissance nette identique aux arbres agroforestiers, à savoir 0,05 m³/arbre/an.

La plantation des haies occupe 2,45 et 3,40% des parcelles. Cela se traduit par une moindre consommation de fioul par les machines agricoles, mais également par de moindres émissions de N₂O engendrées par la réduction des surfaces fertilisées. Cette diminution des émissions de N₂O diffère suivant les situations initiales (type de cultures) sur lesquelles sont introduites les haies en raison de la réduction de la fertilisation associée. Nous avons utilisé la fertilisation par région et par culture telle que fournie par l'enquête « Pratiques culturales » 2011. Les facteurs d'émission des engrais et du carburant suivent la même méthode que le reste de l'étude (voir section 4.3.3). Nous considérons que les émissions de CO₂ par le fioul consommé lors de la récolte des arbres sont négligeables.

Bilan

Tableau 4. Quantification du stockage de carbone (horizon 0-30 cm) et de l'atténuation annuels et par ha de la pratique « Haies » en comparaison avec la pratique conventionnelle. Une valeur positive correspond à une atténuation par rapport à la ligne de base, une valeur négative à une augmentation des émissions de GES

Types d'émission	Détail de l'émission	Valeur (tCO ₂ e/ha/an)	Incertitude
Emissions directes	CO ₂ stocké dans le sol	0.06	IC 95% : [0.02 ; 0.11]
	CO ₂ stocké dans la biomasse des arbres	0.89	IC 95% : [0.45 ; 1.34]
	N ₂ O émis lors des apports de apports azotés minéraux et organiques sur l'exploitation ainsi que dans les espaces physiquement liés (lixiviation des nitrates à partir des sols et dépôt d'ammoniac)	0.03	IC 95% : [0.01 ; 0.12]
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles	0.01	IC 95% : [0.01 ; 0.01]
Emissions induites	GES émis lors de la fabrication et au transport de engrais azotés minéraux	0.02	IC 95% : [0.01 ; 0.03]
	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul	0.00	Non estimée
	Effet de substitution grâce à l'utilisation du bois d'éclaircie (énergie)	0.12	IC 95% : [0.06 ; 0.25]
	Effet de substitution grâce à l'utilisation de la récolte finale de bois (énergie et matériau)	0.05	IC 95% : [0.02 ; 0.11]
Total		1.18	IC 95% : [0.57 ; 1.97]

Autres impacts

Les haies constituent aussi bien des brise-vent que des habitats et refuges pour la faune sauvage et notamment pour le gibier. L'hétérogénéité de la végétation (cultures, arbres, et enherbement) permet l'établissement d'une biodiversité plus riche sur la parcelle. Elles permettent d'abriter à la fois des ravageurs et des auxiliaires des cultures (Jose, 2009).

Coût technique

Coûts et bénéfices liés à la mise en œuvre de la pratique

Tableau 5. Coût technique de l'action « Haies ».

	Annuité moyenne (euros par ha)	Annuité moyenne (euros par mètre linéaire)
Mise en place de la haie (conseil, piquetage, plantation...)	34	0.56
Entretien de l'herbe et des arbres	41	0.68
Vente du bois (arbustes)	-6	-0.09
Vente du bois (arbres)	-17	-0.27
Perte de surface en culture	20	0.33
Total	73	1.20

Les coûts ont ici été calculés sur une base prudente et pourraient être optimisés localement. Des références économiques de coûts de plantation et de gestion récemment produites par l'Afac-Agroforesteries, mais qui n'ont pu être prises en compte pour cette étude dans les temps impartis, tendent vers des coûts de mise en place et d'entretien plus faibles que ceux utilisés dans cette étude. D'autre part, bien qu'une synthèse récente semble indiquer une légère augmentation des rendements (+3%) sur l'ensemble de la zone d'influence de la haie, nous avons considéré cet effet comme non significatif étant donnée l'incertitude actuelle associée.

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

Tableau 6. Coûts régionalisés de l'action « Haies ».

Région	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha/an)	Coût au mètre linéaire (€/m/an)	Coût de stockage (0-30 cm) (€/tC/an)
Île-de-France	30 000 907	72	1.27	3 891
Champagne-Ardenne	60 978 623	72	1.23	3 797
Picardie	56 858 479	76	1.30	4 021
Haute-Normandie	26 163 185	76	1.28	4 035
Centre	75 400 617	70	1.20	4 016
Basse-Normandie	19 874 920	73	1.20	4 205
Bourgogne	30 435 898	70	1.16	3 859
Nord-Pas-de-Calais	26 290 452	87	1.36	4 219
Lorraine	30 578 832	71	1.19	3 824
Alsace	14 262 181	85	1.25	4 081
Franche-Comté	8 954 884	72	1.15	4 257
Pays de la Loire	46 706 071	71	1.17	5 658
Bretagne	52 603 439	75	1.15	5 829
Poitou-Charentes	41 229 027	74	1.17	4 572
Aquitaine	36 136 800	75	1.18	4 570
Midi-Pyrénées	37 165 208	71	1.14	4 903
Limousin	9 068 991	72	1.12	6 824
Rhône-Alpes	14 754 814	74	1.15	5 252
Auvergne	16 391 820	72	1.15	5 174
Languedoc-Roussillon	7 303 520	65	1.09	4 220
Provence-Alpes-Côte d'Azur	4 148 082	58	1.07	4 541
Corse	188 516	54	1.11	6 739
France métropolitaine	645 495 268	73	1.20	4 380

Discussion

La disponibilité des données sur les linéaires de haies par région engendre une réelle incertitude sur l'assiette maximale technique régionale et par conséquent sur le potentiel de stockage unitaire des haies sur le territoire. Le projet d'Observatoire National des Bocages, piloté par l'IGN et l'ONCSF, sera d'une grande utilité pour avoir une vision claire des linéaires de haies et de leurs caractéristiques dans chaque région.

Dans cette étude, nous avons considéré un seul type de haie (pluristrate à production biomasse et bois d'œuvre) à déployer sur le territoire. Cependant, le recensement réalisé par l'Afac-Agroforesteries (2017) fait état de 22 types de haies (composées d'une ou plusieurs strates, à vocation de production unique ou diversifiée, gérées selon différentes modalités de taille et/ou de récolte, etc.), inégalement réparties sur l'ensemble du territoire français, pour des raisons culturelles mais également pour des raisons de conditions pédoclimatiques. Le type de haies a une influence sur les volumes produits, qui peuvent également varier du simple au triple en fonction de ces conditions (ex. accès à l'eau, profondeur de sol) et la récolte peut être plus précoce ou au contraire plus tardive. Le type de haie choisie dans l'étude se veut représentatif d'un « modèle » de haie potentiellement applicable dans la majorité des contextes pédoclimatiques français. Les premiers résultats du projet CARBOCAGE semblent indiquer que le type de haies aurait peu d'influence sur le taux de carbone stocké dans le sol. En revanche, le carbone stocké dans la biomasse et les coûts et recettes associés aux différents types de haies sont très variables. Nous avons estimé des volumes de production moyens, correspondant aux valeurs trouvées dans la littérature grise (ex. Mission Haies Auvergne et al., 2014) et un itinéraire technique reflétant une gestion durable des haies telle que préconisée par les opérateurs de terrain.

Des références économiques de coûts de plantation et de gestion ont récemment été produites par l'Afac-Agroforesteries, mais qui n'ont pu être prises en compte pour cette étude dans les temps impartis. Toutefois, les temps de chantier observés (Afac-Agroforesteries, 2015) font état d'une grande variabilité en fonction des régions et des méthodes qu'il aurait été difficile de prendre en compte dans notre étude. Les coûts d'implantation obtenus par l'Afac-Agroforesteries dans le cadre d'un document soumis au ministère pour les PSE (S. Monier et C. Moret, Afac-Agroforesteries, comm. personnelle) sont en revanche assez stables d'une région à l'autre et sont plus faibles que ceux mobilisés dans notre étude. Concernant les revenus tirés des haies, il n'existe pas de document de référence sur les volumes produits et recettes tirées de la valorisation des haies. Nous avons considéré ici une production de bois de chauffage uniquement, et avons ainsi sous-estimé la production supplémentaire de menus branchages qui aurait pu être valorisée en bois énergie et vendue à un prix de vente plus élevé.

D'autre part, bien qu'une synthèse récente semble indiquer une légère augmentation des rendements (+3%) sur l'ensemble de la zone d'influence de la haie, et bien que des augmentations de rendement soient observées en conditions d'eau limitantes (grâce à l'effet brise-vent, S. Monier, comm. personnelle), nous avons considéré cet effet comme non significatif étant donnée l'incertitude actuelle associée.

Le coût de stockage de la tonne de carbone par les haies est ainsi certainement surestimé dans notre étude. Ce travail met toutefois en lumière les lacunes de connaissances actuelles (effet du type de haies sur le stockage de carbone ou la productivité, stockage additionnel de carbone sous les haies en périphéries de prairies, etc.), à combler dans de futurs projets de recherche.

Références bibliographiques

- Afac-Agroforesteries, 2015. *Référentiel sur les coûts d'entretien manuel des haies bocagères*, 28 p. <https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2016/05/rapport-r%C3%A9f%C3%A9rence-entretien-haies-pour-MAE-V2.pdf>
- Afac-Agroforesteries, 2017. *Référentiel national sur la typologie des haies, modalités pour une gestion durable*. 1^{re} édition, 90 p. <https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2017/10/r%C3%A9f%C3%A9rentiel-national-typologie-de-haies-Afac-Agroforesteries-10-octobre-2017.pdf>
- Chambres d'Agriculture des Pays de la Loire et de Bretagne, 2017. *Projet CARBOCAGE - Valoriser le carbone stockées par les haies dans les territoires*, 6 p. https://pays-de-la-loire.chambres-agriculture.fr/fileadmin/user_upload/National/FAL_commun/publications/Pays_de_la_Loire/2017_projet_carbocage_valoriser_carbone_stocke_haies_sur_territoires.pdf
- France Bois Forêt, 2017. *Observatoire économique - Indicateur 2017 du prix de vente des bois sur pied en forêt privée*. Paris, 12 p.
- Mission Haies Auvergne; ADUHME; Chambre d'Agriculture du Puy de Dôme, 2014. *Des plaquettes pour valoriser le bois des agriculteurs - Des atouts en énergie et/ou en litière*. Gerzat, France, 28 p. <https://afac-agroforesteries.fr/wp-content/uploads/2015/02/Guide-bois-format-r%C3%A9duit.pdf>

Annexes

Annexe VIII-1. Calendrier d'interventions techniques de la pratique implantation de haies

Années	Opérations techniques							
	Implantation	Formation des hauts-jets	Taille de recépage des buissonnants	Taille latérale	Broyage de la végétation au pied de la haie	Récolte bois de chauffe ou piquets	Enrichissement	Récolte bois d'œuvre
0	X							
1		x	x		x			
2		x	x		x			
3		x		x	x			
4		x			x			
5		x			x			
6		x		x	x			
7		x			x			
8		x			x			
9		x		x	x			
10		x			x			
11		x			x			
12		x		x	x			
13		x			x			
14		x			x			
15		x			x	Récolte		
16					x		x	
17		x			x			
18				x	x			
19		x			x			
20					x			
21		x		x	x			
22					x			
23		x			x			
24				x	x			
25		x			x			
26					x			
27				x	x			
28					x			
29					x			
30					x	Récolte		Récolte des arbres ayant atteint les critères d'exploitabilité (châtaigniers)
31					x		x	
32		x			x			
33				x	x			
34		x			x			
35					x			
36		x		x	x			
37					x			
38		x			x			
39				x	x			
40		x			x			
41					x			
42				x	x			
43					x			
44					x			
45					x	Récolte		Récolte des arbres ayant atteint les critères d'exploitabilité (chênes)

Annexe VIII-2. Coûts et recettes associés aux opérations techniques de la pratique implantation de haies

Opération technique	Années	Coût (en €/HT/mètre linéaire) comprenant fourniture, temps de travail et coût de fonctionnement des engins (au coût entreprise, soit 35 €/h)	Recette	Incertitude	Source
Implantation (préparation du sol, paillage, plants, plantation, protection contre gibiers)	0	10 €/ml			Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE)
Gestion de la strate herbacée de part et d'autre de la haie		0,006 €/ml			Etude GES 20143 (Pellerin et al., 2013)
Formation des haut-jets	1 à 15 puis tous les 2 ans pendant 10 ans à partir de la 15 ^e année	1,5 €/arbre/passage		La durée où il faut passer tous les ans varie entre 10 et 17 ans en fonction des essences et du pédo-climat. Le temps passé est fonction de la régularité de passage.	Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE)
Taille de recépage pour les cépées et les buissonnants	1 et 2	0,4 €/ml pour le passage en année 1 et le passage correctif en année 2			Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE)
Taille latérale au sécateur	3 à 15	1 €/ml/passage		La fréquence de taille latérale varie en fonction de la vitesse de développement de la haie, de 1 passage tous les 2 ans à 1 passage tous les 3 ans.	Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE)
Récolte bois chauffe / recépage (hors haut-jets)	15 et 30	2.75 €/ml	Volume : 8.4 m ³ /100 ml (en considérant une production moyenne de 0,7 m ³ /100 ml /an sur l'ensemble de la haie et que les buissonnants représentent 80% du volume de la haie) Recette (coûts non retirés) : 4.69 €/ml	Récolte tous les 12 à 17 ans. Dépend des essences et des caractéristiques pédoclimatiques du site. Le volume de bois produit peut varier du simple au double en fonction du site et des essences. Ici on valorise les menus bois, ce qui est rarement fait par les agriculteurs actuellement. On surestime donc les bénéfices de 40%. Prix : 35 €/stère (Mission Haies Auvergne)	Missions Haies Auvergne et al., 2014 ; Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE)
Enrichissement (regarnis et protection des nouveaux plants)		7.5 €/ml			Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE)
Récolte bois œuvre	30 (châtaigniers) et 45 (chênes)	On considère un prix sur pied dans les recettes, le coût de la récolte est donc déjà déduit des recettes.	Volume : • 1,6 m ³ /arbre de 30 ans (châtaigniers) • 2,4 m ³ /arbre de 45 ans (chênes) (Valeurs au prorata de l'âge des arbres sur la base de 2.5 m ³ /arbre de 50 ans, cf. Fiche Agroforesterie) Prix : • 130 €/m ³ pour des châtaigniers de 30 ans (FBF 2017, en faisant l'hypothèse que le châtaignier est vendu au même prix que le chêne) • 180 €/m ³ pour les chênes de 45 ans (FBF 2017) Recette : Châtaignier : 208 €/arbre Chêne : 432 €/arbre	Les essences pouvant être exploitées après 30 ans sont le châtaignier, le merisier et le peuplier. Dans le cas du chêne par exemple, il faudra attendre une quinzaine d'années supplémentaires.	Philippe Guillet et Pauline Gautier (CA Sarthe, projet CARBOCAGE) France Bois Forêt, 2017.

Annexe VIII-3. Détail du calcul de l'AMT pour la pratique implantation de haies

Mètres linéaires de haies implantés par hectare de SAU et par région dans le scénario considéré

REGIO	Région	Surface des ilots < 8 ha	Surface des ilots > 8 ha	Taille moyenne des ilots > 8 ha	Densité de haie (ha de haie/ha)	Mètres linéaires de haie par hectare
R11	Île-de-France	163 296	424 932	15.1	0.028	57
R21	Champagne-Ardenne	438 226	1 116 454	13.9	0.029	58
R22	Picardie	421 517	938 343	14.3	0.029	58
R23	Haute-Normandie	239 921	530 975	13.9	0.029	59
R24	Centre	700 620	1 643 384	14.4	0.029	58
R25	Basse-Normandie	469 117	733 701	13.3	0.031	61
R26	Bourgogne	654 206	1 108 095	13.5	0.030	61
R31	Nord-Pas-de-Calais	399 582	429 794	12.3	0.032	64
R41	Lorraine	400 924	756 411	13.7	0.030	60
R42	Alsace	245 975	82 337	11.4	0.034	68
R43	Franche-Comté	292 954	372 667	12.5	0.031	63
R52	Pays de la Loire	787 317	1 334 486	13.1	0.030	61
R53	Bretagne	928 977	742 875	11.8	0.033	65
R54	Poitou-Charentes	837 028	906 299	12.6	0.032	63
R72	Aquitaine	709 076	716 370	12.2	0.032	64
R73	Midi-Pyrénées	1 096 582	1 516 232	12.8	0.031	62
R74	Limousin	531 279	529 389	12.5	0.032	64
R82	Rhône-Alpes	848 490	721 778	12.1	0.032	65
R83	Auvergne	686 183	780 895	13.2	0.031	62
R91	Languedoc-Roussillon	406 973	638 433	14.7	0.030	59
R93	Provence-Alpes-Côte d'Azur	235 216	717 941	16.5	0.027	55
R94	Corse	25 161	167 916	19.3	0.024	49
MFR	France métropolitaine				0.031	61

Part des cultures en rotation avec des prairies temporaires par région

Région	Part de cultures en rotation avec des prairies
Île-de-France	0.1%
Champagne-Ardenne	0.2%
Picardie	0.1%
Haute-Normandie	0.2%
Centre	4.0%
Basse-Normandie	1.5%
Bourgogne	1.1%
Nord-Pas-de-Calais	0.0%
Lorraine	0.2%
Alsace	4.5%
Franche-Comté	0.4%
Pays de la Loire	33.7%
Bretagne	39.6%
Poitou-Charentes	18.4%
Aquitaine	12.8%
Midi-Pyrénées	17.0%
Limousin	36.4%
Rhône-Alpes	31.7%
Auvergne	1.4%
Languedoc-Roussillon	5.8%
Provence-Alpes-Côte d'Azur	27.4%
Corse*	27.4%
Moyenne France	13%

* Pour la Corse, les données n'étant pas disponibles, on suppose le même pourcentage qu'en région PACA.

Annexe externe : Annexe Fiche VIII tableau calcul pratique stockante

Etude INRA "**Stocker du carbone dans les sols français.**
Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1000 et à quel coût ?"

Rapport scientifique

Annexe IX.

Fiche de la pratique stockante **"Enherber les vignobles"**

Auteurs

Valentin Bellassen, Michele Schiavo,
Rémi Cardinael, Delphine Mézières

Cette fiche reprend l'ensemble des éléments concernant cette pratique : son principe, sa description, les statistiques régionales et références technico-économiques mobilisées, ainsi que les résultats agronomiques (section 4.4.3.3) et économiques présentés dans le Chapitre 4 du rapport.

Décembre 2020

Introduction

La pratique stockante « enherbement des vignobles » consiste à planter des surfaces herbacées entre les rangs des vignes.

L'enherbement est pratiqué depuis longtemps dans l'ensemble des domaines viticoles français. Il ne s'agit pourtant pas d'une obligation réglementaire. Les viticulteurs maîtrisent cette pratique qui leur permet de lutter contre les adventices, d'améliorer le fonctionnement biologique des sols, d'augmenter la quantité de matières organiques dans les sols, et de diminuer l'érosion. Les connaissances acquises leur permettent aussi de maîtriser la vigueur de leur vigne afin de contrôler la qualité de leurs vins.

La méthodologie de l'analyse de la pratique stockante enherbement des vignobles se base largement sur l'évaluation qui avait été faite lors de l'étude INRA « Agriculture et Gaz à effet de serre » de 2013.

Description de la pratique stockante

Description générale de la pratique et de son itinéraire technique

La largeur d'enherbement varie en fonction de l'écartement de l'inter-rang qui peut aller de 1 à 3 mètres. La valeur choisie dans notre étude est une largeur d'enherbement de 100-120 cm correspondant à un inter-rang de 2 m.

Cette pratique est modélisée selon deux sous-pratiques stockantes ou options techniques différentes : l'enherbement permanent et l'enherbement hivernal. L'enherbement permanent consiste à semer, maintenir et entretenir un couvert végétal de façon permanente. Le couvert hivernal correspond à l'implantation d'un couvert végétal en période hivernale, puis à sa destruction (mécanique, thermique ou chimique) à la sortie de l'hiver, lorsque la période végétative de la vigne reprend.

Critères d'assiette pour le scénario stockant

Les surfaces des vignobles sur le territoire français ont été évaluées à partir d'une moyenne quinquennale 2009-2013 des surfaces de la SAA. Les pratiques d'enherbement présentes à la ligne de base (sol nu, enherbement hivernal, enherbement 1 rang sur 2, enherbement 2 rangs sur 2) varient selon les vignobles. Les données concernant ces pratiques ont été collectées à partir de l'Enquête Pratiques culturales en viticulture 2013.

Tous les vignobles sauf ceux qui touchent la Méditerranée et le Cognac sont compatibles avec l'enherbement permanent. Ces deux vignobles ont été écartés car la perte de rendement résultant de la mise en œuvre de la pratique stockante est forte et difficile à évaluer. À partir de ces surfaces, on applique un critère d'assiette concernant la pierrosité du sol (sol présentant un taux de graviers de diamètre inférieur à 7,5 cm supérieur à 35%, ou sol sur lequel il a été noté la présence de pierres de taille supérieure à 7,5 cm rendant impraticables les opérations mécaniques, ou sol présentant ces deux caractéristiques). On n'applique pas de critère concernant la réserve utile car celui-ci est potentiellement redondant avec celui de la pierrosité. L'assiette maximale technique pour l'enherbement permanent résultant de la mise en œuvre de ces critères est indiquée dans le tableau 1.

Tableau 1. Assiette maximale technique (AMT) pour l'enherbement permanent des vignobles (en excluant les surfaces sur lesquelles la pratique est déjà mise en œuvre)

Région	AMT enherbement permanent (ha)
Champagne-Ardenne	2 742
Centre	10 265
Bourgogne	9 065
Alsace	9 667
Pays-de-la-Loire	16 757
Poitou-Charentes	11 127
Aquitaine	61 242
Midi-Pyrénées	18 796
Rhône-Alpes	11 827
Total	151 489

L'enherbement hivernal ne présente pas de critères d'assiettes. Tous les vignobles sont compatibles à la mise en œuvre de cette option technique. Les surfaces correspondantes sont indiquées dans le tableau 2.

Tableau 2. Assiette maximale technique (AMT) pour l'enherbement hivernal des vignobles (en excluant les surfaces sur lesquelles la pratique est déjà mise en œuvre)

Région	AMT enherbement hivernal (ha)
Alsace	800
Aquitaine	18 798
Bourgogne	19 971
Centre	10 427
Champagne-Ardenne	23 758
Languedoc-Roussillon	191 483
Midi-Pyrénées	4 353
Pays-de-la-Loire	15 529
Poitou-Charentes	30 692
Provence-Alpes-Côte d'Azur	69 569
Rhône-Alpes	27 152
Total	412 532

Les surfaces en vigne de la SAA qui ne sont pas dans un département associé à un vignoble sont éliminées (37 056 ha).

Présence de la pratique stockante à la ligne de base

Au sein des vignobles retenus pour la mise en œuvre de la pratique stockante et après l'application du critère d'assiette relatif à la pierrosité du sol, les surfaces déjà enherbées sont de 78 185 ha pour l'enherbement permanent et 347 889 ha pour l'enherbement hivernal. Ces surfaces ont été retirées des surfaces éligibles à la mise en œuvre de la pratique.

Incompatibilité avec les autres pratiques stockantes

L'enherbement des vignobles est la seule pratique stockante analysée dans cette étude qui peut être réalisée sur des surfaces en vignes. Il n'y a donc aucun problème de compatibilité avec les autres pratiques stockantes étudiées.

Les deux options techniques relatives à l'enherbement des vignobles, enherbement permanent et hivernal, sont bien évidemment incompatibles entre elles.

Potentiel de stockage de carbone

Potentiel de stockage par unité de surface

Par manque d'information sur la valeur de stockage de l'enherbement en vigne, nous avons utilisé la valeur estimée dans l'Expertise INRA 2002 pour le stockage de la prairie sur terre cultivable. Le flux de stockage a été évalué à 0,49 tC/ha/an à l'échelle nationale. Cette valeur est aussi cohérente avec les 0,5 tC/ha/an proposés dans la partie bibliographique de cette étude et qui représentent le stockage de C des 10 premières années suivant l'implantation d'une prairie temporaire (voir section 3.8.4 du rapport).

Si dans la ligne de base la vigne ne présente aucun enherbement ou un enherbement hivernal, on applique cette valeur de stockage à 2/3 de la surface de la vigne. Si dans la situation initiale la vigne présente un enherbement un rang sur deux, alors on applique la valeur de stockage à seulement 1/3 de la surface disponible (figure 1).

La valeur du stockage de C de l'enherbement hivernal est déterminée sur la base de l'Étude INRA 2012 sur les cultures intermédiaires, en cohérence avec ce qui avait été fait dans l'étude INRA 2013 sur l'atténuation des émissions de gaz à effet de serre. Cette valeur de 0,159 tC/ha est ensuite appliquée à 2/3 de la surface de la vigne.

L'effet de l'enherbement des vignes sur les émissions de protoxyde d'azote n'est pas pris en compte dans cette étude faute de données disponibles concernant le territoire français. Seulement les émissions relatives aux pratiques culturales et à la fertilisation azotée seront calculées dans l'évaluation du bilan gaz à effet de serre.

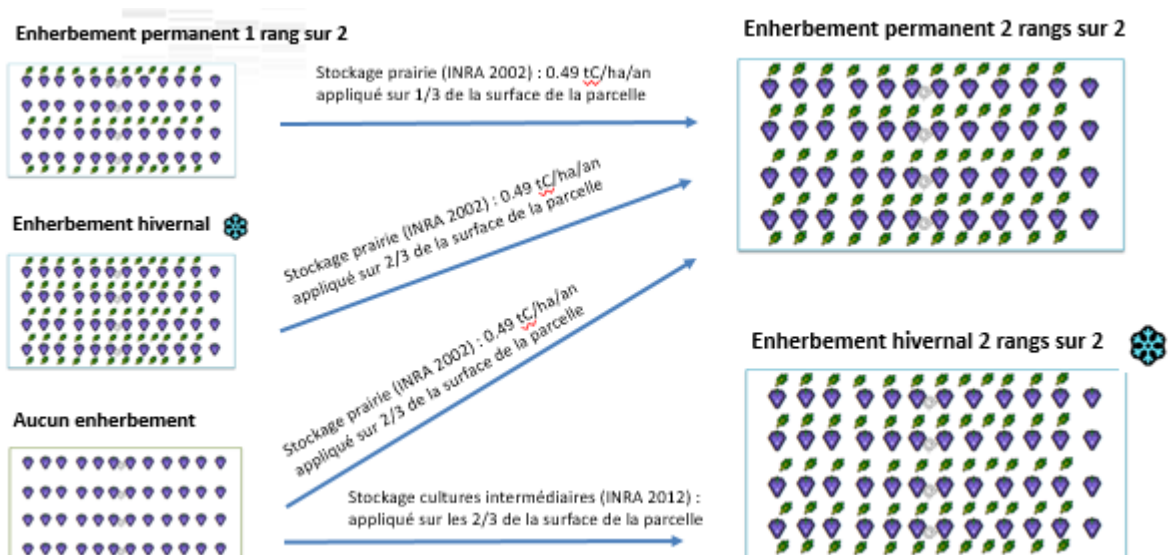


Figure 1. Modalités de calcul du stockage additionnel de carbone lié à l'enherbement du vignoble en fonction de la situation de départ (ligne de base) et de la modalité stockante choisie (enherbement permanent ou hivernal)

Potentiel de stockage agrégé au niveau France métropolitaine

Au niveau national, l'enherbement permanent permet de stocker environ 0,246 tC/ha/an soit **37 328 tC/an** sur l'ensemble de l'assiette. Les différences régionales de stockage à l'hectare s'expliquent par l'hétérogénéité de la situation initiale (sol nu, enherbement hivernal, enherbement un rang sur deux) qui impliquent le choix des valeurs différentes de stockage.

Tableau 3. Stockage additionnel de carbone permis par l'enherbement permanent du vignoble, par région

Région	Assiette (ha)	Stockage total (tC/an)
Champagne-Ardenne	2 742	873
Centre	10 265	2 992
Bourgogne	9 065	2 899
Alsace	9 667	1 819
Pays-de-la-Loire	16 757	4 780
Poitou-Charentes	11 127	2 688
Aquitaine	61 242	12 834
Midi-Pyrénées	18 796	4 822
Rhône-Alpes	11 827	3 621
France métropolitaine	151 489	37 328

L'enherbement hivernal permet quant à lui de stocker 0,159 tC/ha/an soit **65 600 tC/an** sur l'ensemble de l'assiette. Sur la base des hypothèses prises il n'y a pas de différenciation régionale du potentiel de stockage à l'hectare.

Autres impacts environnementaux

Bilan gaz à effet de serre complet lié à la mise en place de la pratique

Les études disponibles dans la littérature portent sur l'effet de différentes pratiques agricoles, incluant la comparaison entre vignes enherbées et vignes sans enherbement. Souvent elles ne permettent pas de quantifier les effets spécifiques de l'enherbement sur les émissions de gaz à effet de serre dans les conditions françaises.

Les effets attendus concernent :

- la réduction des émissions de CO₂ via le stockage additionnel de carbone dans les sols,
- l'atténuation des émissions de N₂O via la réduction de la disponibilité des formes minérales azotées dans les sols, liée à l'absorption par le couvert herbacé,
- l'impact des modifications des pratiques agricoles : augmentation éventuelle de la fertilisation azotée, évolution des pratiques culturales liées au semis et à l'entretien du couvert herbacé.

L'analyse des émissions de N₂O à partir de cultures intercalaires a fait l'objet d'études scientifiques. Sa quantification s'appuie sur les résultats des travaux de Steenwerth et Bellina (2008) conduits sur vignobles, en Californie, au cours de la campagne 2005-06. Ces auteurs mettent en évidence une faible augmentation des émissions suite à l'enherbement comparativement à un sol nu travaillé (désherbage mécanique). Les émissions sont égales à 0,76 kgN/ha/an et 0,58 kgN/ha/an respectivement pour ces deux pratiques culturales. Par ailleurs, ces mêmes auteurs montrent que le désherbage mécanique du sol provoque des émissions plus faibles de N₂O par rapport à un sol traité avec des herbicides (2010). En France, le désherbage est principalement chimique (enquête "Pratiques culturales" 2006). Selon Garland et al. (2011), les émissions de N₂O, à partir de vignobles de Californie ne sont pas différentes avec et sans travail du sol (pratiques se rapprochant de situations non enherbées versus enherbées). Au final, l'enherbement des vignes pourrait conduire soit à des flux de N₂O équivalents soit à des flux plus faibles que les pratiques viticoles actuelles.

Compte tenu du peu de données disponibles sur le sujet, de la variabilité des résultats entre expérimentations, et de la non-représentativité des conditions pédoclimatiques françaises dans ces études (les émissions de N₂O sont très dépendantes de la nature des sols et du taux d'humidité), l'effet de l'enherbement des vergers et des vignes sur l'atténuation des émissions de protoxyde d'azote n'a pas été pris en compte dans cette étude. Les émissions supplémentaires de N₂O liées aux apports additionnels d'azote ont été considérés.

Dans les tableaux ci-dessous sont donc indiquées seulement les émissions des GES liées au stockage de C dans le sol, aux changements des pratiques culturales et à la fabrication des engrais. La valeur de stockage de carbone représente le poste d'émission le plus important pour l'enherbement permanent et hivernal. Les émissions lors de l'apport et de la fabrication d'engrais et les émissions liées au fioul consommé lors des travaux agricoles atténuent légèrement le bilan GES favorable respectivement de l'enherbement permanent et de l'enherbement hivernal.

Tableau 4. Bilan GES de la pratique « enherbement permanent du vignoble », en comparaison de la ligne de base (pratiques actuelles). Les GES extraits de l'atmosphère sont comptabilisés négativement et les GES émis vers l'atmosphère sont comptabilisés positivement.

Type d'émission	Détail de l'émission	Valeur (kgCO ₂ e/ha/an)
Émissions directes et indirectes sur l'exploitation	C stocké dans le sol	-903
	N ₂ O émis lors des apports de engrais azotés	88
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles	-7
Émissions induites	CO ₂ émis lors de la fabrication et au transport des engrais azotés minéraux	81
	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul	-2
Total		-744

Tableau 5. Bilan GES de la pratique « enherbement hivernal du vignoble », en comparaison de la ligne de base (pratiques actuelles). Les GES extraits de l'atmosphère sont comptabilisés négativement et les GES émis vers l'atmosphère sont comptabilisés positivement

Type d'émission	Détail de l'émission	Valeur (kgCO ₂ e/ha/an)
Émissions directes et indirectes sur l'exploitation	CO₂ stocké dans le sol	-583
	CO ₂ émis par le fioul consommé lors des travaux agricoles	10
Émissions induites	CO ₂ émis lors de la fabrication de fioul	3
Total		-570

Coût technique

Coûts et bénéfices liés à la mise en œuvre de la pratique

Pour l'option technique « enherbement permanent » la variation de l'itinéraire technique (et donc des coûts additionnels) dépend des trois situations initiales de la surface en vigne (sol nu, enherbement hivernal, enherbement sur 1 rang sur 2, voir figure 1).

Si la situation initiale prévoit l'absence d'enherbement, la mise en place d'un couvert implique la suppression d'un passage de labour, le passage du semoir la première année, l'augmentation de la dose d'engrais, trois tontes à réaliser et la suppression d'une dose d'herbicide. Le coût à l'hectare est un coût négatif de -26 €, donc une économie pour l'agriculteur.

Si la situation initiale est la présence d'enherbement 1 rang sur 2 les variations de l'itinéraire technique seront les mêmes sauf pour la variation de la dose de fertilisation, mais en tenant compte du fait que la surface sur laquelle elles seront réalisées sera la moitié. Le coût à l'hectare est de -29 €.

Si la situation initiale est l'enherbement hivernal on prévoit l'économie annuelle d'un passage de labour, de semoir et de la dose de semences, l'augmentation de la dose d'engrais et la réalisation de 3 tontes. Le coût à l'hectare est de -14 €.

L'économie de passage du désherbage mécanique n'a pas été prise en compte car l'entretien sous le rang et l'entretien de l'inter-rang sont souvent combinés.

Dans l'option technique enherbement hivernal, les variations de l'itinéraire technique par rapport à une situation initiale de sol nul sont le passage du semoir chaque année pour l'implantation des couverts et la suppression de la dose d'herbicide dans les années de croisière. Le coût à l'hectare est de -15 €.

Le détail des charges peut être observé dans le tableau 6.

Tableau 6. Détail des charges pour le calcul du coût de la pratique « enherbement du vignoble »

Charges	Matériel utilisé	Tracteur utilisé	Coût à l'hectare (€/ha)
Labour	Charrue décavillonneuse VE mécanique	4 RM 80ch	98
Passage semoir	Semoir vigne de 1,80 à 2,20 m	4 RM 80ch	30
Semences	13,33 kg/ha Ray Grass		27
Engrais	30 uN/ha		32
Tonte	Gyrotondeuse	4 RM 80ch	108
Herbicide	12L/ha Glyphosate 360		71

En cohérence avec les autres pratiques de l'étude, l'enherbement des vignobles a été modélisé sur une durée de 30 ans. Un taux d'actualisation de 4,5% a été appliqué afin de prendre en compte la valeur présente des dépenses ou des économies de l'agriculteur.

Coûts régionalisés de la mise en œuvre de la pratique

L'enherbement permanent des vignobles présente un coût à l'hectare moyen de -26 €/ha. Ce coût varie selon les régions en fonction des différents états de départ des vignobles (sol nu, enherbement hivernal, enherbement un rang sur deux). L'enherbement hivernal présente un coût à l'hectare de -15 €/ha calculé de façon uniforme pour l'ensemble du territoire français. Dans les deux cas il s'agit d'un coût négatif. Cela signifie que les économies de l'agriculteur (un passage de labour en moins et la suppression de la dose d'herbicides principalement) font plus que compenser les charges additionnelles.

Il est nécessaire de rappeler que la décision simplificatrice de ne pas prendre en compte la variation du rendement de la vigne constitue une limite de notre approche et peut faire augmenter sensiblement le coût pour l'agriculteur.

Le coût de stockage de carbone est de -106 €/tC (-29 €/tCO₂) pour l'enherbement permanent et de -96 €/tC (-26 €/tCO₂) pour l'enherbement hivernal.

Dans le tableau 7 est indiqué le détail régional du coût à l'hectare et du coût de stockage de l'enherbement permanent.

Tableau 7. Coût à l'hectare et coût de stockage de l'enherbement permanent du vignoble

Région	Coût total (€/an)	Coût à l'hectare (€/ha/an)	Coût de stockage (0-30cm) (€/tC)
Champagne-Ardenne	70 046	-26	-80
Centre	263 343	-26	-88
Bourgogne	229 108	-25	-79
Alsace	264 688	-27	-146
Pays-de-la-Loire	431 574	-26	-90
Poitou-Charentes	299 627	-27	-111
Aquitaine	1 678 364	-27	-131
Midi-Pyrénées	417 057	-22	-86
Rhône-Alpes	299 953	-25	-83

Discussion

Comparaison à la littérature

Comme précisé dans l'introduction, faute d'autres analyses disponibles à l'échelle France entière, l'étude INRA 2013 « Agriculture et Gaz à effet de serre » a été notre principale source d'information pour les calculs relatifs à l'enherbement des vignobles.

Dans l'étude INRA GES 2013, les deux options d'enherbement avaient été regroupées dans une assiette maximale technique de 199 219 ha. Certains vignobles étaient destinés à l'enherbement permanent et d'autres à l'enherbement hivernal. Dans la

mise à jour des calculs, nous avons préféré garder l'assiette des deux pratiques séparée et laisser au modèle d'optimisation économique le choix de quelle pratique mettre en œuvre dans chaque région en fonction de son coût d'opportunité.

Les valeurs de stockage choisies pour chaque situation initiale des vignobles sont équivalentes à celles utilisées dans l'étude INRA GES 2013. Par contre, dans notre travail d'actualisation, nous avons choisi de modifier la valeur de certains postes de coût. Cette décision a été prise surtout pour des raisons d'uniformité avec les traitements réalisés pour les autres pratiques stockantes étudiées. On passe d'un coût à l'hectare de 10 € dans l'étude INRA GES à un coût négatif de -26 €/ha pour l'enherbement permanent et de -15 €/ha pour l'enherbement hivernal. Cette variation s'explique surtout à cause de la revalorisation des économies relatives à la suppression du passage du labour (de 73 €/ha dans l'étude GES 2013 à 98 €/ha) et à la dose d'herbicide (de 43 €/ha à 71 €/ha).

Suite aux différences d'assiette et de coût à l'hectare, nos valeurs de coût d'abattement (intégrant les émissions directes + indirectes) sont légèrement différentes de celles calculées dans l'étude GES 2013 (valeur basse 29 €/tCO_{2e}, valeur haute 9 €/tCO_{2e}). Dans notre analyse le coût d'abattement est de -32 €/tCO_{2e} pour l'enherbement permanent et -26 €/tCO_{2e} pour l'enherbement hivernal.

Sensibilité des résultats

La quantification du stockage est très sensible à divers paramètres. Le manque de données précises conduit à formuler de nombreuses hypothèses.

Les évolutions des émissions de N₂O suite à l'adoption de l'enherbement sont très peu renseignées dans la littérature. Cependant, elles ne sont pas à négliger dans certaines conditions pédoclimatiques (sols hydromorphes, sols calcaires). Il en est de même de la réduction de la disponibilité du nitrate dans les sols où une couverture végétale est implantée. La diminution des émissions de N₂O est donc mal prise en considération dans nos calculs.

Les données issues des vignobles sont peu nombreuses dans la littérature. Les estimations sont réalisées en référence à d'autres situations. L'utilisation des valeurs issues de l'Étude INRA 2012 concernant les cultures intermédiaires pour quantifier les effets de couvert hivernal temporaire sur le stockage de carbone dans le sol peut être réfutée ; celles utilisées pour les couverts permanents, issues de l'Expertise INRA 2002 sont peu précises (dans le document, il est indiqué que les valeurs modales pour le territoire sont "assorties d'une incertitude relative de l'ordre de 50%"). Les émissions directes en aval ont été calculées à partir de données grandes cultures et ne sont pas spécifiques aux vergers et vignes.

Enfin, la surface des parcelles élémentaires, prise en compte dans *Corine Land Cover* pour calculer les surfaces à forte charge en éléments grossiers, n'est pas adaptée aux tailles des parcelles de vigne. Les surfaces pouvant être potentiellement enherbées ont pu être surestimées.

Pour les cultures intercalaires, la faible disponibilité de références techniques nous a conduits à généraliser des pratiques, décrites dans des vignobles spécifiques, à l'ensemble du territoire français. Selon la nature des cépages, la qualité des mouïts peut évoluer avec l'enherbement des vignes.

Pour les cultures intercalaires les émissions indirectes en amont liées à la production de semences de graminées sont sous-estimées car nous avons considéré qu'elles étaient soit produites sur le site de l'exploitation, soit qu'il s'agissait d'enherbement spontané.

Références bibliographiques

- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.A., Soussana J.F., Stengel P., 2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Expertise Scientifique Collective, Rapport d'expertise, INRA(France), 332 p.
- Gina M. Garland, Emma Suddick, Martin Burger, W.R. Horwath, Johan Six, 2011. Direct N₂O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*), *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 141, Issues 1-2. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.017>
- Justes E., Beaudoin N., Bertuzzi P., Charles R., Constantin J., Dürr C., Hermon C., Joannon A., Le Bas C., Mary B., Mignolet C., Montfort F., Ruiz L., Sarthou J.P., Souchère V., Tournebize J., 2012. Réduire les fuites de nitrate au moyen de cultures intermédiaires : conséquences sur les bilans d'eau et d'azote, autres services écosystémiques. Rapport d'étude, INRA (France), 418 p.
- Pellerin S., Bamière L., Angers D., Béline F., Benoît M., Butault J.P., Chenu C., Colnenne-David C., De Cara S., Delame N., Doreau M., Dupraz P., Favardin P., Garcia-Launay F., Hassouna M., Hénault C., Jeuffroy M.H., Klumpp K., Metay A., Moran D., Recous S., Samson E., Savini I., Pardon L., 2013. Quelle contribution de l'agriculture française à la réduction des émissions de gaz à effet de serre? Potentiel d'atténuation et coût de dix actions techniques. Rapport d'étude, INRA (France), 454 p.
- Steenwerth K, Belina K.M., 2008. Cover crops and cultivation: Impacts on soil N dynamics and microbiological function in a Mediterranean vineyard agroecosystem, *Applied Soil Ecology* 40(2):370-380. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.06.004>
- Steenwerth K, Belina K.M., 2010. Vineyard weed management practices influence nitrate leaching and nitrous oxide emissions, *Agriculture Ecosystems & Environment* 138(1). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.016>



Crédit photo : Claudie Jolivet (INRA)



147, rue de l'Université
75338 Paris Cedex 07
France

Tél. : + 33(0) 1 42 75 90 00
www.inra.fr

