



Stocker du carbone dans les sols français

Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Isabelle Savini, Olivier Rechauchère, Camille Launay, Raphaël Martin, Michele Schiavo, Denis Angers, Laurent Augusto, Jérôme Balesdent, et al.

► To cite this version:

Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Isabelle Savini, Olivier Rechauchère, Camille Launay, et al.. Stocker du carbone dans les sols français. Éditions Quæ, pp.232, 2021, Matière à débattre et décider, 978-2-759-23148-5. 10.35690/978-2-7592-3149-2 . hal-03429981

HAL Id: hal-03429981

<https://hal.inrae.fr/hal-03429981v1>

Submitted on 8 Mar 2024

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 - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Stocker du carbone dans les sols français

Quel potentiel et à quel coût ?

S. Pellerin, L. Bamière, I. Savini, O. Réchauchère, coord.



Stocker du carbone dans les sols français

Quel potentiel au regard de l'objectif
4 pour 1 000 et à quel coût ?

*Sylvain Pellerin, Laure Bamière, Isabelle Savini,
Olivier Réchauchère, coord.,*

*et le comité d'experts scientifiques mobilisé
par la Direction de l'expertise scientifique collective,
de la prospective et des études d'INRAE*

Éditions Quæ

Collection Matière à débattre et décider

Qualité des aliments d'origine animale. Production et transformation

S. Prache, V. Santé-Lhoutellier, C. Donnars, coord.

2021, 170 p.

Les sols urbains sont-ils cultivables ?

C. Mougin, F. Douay, M. Canavese, T. Lebeau, É. Rémy, coord.

2020, 228 p.

Filière forêt-bois et atténuation du changement climatique,

A. Roux, A. Colin, J.-F. Dhôte, B. Schmitt, coord.

2020, 152 p.

Quelle politique agricole commune demain ?

C. Détang-Dessendre, H. Guyomard, coord.

2020, 306 p.

Agriculture et gaz à effet de serre.

Dix actions pour réduire les émissions

S. Pellerin, L. Bamière, L. Pardon, coord.

2015, 200 p.

© Éditions Quæ, 2021

Photo de couverture : © Florent/Adobe Stock

ISBN papier : 978-2-7592-3148-5

ISBN PDF : 978-2-7592-3149-2

ISBN ePub : 978-2-7592-3150-8

ISSN : 2115-1229

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex

www.quae.com

www.quae-open.com

Ouvrage financé par la DEPE et sous licence CC-by-NC-ND



Ouvrage issu du rapport de l'étude « 4 pour 1 000 France »

Le présent ouvrage est une synthèse du rapport de l'étude scientifique conduite par la Direction de l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études d'INRAE. Cette étude a été sollicitée conjointement par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (Ademe) et le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA), convention n° 1660Coo20. Le Centre d'accès sécurisé aux données (CASD) a permis l'accès au Réseau d'information comptable agricole (RICA)¹.

Le contenu du rapport et du document de synthèse publiés lors de la présentation des principaux résultats de l'étude en juin 2019, ainsi que du présent ouvrage, n'engage que la responsabilité de leurs auteurs. Le rapport d'étude, source du document de synthèse et de cet ouvrage, a été élaboré par les experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires ou l'Inra.

Ces documents 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 Thérond, Valérie Viaud, Régis Grateau, Sophie Le Perchec, Isabelle Savini, Olivier Réchauchère, 2021. *Stocker du carbone dans les sols français. Quel potentiel au regard de l'objectif 4 pour 1 000 et à quel coût ?* Éditions Quæ, Versailles, 232 p.

Contacts :

Sylvain Pellerin : sylvain.pellerin@inrae.fr

Laure Bamière : laure.bamiere@inrae.fr

Olivier Réchauchère : olivier.rechauchere@inrae.fr

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'État gérée par l'Agence nationale de la recherche au titre du Programme d'investissements d'avenir portant référence ANR-106EQPX-17 (Centre d'accès sécurisé aux données – CASD).

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 4 pour 1 000 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 Benoît 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 1 000 » : « 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, 1999. 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.*, 85 (6), 265-277. Séance du 19 mai 1999.

Table des matières

Introduction	7
Contexte et motivations de l'étude	7
Objectifs et modalités de mise en œuvre de l'étude	10
Plan du document	11
1. Définitions et choix méthodologiques de l'étude	13
Stocks de carbone dans le sol : nature et ordre de grandeur	13
Stock, stockage et stockage additionnel de carbone dans le sol	16
Dépendance du stockage aux conditions pédoclimatiques et agronomiques	20
Du potentiel technique au potentiel économique de stockage	22
2. Analyse bibliographique	27
Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols	27
Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols	44
Effets de la teneur en carbone des sols sur le fonctionnement des agroécosystèmes	53
Stocks de carbone des sols métropolitains, évolutions tendancielle et effet des changements d'occupation des sols	61
3. Pratiques stockantes et méthodes d'estimation de leur potentiel et de leur coût	73
Les pratiques stockantes retenues	73
Analyse conjointe du potentiel de stockage additionnel et du coût : approche globale	78
Estimation du stockage additionnel de carbone lié à l'adoption de pratiques stockantes	82
Estimation du coût technique unitaire des pratiques stockantes	88
Assemblage des résultats et allocation coût-efficace de l'effort de stockage	90
4. Potentiel technico-économique de stockage de carbone dans les sols français	93
Évolutions des stocks de carbone des sols sous les systèmes actuels de grandes cultures et de prairies permanentes	93

Potentiel de stockage additionnel de carbone dans les systèmes de grande culture et de cultures pérennes	111
Potentiel de stockage additionnel de carbone dans les systèmes de prairies permanentes	168
Analyse transversale du potentiel de stockage et du coût, et allocation coût-efficace de l'effort de stockage	183
Conclusion générale	205
Principaux enseignements de l'étude	205
Conséquences en termes de politiques publiques	207
Originalité de l'étude, suites à donner et besoins de recherche	208
Glossaire spécifique au stockage de carbone dans les sols	211
Sigles et abréviations	216
Sélection bibliographique	218
Les participants à l'étude	227

Introduction

Contexte et motivations de l'étude

I 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 périodes 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 pour 1 000

À l'échelle planétaire, le **stock de carbone organique** des sols (COS) 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 (800 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 0,4%, soit 4 pour mille (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. 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 matière 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 15 %. 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.

I Les controverses scientifiques

L'initiative « 4 pour mille » a donné lieu depuis son lancement à une controverse scientifique parfois assez vive. Le caractère simpliste du calcul initial a été, à juste titre, souligné. D'autres calculs, basés sur une vision plus globale des stocks et des 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 N_2O associées et des émissions induites de CO_2 liées au coût énergétique de fabrication des engrais. Le changement climatique lui-même peut limiter le bénéfice attendu du stockage additionnel de carbone dans les sols, par accélération de la minéralisation sous l'effet de l'augmentation de la température. Enfin, de très nombreuses barrières agronomiques, économiques et sociales sont susceptibles de limiter l'adoption de pratiques agricoles favorisant le stockage de carbone. Le chiffrage du stockage additionnel potentiel à l'échelle du globe avancé en 2017 (2-3 GtC par an, ce qui compenserait 20-35 % des émissions anthropiques de CO_2) 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. À l'occasion de la COP 21 à Paris en 2015, la plupart des États 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, réexplorer 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.

Objectifs et modalités de mise en œuvre de l'étude

C'EST DANS CE CONTEXTE QUE LE MINISTÈRE de l'Agriculture et de l'Alimentation et l'Ademe ont demandé à l'Inra de conduire la présente étude « 4 pour mille France ». Les objectifs étaient :

- d'identifier des pratiques agricoles et sylvicoles plus « stockantes » que les pratiques actuellement mises en œuvre ;
- 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 N_2O , lixiviation de nitrate, utilisation de produits phytosanitaires...) ;
- de chiffrer leur coût de mise en œuvre, d'identifier les freins à l'adoption et de proposer une stratégie coût-efficace de stockage.

I Méthode et périmètre de l'étude

L'un des enjeux majeurs étant d'affiner l'estimation du potentiel de stockage, l'approche choisie a été de compléter l'analyse de la bibliographie par une évaluation du potentiel de stockage additionnel de carbone par modélisation à une résolution spatiale fine. Les simulations ont été faites en utilisant les modèles Stics pour les grandes cultures et PaSim (voir section « Modèles utilisés (et cas hors modèles) », p. 82) pour les prairies permanentes, qui intègrent une représentation explicite du cycle du carbone dans le système sol-plante(-animal) et peuvent rendre compte de l'effet des multiples facteurs pédoclimatiques et des pratiques agricoles sur l'évolution des stocks de carbone. Ces deux modèles ont été largement utilisés 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.

Pour le volet économique, la perspective d'une mise en place de politiques incitatives à l'adoption de pratiques stockantes a conduit à affiner également l'estimation des coûts pour les agriculteurs, et à procéder à des analyses à l'échelle régionale. L'estimation du potentiel de stockage additionnel de carbone et des coûts additionnels liés à l'adoption des pratiques stockantes a permis de calculer le coût de stockage d'une tonne de carbone, de comparer les pratiques sur ce critère, puis de proposer une stratégie coût-efficace de l'effort de stockage. L'outil choisi pour effectuer cette allocation optimale de l'effort de stockage a été le modèle Banco développé par l'Inra.

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. Conformément au cahier des charges, 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. 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 la mobilisation de modèles différents de ceux utilisés dans le cadre de ce travail.

I 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), 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 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.

Plan du document

LE PRÉSENT OUVRAGE EST STRUCTURÉ EN QUATRE CHAPITRES :

- un chapitre de cadrage, incluant un rappel des principales notions et définitions, et présentant les grandes orientations méthodologiques de l'étude ;
- un état des connaissances scientifiques sur les processus relatifs à la dynamique du carbone du sol, l'état de l'art en matière de modélisation, l'effet de la teneur en carbone des sols sur le fonctionnement des agrosystèmes, l'état actuel des stocks en France et les tendances d'évolution, l'effet des pratiques agricoles ou sylvicoles susceptibles d'accroître le stockage dans les sols. Les pratiques stockantes candidates ont été choisies au vu des résultats de cette analyse bibliographique ;
- une présentation des pratiques stockantes retenues et du dispositif construit pour estimer le potentiel technico-économique de stockage additionnel de carbone dans les sols français par couplage d'une estimation par modélisation du potentiel 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 ;
- un chapitre de résultats récapitulant, pour chacune des pratiques analysées, les enseignements tirés de l'analyse bibliographique, les résultats des estimations agronomiques

du potentiel de stockage et des estimations économiques, puis procédant à une analyse transversale de ces résultats.

Une sélection de références bibliographiques, non directement citées dans le texte et regroupées selon les principales thématiques abordées, est consultable à la fin du document. La liste exhaustive des références mobilisées dans l'étude figure dans le rapport scientifique.

1. Définitions et choix méthodologiques de l'étude

L'AUGMENTATION DE STOCK DE CARBONE DES SOLS, ou stockage, est une donnée factuelle précise qui nécessite des définitions partagées pour éviter toute confusion. Les débats et controverses sur le potentiel de stockage de carbone dans les sols et la place que pourrait jouer ce levier dans l'effort d'atténuation du changement climatique résultent pour partie d'ambiguïtés ou d'imprécisions sur les termes et les modes de calculs utilisés (stockage *versus* stockage additionnel, profondeur de sol considérée, degré de prise en compte des contraintes socio-économiques à l'adoption de nouvelles pratiques...). Évaluer le stockage additionnel de C lié à une pratique nécessite en particulier la comparaison avec une pratique de référence. La valeur du stockage additionnel dépend fortement de la pratique de référence choisie, et il est indispensable de préciser la durée sur laquelle le stockage ou le stockage additionnel de C sont quantifiés. L'objectif de ce chapitre est de clarifier les termes utilisés et les choix méthodologiques majeurs de l'étude.

Stocks de carbone dans le sol : nature et ordre de grandeur

I Origine et composition du carbone, répartition dans le sol

Les matières organiques (MO) du sol sont constituées à 95 % de MO mortes et à 5 % d'organismes vivants (figure 1-1). Ces proportions sont indicatives et varient fortement d'un sol à l'autre et d'un horizon à l'autre. Ces MO, provenant directement ou indirectement de la production photosynthétique des végétaux supérieurs, sont constituées d'environ 50 % de carbone. Le carbone organique étant le constituant principal des MO, on utilise souvent indifféremment les termes « **carbone organique** » et « **matières organiques** ». Les laboratoires d'analyse mesurent la teneur en carbone organique du sol, puis l'expriment en teneur en MO en la multipliant par le coefficient (historique et fixe) 1,724. Alors que la mesure de la teneur en C est juste, celle des MO est très approximative : les MO des sols contiennent en moyenne 50 % de carbone, mais, par exemple, la cellulose en contient 45 %, et les cires végétales 85 %.

Le carbone organique des sols (COS) est réparti verticalement avec un fort gradient de concentrations décroissant de la surface vers la profondeur : depuis 400 gC/kg de sol dans les horizons organiques à la surface du sol, près de 100 gC/kg de sol dans le premier centimètre de l'horizon organo-minéral, et jusqu'à des teneurs en moyenne inférieures à 5 gC/kg à 1 m de profondeur (figure 1-2).

Figure 1-1. Matières organiques du sol : nature et proportions indicatives, en masse (d'après Calvet *et al.*, 2011).

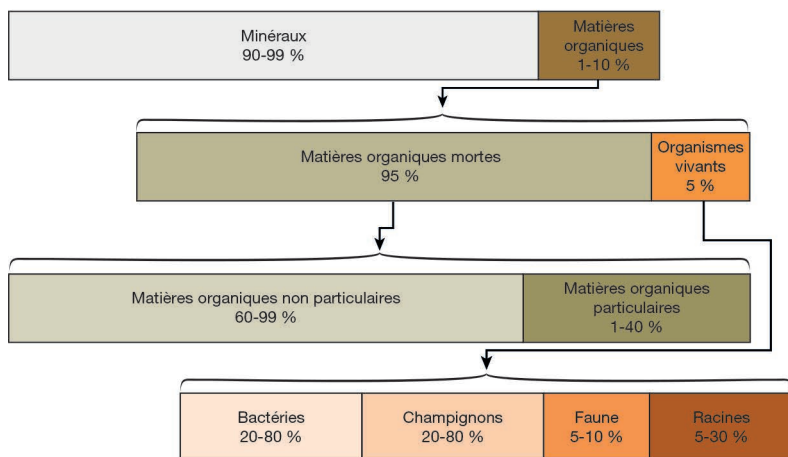
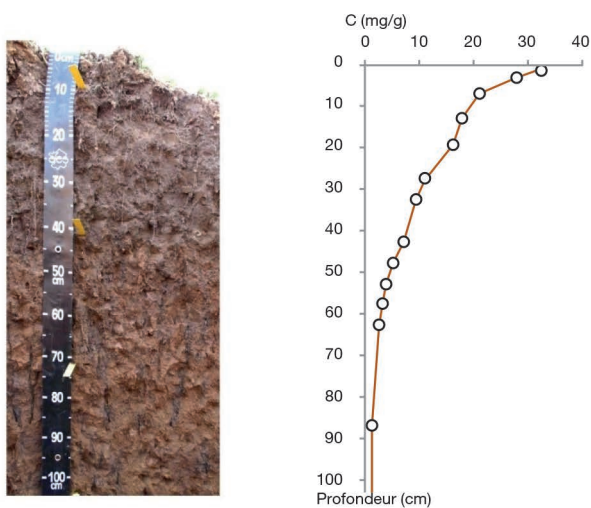


Figure 1-2. Profil de sol de prairie et distribution verticale du carbone organique de ce sol.

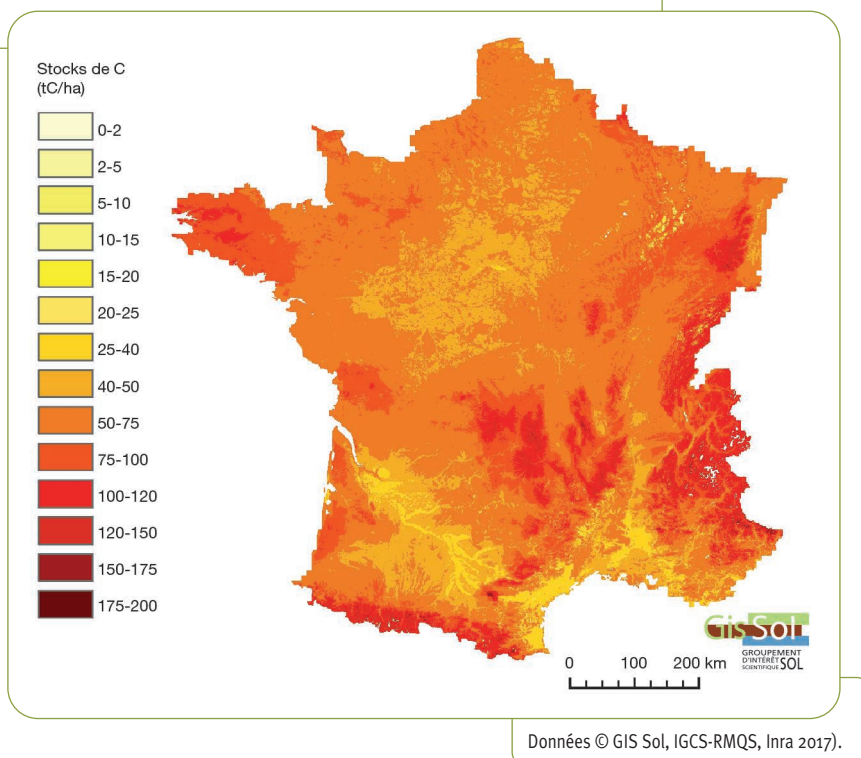


Par convention en pédologie, le niveau 0 cm correspond au sommet des horizons minéraux ou organo-minéraux des sols (excepté pour les sols de tourbes, où le niveau zéro correspond à leur sommet). De nombreux inventaires des stocks de C font référence à la couche 0-30 cm, ou 0-100 cm, plus, le cas échéant, les horizons organiques ou horizons « O » (litière forestière, mulch des sols agricoles conduits en semis direct), qui peuvent représenter une partie non négligeable du COS. Les travaux historiques sur les dynamiques du C ont majoritairement été consacrés à la couche de sol considérée par les agronomes, soit « 0-30 cm ». La plupart des calculs faits dans le cadre de ce rapport se réfèrent à cet horizon, qui est aussi l'horizon de référence des travaux du GIEC et des inventaires nationaux d'émission. Seuls les chiffres finaux d'atténuation à un niveau agrégé ont été estimés en considérant la totalité du profil de sol moyennant un terme de passage. Hormis pour les sols superficiels, il a été montré qu'environ la moitié du carbone des sols est située en dessous de 30 cm de profondeur, au niveau du territoire français métropolitain comme ailleurs dans le monde. Cette proportion varie cependant en fonction de l'occupation des sols.

I Stocks de carbone dans les sols métropolitains : ordre de grandeur et répartition géographique

La carte des stocks de C des sols métropolitains pour la couche 0-30 cm (figure 1-3) montre une variation géographique qui résulte à la fois de l'usage des sols, du type de sol et du climat. Les stocks les plus élevés (> 100 tC/ha) sont observés dans les zones d'altitude (Alpes, Pyrénées, Massif central, Jura, Vosges) 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 ajoute dans certaines zones l'effet de la minéralogie (sols volcaniques du Massif central). Des stocks de C moyennement élevés (75 à 100 tC/ha) sont caractéristiques des grandes régions forestières ou fourragères (Bretagne, Est, Massif central, Normandie). Les stocks de C faibles à moyens (25 à 50 tC/ha) sont caractéristiques des sols des grandes plaines de culture intensive ainsi que des sols limoneux, comme par exemple dans 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. Ils s'expliquent par l'importance des surfaces en vigne, culture restituant très peu de C au sol. Le stock total de C des sols français sur la couche 0-30 cm est estimé à 3,58 GtC, hors surfaces artificialisées.

Figure 1-3. Stocks de carbone organique des sols français (en tC/ha) sur les 30 premiers centimètres de sol.



Stock, stockage et stockage additionnel de carbone dans le sol

LA PRÉVISION DU STOCKAGE DE C 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, mais prêtent cependant encore à controverse. Certains biais relèvent de l'observation, d'autres du mode de projection de l'observation pour la prévision, ou encore des méthodes de spatialisation qui peuvent conduire à des différences d'estimation.

I Stocks de carbone du sol

Mesure des stocks de carbone

La teneur en carbone organique (ou concentration en carbone organique) du sol correspond à la proportion massique de l'élément carbone sous forme de matière organique

dans le sol sec. Elle est exprimée en gC/kg sol, ou parfois en %. Sauf indication contraire, la masse de référence du sol est la masse sèche à 105 °C de la « terre fine ». L'analyse du C organique d'un échantillon de terre est réalisée sur la « terre fine », tamisée à 2 mm, donc sans les débris végétaux et les éléments grossiers (graviers et cailloux) de taille supérieure. Le carbone inorganique parfois présent dans les sols (sous forme de carbonates, comme dans la calcite de formule CaCO_3) n'est pas pris en compte.

Le stock de carbone organique est la quantité totale de carbone contenue dans un volume de sol donné. Il est généralement exprimé en kilogramme par mètre carré ou en tonne par hectare ($1 \text{ kgC/m}^2 = 10 \text{ tC/ha}$) sur une profondeur donnée. Le stock de carbone (exprimé en tC/ha sur une profondeur donnée) est calculé en multipliant la concentration massique de C organique mesurée (exprimée en %) par la masse de terre fine contenue dans la couche ; cette dernière est le produit de l'épaisseur de la couche (exprimée en cm) et de la masse de terre fine par unité de volume de sol (exprimée en g/cm^3). La masse de terre fine d'un volume de sol (exprimée en g) est calculée par soustraction de la masse d'éléments grossiers ($> 2 \text{ mm}$; extraits par tamisage humide) à la masse totale d'un volume de sol séché à 105 °C. En divisant cette masse de terre fine par le volume du sol considéré (exprimé en cm^3), on obtient la masse de terre fine par unité de volume.

Les stocks sont exprimés en tonnes de carbone organique du sol par hectare (tC/ha), et non en tonnes de CO_2 ou d'équivalent CO_2 (t CO_2e), grandeur qui est utilisée pour mesurer les flux de GES, dont le CO_2 .

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), résultant en un stock de C du sol constant dans le temps. Le carbone du sol est dit « en régime stationnaire » si le stock est à l'équilibre et si, de plus, le flux d'apport est invariant dans le temps.

Sources de confusion concernant la comparaison des stocks de carbone observés

Une source triviale de confusion vient de la différence existant entre le 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 la masse volumique (tassement ou fragmentation) ou d'un déplacement vertical du carbone (travail du sol, bioturbation). Ce biais a historiquement entaché l'évaluation du potentiel de stockage lié à la réduction du travail du sol, ou aux changements d'utilisation des terres, par surestimation ou sous-estimation. Passer un rouleau compresseur sur le sol augmentera très significativement le stock de carbone des 30 premiers centimètres, mais ne stockera pas de carbone.

Une partie des horizons (H) organiques de surface est souvent exclue des bilans, à tort, puisque les mulchs ou les litières forestières ont couramment des âges de plusieurs dizaines d'années et peuvent représenter une part importante des stocks de carbone. Les horizons H des tourbes ou de prairies de zones humides sont également souvent mal pris en compte.

I Stockage et stockage additionnel de carbone

Stockage de carbone

Le **stockage de carbone** est l'augmentation du stock de carbone dans le temps.

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 (le stock à l'équilibre étant modélisé mathématiquement par une asymptote). 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 avec un changement de gestion donné. Ce stockage peut prendre une valeur négative, il s'agit alors d'un déstockage.

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 par comparaison à une situation où ce CO_2 serait resté dans l'atmosphère. Stockage et séquestration sont deux notions distinctes : par exemple, épandre un produit résiduaire dans une parcelle donnée induira un stockage de carbone dans cette parcelle, mais ne correspondra pas à une séquestration, par rapport à un épandage qui aurait eu lieu ailleurs. Cette étude s'intéresse en premier lieu à l'effet de pratiques sur le stockage de C dans le sol, mais elle prend aussi en considération les effets induits de ces pratiques sur le bilan des GES : émissions de N_2O , de CH_4 et de CO_2 .

Stockage additionnel de carbone lié à un changement de pratique

Le **stockage additionnel** lié à une pratique agricole B est la différence entre le stock de carbone mesuré dans un sol après la mise en œuvre de la pratique B pendant une période donnée, et le stock de ce même sol sous une pratique de référence A mise en œuvre durant la même période, à partir d'un état initial commun. Le stockage additionnel est donc défini pour deux pratiques, un site donné, et un temps écoulé depuis la différenciation des pratiques. Un minimum de 5 à 10 ans est nécessaire pour qu'un stockage additionnel soit mesurable.

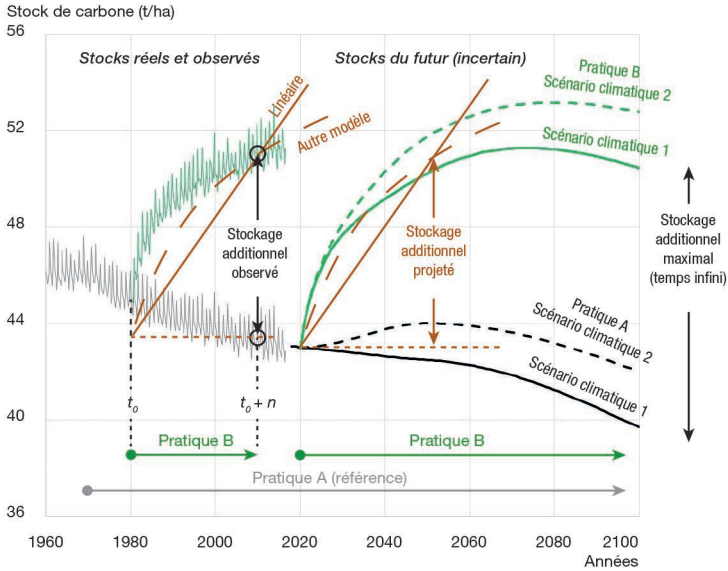
La plupart des études comparent les stocks de deux pratiques après n années de différenciation à partir d'une situation commune (études synchrones) et mesurent donc un stockage additionnel (différentiel entre A et B au temps $t_0 + n$) ; très peu d'études ont mesuré le stock au temps initial t_0 (études diachrones) et évaluent donc le stockage réel (différentiel entre le temps t_0 et $t_0 + n$ pour une pratique donnée). À noter que le changement de stock entre t_0 et $t_0 + n$ dépend à la fois de l'histoire antérieure à t_0 , et donc du stock de carbone à l'instant t_0 , et de la pratique.

Sources de confusion concernant l'évaluation du stockage de carbone lié à une pratique

La représentation des cinétiques de stockage et l'extrapolation des mesures. Le stockage moyen annuel observé 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 1-4). L'extrapolation du stockage observé par une relation linéaire (en brun plein) conduit à un fort risque de surestimation.

Figure 1-4. Cinétiques de stockage associées à l'adoption de pratiques en un lieu donné : stockage additionnel constaté (à gauche), stockage additionnel projeté et effectif (à droite).



Les niveaux de référence retenus (figure 1-4). Les stocks (actuels ou futurs) de carbone n'étant pas à l'équilibre, 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 COS 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, mais à un rythme plus lent). L'évolution tendancielle du stock de carbone par maintien du mode de gestion actuel est appelée « ligne de base ». Le stockage additionnel se calcule toujours par l'écart à cette ligne de base (différentiel entre A et B au temps $t_0 + n$ dans la figure 1-4). 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.

L'effet des conditions de milieu. Le stockage additionnel dû à l'adoption d'une pratique dépend du milieu (notamment le climat local et les caractéristiques du sol) et d'autres covariables qu'il convient de prendre en compte dans les projections.

La sensibilité d'un stockage futur à l'évolution des conditions. L'évolution future des stocks (figure 1-4, partie droite) dépendra en plus de facteurs incertains, par exemple du réchauffement climatique, des dépôts azotés, de la pression partielle de CO_2 . Un stockage futur 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. Le stockage additionnel futur est, lui, moins sensible aux scénarios climatiques et peut être prévu par projection de l'observation (en brun sur la figure 1-4, partie droite).

Dépendance du stockage aux conditions pédoclimatiques et agronomiques

I Estimation du potentiel de stockage additionnel : 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 simulée 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 sur 30 ans.

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.

Pour 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 la plus fine possible pour une analyse à l'échelle nationale (de l'ordre du km^2). 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 culture et d'élevage, tout en couvrant une large gamme 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 N_2O ...). Ces modèles, ou leur module carbone, ont été évalués dans les conditions françaises ou européennes sur leur capacité à prévoir l'évolution des stocks de carbone du sol (Clivot *et al.*, 2019) ou des variables associées aux cycles C-N (production de biomasse, flux de carbone et d'azote) (Constantin *et al.*, 2012 ; Coucheney *et al.*, 2015 ; Ma *et al.*, 2015). Plusieurs bases de données nationales sur les sols, les climats, les pratiques agricoles ont été mobilisées pour renseigner les variables d'entrée des modèles.

L'approche de modélisation spatialement explicite mise en œuvre dans le cadre de cette étude lui confère une forte originalité. Elle se démarque des approches classiquement publiées dans la littérature internationale, dans lesquelles les estimations du potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols sont obtenues en multipliant un potentiel de stockage unitaire, basé sur quelques données d'essais (généralement assez peu nombreuses), par de grandes surfaces. À 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 tC par hectare et par an de stockage additionnel, déterminé par 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 faible 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 tenant compte de la diversité des contextes pédoclimatiques, comme l'agroforesterie intraparcellaire et les haies, c'est l'approche classique par extrapolation de valeurs moyennes qui a été utilisée. L'inconvénient de ce choix est qu'il introduit une hétérogénéité méthodologique dans l'estimation du potentiel de stockage (simulations à une résolution spatiale fine pour certaines pratiques, estimation à partir de données de la littérature pour d'autres), mais il permettait d'explorer une gamme plus large de pratiques.

■ Modalités de mise en œuvre des simulations, mode d'expression des résultats et calculs des bilans GES

Les simulations en grandes cultures ont été faites sur l'horizon 0-30 cm, du fait de la capacité limitée du modèle Stics 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, malgré les incertitudes liées à cette extrapolation.

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 1983-2013.

Le stockage additionnel de carbone quantifié par simulation ou calculé d'après la littérature a été complété par une analyse du bilan de GES complet tenant compte des modifications d'émissions de CO_2 , N_2O et CH_4 liées à l'adoption des pratiques stockantes.

Les résultats relatifs au stockage additionnel de C sont exprimés en kg de C par hectare et par an pour les valeurs unitaires, et en millions de tonnes (Mt) de C par an pour les valeurs agrégées à l'échelle d'un territoire (région ou pays). Une valeur positive correspond à un stockage additionnel de carbone, alors qu'une valeur négative correspond à un déstockage. À l'inverse, pour les bilans de GES complets, intégrant en plus les autres émissions (N_2O et CH_4 notamment), et exprimés en CO_2 équivalent, 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 les calculs relatifs au stock de C du sol, mais négativement dans les calculs de bilan GES. Cette convention est conforme à ce qui est généralement fait dans la littérature internationale.

I Déploiement des pratiques stockantes : notion d'assiette maximale technique

Pour chaque pratique stockante, une assiette maximale technique (AMT) a été déterminée aux échelles régionales et nationales en 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 culturale pour le semis direct, présence d'un élevage ruminant pour l'insertion de prairies temporaires, taille des parcelles et profondeur du sol pour l'agroforesterie intraparcellaire, ressources disponibles régionalement pour la mobilisation de nouvelles ressources organiques...). 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.

Du potentiel technique au potentiel économique de stockage

Le **POTENTIEL TECHNIQUE DE STOCKAGE ADDITIONNEL 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 de 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 ? ».

I Les coûts de mise en œuvre d'une pratique pour l'agriculteur

Comme pour le stockage additionnel de carbone, le coût des pratiques stockantes est 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 ; il peut représenter une perte (coût positif) ou un gain (coût négatif). Dans quelques cas, ce coût pour l'agriculteur a été complété par des indications relatives au coût pour la collectivité quand celui-ci était non négligeable.

Les calculs ont été effectués 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.

La **ligne de base** des scénarios sur 30 ans est une référence « statique ». Le choix d'une référence « dynamique », avec évolution tendancielle des assolements, du cheptel, des prix des facteurs de production et des produits, aurait nécessité de disposer de projections cohérentes et complètes sur 30 années en termes de prix, de quantités et de ressources disponibles.

I Détermination du niveau effectif de mise en œuvre des différentes pratiques par l'optimisation économique

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 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 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'AMT sur laquelle une pratique favorable au stockage est effectivement mise en œuvre.

Encadré 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.

Différentes approches possibles

Il existe trois grandes catégories d'approches pour construire des MACC (Marginal Abatement Cost Curves, courbe de coût d'abattement marginal) : 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 Inra « 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.

Les raisons du choix du modèle Banco

Chacune des approches ci-dessus présente des avantages et des 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.

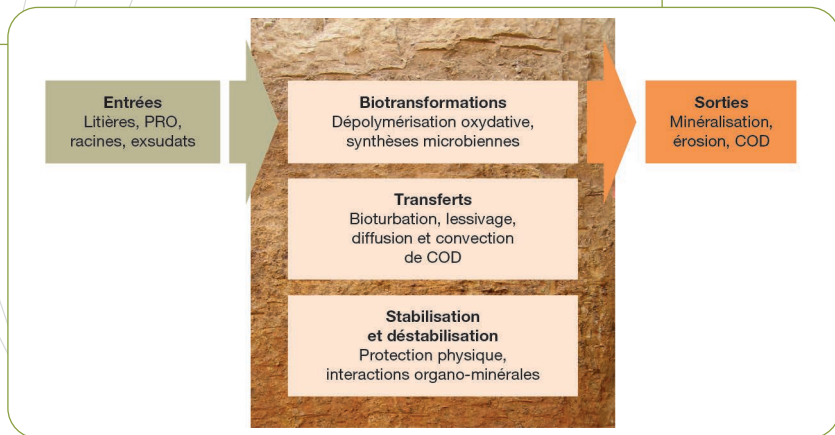
2. Analyse bibliographique

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

I Principaux processus

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 CO_2 , produit de la respiration des organismes décomposeurs. Les principaux processus qui régulent la dynamique des matières organiques dans les sols sont synthétisés dans la figure 2-1.

Figure 2-1. Les différents processus qui contrôlent le stockage de carbone dans les sols.



PRO : produit résiduaire organique ; COD : carbone organique dissous.

Un nouveau modèle de décomposition progressive de la matière organique en rupture avec les concepts historiques

La recherche scientifique du xxI^{e} siècle a beaucoup fait évoluer les connaissances sur les matières organiques (MO) et leur dynamique. Le modèle d'évolution des MO dans le sol développé au xx^{e} siècle considérait que le carbone « stable » du sol résultait de la préservation de

certaines composés (lignine...) arrivant au sol et de la formation des « substances humiques » par condensation progressive en macromolécules. Ce **modèle historique « d'humification »** a été mis en défaut par les méthodes modernes de caractérisation des matières organiques des sols (MOS), qui ont montré que les différentes classes de composés qu'il identifiait (acides humiques, fulviques, humines) ne correspondent pas à des molécules existant *in situ*, mais à des réarrangements physico-chimiques des molécules lors de leur extraction au laboratoire. Le modèle de préservation sélective de certains composés organiques a aussi été invalidé par des techniques de datation, démontrant que les molécules supposées « récalcitrantes » (à la décomposition) ne sont pas forcément préservées dans les MOS.

On considère désormais que les communautés microbiennes du sol ont la capacité (enzymatique) de dégrader tous les types de substrats, et ce dans presque tous les types de sol. **Les mécanismes de préservation des MOS ne sont donc pas liés à leur récalcitrance chimique**, mais à d'autres facteurs biologiques, physico-chimiques et structuraux, en particulier leur capacité à s'associer aux minéraux. Dans le « nouveau » modèle conceptuel de décomposition progressive, les MO du sol sont constituées d'une gamme de fragments organiques et de produits microbiens de toutes tailles, à différents stades de décomposition. Néanmoins, les « anciennes » classes de matières organiques sont le cadre dans lequel beaucoup de références ont été acquises, au laboratoire et au champ. La représentation classique reste à la base de la plupart des modèles opérationnels de simulation de l'évolution des stocks de carbone du sol, et notamment des modèles Stics et PaSim, basés sur la notion de compartiments cinétiques caractérisés par des temps de résidence différents.

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 et les parties aériennes non récoltées. Hors apports exogènes, 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, par épandage des effluents des animaux (fumiers et lisiers) ou des effluents et produits résiduels des activités humaines (boues de stations d'épurations, composts d'origines diverses...).

Flux des entrées aériennes et souterraines

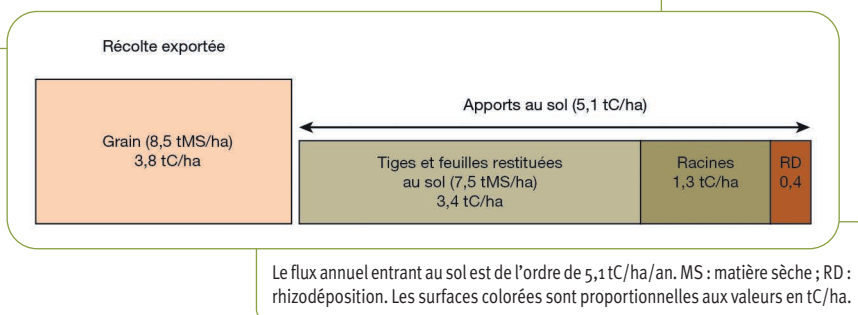
Les **apports aériens** correspondent aux litières, restitutions de parties aériennes non récoltées, fèces et apports exogènes. Les estimations des flux de restitution au sol sont souvent fondées sur des équations d'allocation du carbone végétal aux différents organes de la plante. L'indice de récolte (HI, *harvest index*) est la proportion récoltée de la production primaire nette aérienne, le reste étant restitué au sol. Le HI atteint des valeurs de 45 à 55 % pour les céréales très productives. L'optimisation génétique et agronomique des rendements a en général augmenté le HI. Par conséquent, pour une production donnée, les restitutions au sol augmentent avec la production primaire, mais le rapport restitution/rendement diminue quand le rendement s'accroît.

Les flux d'apports souterrains, beaucoup moins bien connus, comprennent :

- la biomasse racinaire. Le rapport de la biomasse souterraine aux parties aériennes (*root/shoot*) est très variable (de 10 à 30 %), et très dépendant des conditions du milieu. 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) ;
- la **rhizodéposition**, terme qui désigne les apports de MO au sol par les racines de plantes vivantes. Elle comprend des tissus (renouvellement racinaire), des cellules (épiderme, poils absorbants...), des macromolécules (mucilages, enzymes) ou de petites molécules (« exsudat » racinaire). On estime que le flux de rhizodéposition peut être de l'ordre de 0,2 à 0,5 fois la production racinaire nette.

Un ordre de grandeur des apports de carbone au sol en grandes cultures est donné en figure 2-2. Dans les prairies et les cultures fourragères, une plus grande proportion des parties aériennes est exportée ou pâturée, et les entrées souterraines forment la majorité des apports au sol.

Figure 2-2. Apports au sol, pour une céréale produisant 8,5 tMS/ha de grain, avec un indice de récolte de 53 %.



Il est établi que, à apport équivalent, le carbone d'origine racinaire contribue davantage au stockage de C que le C d'origine aérienne.

Nature chimique des apports au sol

Les **composés végétaux** majoritaires arrivant au sol sont les constituants structuraux des plantes (celluloses, lignines, pectines, protéines, lipides des cires...) et des molécules libérées par les racines, enzymes et métabolites secondaires (composés polyphénoliques, tannins, petites molécules des exsudats racinaires). Les tissus morts n'ont pas la même composition que les tissus vivants, car la plante récupère de nombreux métabolites et éléments minéraux (sucres, composés azotés notamment) lors de la sénescence. Cela différencie les engrais verts des autres apports végétaux.

Les **composés microbiens** sont globalement constitués des mêmes molécules, à l'exclusion des celluloses et lignines. Ils sont comparativement enrichis en autres polysaccharides, lipides, protéines...

Les **produits résiduels organiques** non industriels sont composés de mélanges de molécules végétales ou microbiennes ou de leurs monomères ; les composts et boues d'épuration sont enrichis en composés microbiens par rapport aux matières végétales.

Aux composés du vivant peuvent s'ajouter des **produits de combustion incomplète** (charbons végétaux issus des incendies ou du brûlage de pailles, retombées de suies, produits de pyrolyse de biomasse épandus), ou du carbone organique issu de roches telles que les schistes carbonifères.

Transformations des matières organiques dans le sol

Acteurs des biotransformations physiques et chimiques : faune et microorganismes

On a souvent séparé l'action de la faune du sol, 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 pour effectuer les transformations des MO dans les sols.

La **macrofaune** (vers de terre, fourmis...) exerce une action mécanique, de fragmentation des MO et d'incorporation au sol de la litière, mais aussi une action de nature biochimique. Ingérant à la fois des MO et des minéraux, les **vers de terre** soumettent les MO à une digestion sélective qui modifie leurs propriétés, remaniant les particules minérales, favorisent la mise en contact entre microbes et MO, et excrètent des mélanges organo-minéraux enrichis en mucus qui contribuent à la stabilité des agrégats organo-minéraux. Ils mélangent annuellement plusieurs dizaines de tonnes de terre par hectare, et il a été montré que la présence de vers de terre peut augmenter de 30 % le stock de C dans un sol. De nombreux autres groupes de la macrofaune sont aussi reconnus comme stimulant l'activité des microorganismes et la biodégradation des MOS sur le court terme. Les **mésos et microfaunes** (acariens, collemboles, nématodes, protozoaires...) semblent intervenir principalement par la prédation qu'elles exercent sur les microorganismes décomposeurs.

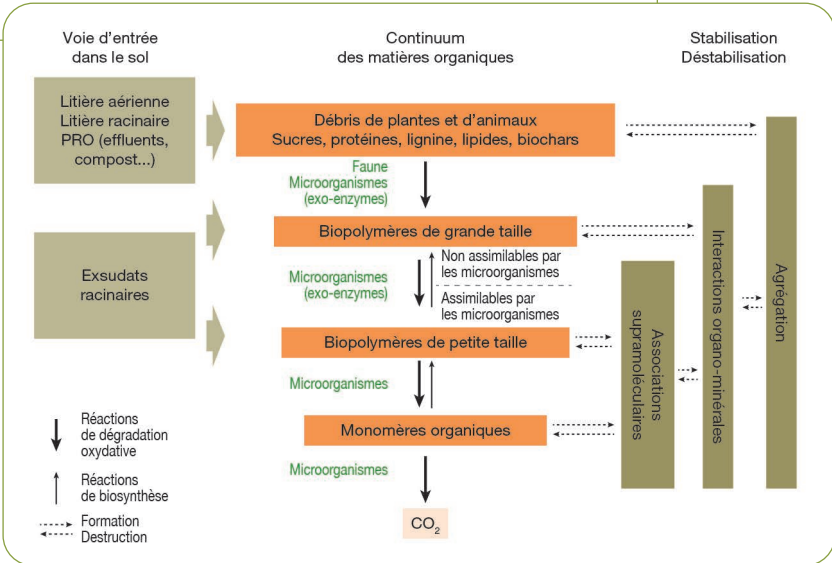
Les réactions biochimiques qui se produisent lors de la décomposition des MO sont réalisées principalement par les microorganismes (champignons et bactéries), qu'ils soient libres dans le sol ou associés à la faune. Ces microorganismes représentent la composante vivante du sol la plus diversifiée, tant d'un point de vue taxonomique que fonctionnel. La biomasse microbienne 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. La rhizosphère (zone du sol proche des racines) concentre une forte proportion de l'activité microbienne des sols. La biomasse microbienne est plus faible dans les sols cultivés que sous prairies et forêts.

Réactions de biotransformation

Les réactions de biotransformation dans les sols sont très majoritairement des **réactions chimiques catalysées par des enzymes** produites par des organismes vivants du sol, **et en particulier des millions d'espèces de microorganismes**. Il s'agit de réactions

de dégradation, mais aussi de synthèse. L'ensemble de cette chaîne de biotransformations est représenté sur la figure 2-3.

Figure 2-3. Continuum de biotransformation des matières organiques des sols (d'après Lehmann et Kleber, 2015).



Les matières organiques entrant dans le sol (partie gauche de la figure) sont continuellement dégradées par la communauté de décomposeurs, depuis les débris de plantes et d'animaux jusqu'aux plus petites molécules (partie centrale). Dans le même temps, l'oxydation croissante des MO produit des composés plus solubles et plus réactifs, qui se lient avec d'autres MO et avec les surfaces minérales (partie droite). Les flèches pleines représentent les processus biotiques, les flèches en pointillés des processus abiotiques. PRO : produit résiduaire organique.

Les composés végétaux entrants étant surtout de grosses molécules, les premières réactions de dégradation sont **leur dépolymérisation oxydative**, qui a lieu **hors des cellules microbiennes**. Ces réactions nécessitent, à l'échelle de l'habitat microbien, la co-localisation entre substrats et microorganismes, et des conditions d'environnement (oxygénation, pH, teneur en eau...) favorables à l'activité des microorganismes. En conditions anaérobies (pauvres en oxygène), la dégradation peut se produire par d'autres réactions d'oxydo-réduction, mais avec des vitesses de réaction pouvant être 10 fois plus lentes.

Les réactions de dépolymérisation oxydative aboutissent systématiquement à une réduction de la taille des molécules, mais aussi à **une augmentation de leur solubilité aqueuse et de leur réactivité chimique**, propriétés clés pour leur comportement, en particulier leur capacité à s'adsorber. En raison du caractère extracellulaire des réactions, une partie de ces composés produits échappe aux cellules et s'adsorbe sur d'autres composés organiques ou minéraux.

L'action des enzymes extracellulaires se poursuit jusqu'à la production de composés de petite masse moléculaire (sucres, acides organiques, acides aminés) qui peuvent être absorbés dans le milieu intracellulaire des microorganismes, où ils subissent de nouvelles biotransformations : poursuite de la dégradation oxydative jusqu'à la **minéralisation** ou utilisation pour la **synthèse de nouvelles molécules organiques**. Ces nouvelles molécules sont des constituants cellulaires, ou des métabolites excrétés (acides organiques, polysaccharides, enzymes extracellulaires...) qui 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, le fait qu'une molécule soit rapidement consommée par les microorganismes ne signifie pas nécessairement que son C sera rapidement minéralisé en CO_2 .

Les microorganismes dégradant un substrat ont besoin d'azote pour former leur propre biomasse. S'ils consomment des composés déjà biotransformés ($\text{C/N} < 8-15$), le système libère l'azote minéral en excès. À l'inverse, s'ils biotransforment des débris végétaux ($\text{C/N} > 8-15$), les microorganismes doivent prélever dans l'azote biodisponible (et donc minéral) du sol, et sont alors en compétition avec la plante (d'où la « faim d'azote » induite 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.

Transferts des matières organiques au sein du profil de sol

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

Dans les sols non travaillés, le mélange des couches de terre est principalement lié à une action biologique (**bioturbation**). La faune du sol (vers de terre, fourmis, termites, campagnols, taupes...) enfouit les résidus végétaux, mélange la terre de proche en proche, ou ramène à la surface du matériau plutôt minéral depuis les horizons profonds. Les **vers de terre** sont des acteurs essentiels de la bioturbation. Le processus de mélange décroît rapidement avec la profondeur, pour devenir négligeable en dessous de 50 cm à l'échelle des décennies. La bioturbation est nettement plus importante et plus profonde en prairies permanentes ou en agriculture de conservation que sous les cultures conventionnelles.

L'eau qui circule dans l'espace poral du sol est aussi un vecteur du transport vertical des MO dans le sol. Ce transfert est dénommé « lessivage » pour les particules solides, qui vont migrer depuis les horizons d'éluviation vers les horizons d'illuviation dans lesquelles elles sont immobilisées, et « lixiviation » pour les éléments solubles, qui peuvent être entraînés au-delà du profil de sol par les eaux d'infiltration. Il peut s'agir de matières organiques libres, adsorbées sur des minéraux, coprécipitées avec des oxy-hydroxides, ou complexées avec des métaux. Les MO dissoutes (MOD) sont en fait préférentiellement des molécules de petite taille ($< 100 \text{ kDa}$) pour lesquelles les mécanismes de diffusion et de dispersion sont favorisés. 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 souvent corrélées à la texture du sol, les sols sableux présentant souvent des solutions de sol plus riches en MOD que les sols argileux (à climat équivalent). En conséquence, les nappes dont le toit est proche de la surface du sol (zones humides, zones de bas de versant) présentent des concentrations en MOD notables et alimentent les cours d'eau en MOD.

Sorties de carbone

La **minéralisation** désigne les processus de transformation, dans le sol, de différentes molécules organiques en composés minéraux : principalement CO_2 , H_2O , NH_4^+ , HPO_4^{2-} et 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, et le processus majeur de sortie du carbone du sol. 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 hétérotrophe (microorganismes et faune) que les activités humaines (IPCC, 2013).

Les autres postes sont la perte de carbone organique dissous (COD), et les transferts liés à l'érosion des sols. Les exportations de C par **flux de COD** mesurés varient selon les sites de 2 à 50 kgC/ha/an, avec une tendance à l'augmentation. Dans beaucoup de situations de la zone tempérée, où l'érosion est modérée, les pertes de C dissous sont plus importantes que les pertes par érosion. À l'échelle globale, ces pertes représentent un ordre de grandeur de 0,7 GtC/an. L'**érosion**, principalement hydrique sous nos climats, est le facteur majeur de dégradation des sols, particulièrement en grandes cultures. Dans les systèmes naturels non perturbés, la perte de matériau par érosion est approximativement compensée par la pédogenèse. L'usage agricole, en supprimant la végétation naturelle et en réduisant les taux de MO de surface, multiplie les vitesses d'érosion par cent. 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. À l'échelle globale, la quantité de C des sols exportée par érosion latérale est estimée entre 0,3 et 1 GtC/an.

L'omission de la contribution de l'érosion aux bilans de flux de C reste une source d'erreurs significatives dans l'interprétation des sorties de modèles de dynamique du C des sols. Si le C transféré latéralement par érosion est perdu à l'échelle du sol considéré, l'intégration des processus à l'échelle des bassins versants (détachement, transport, sédimentation, enfouissement dans les zones en dépression, transfert de nappe) aboutit à des bilans de C qui font débat entre puits et source de C.

Stabilisation et déstabilisation des matières organiques des sols, rendement de production de carbone organique des sols

Stabilisation des matières organiques des sols

La **stabilisation ou la protection** des MO résulte des processus qui s'opposent à la biodégradation des composés, et finalement à leur minéralisation. 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 de l'autre : dans une association avec des minéraux (formation de complexes organo-minéraux) ou avec d'autres composés organiques (formation d'assemblages supramoléculaires), ou au sein d'agrégats minéraux (figure 2-3). C'est l'ensemble de ces processus qui explique la persistance à long terme des MO dans les sols.

Les **interactions organo-minérales** tendent maintenant à être reconnues comme le facteur clé de la stabilisation des MO dans les sols. L'adsorption à la surface des minéraux empêche la réaction enzymatique de dégradation, dès lors que l'affinité d'adsorption d'une fonction organique sur la surface minérale est supérieure à son affinité pour le site enzymatique actif. Les minéraux du sol les plus impliqués dans ces interactions organo-minérales, et qui assurent donc le plus efficacement cette protection des MO, sont les minéraux d'une taille inférieure à 2 μm (les « argiles » des agronomes) et, dans cette classe granulométrique, ceux qui présentent les plus grandes réactivités de surface et les surfaces spécifiques les plus élevées. Ce sont notamment les phyllosilicates (les « argiles » des minéralogistes), différentes formes d'oxy-hydroxydes métalliques et les alumino-silicates mal cristallisés. Les MO stabilisées par ces minéraux sont majoritairement de petites molécules issues de produits microbiens.

La 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, dans une logique qui voudrait que les surfaces minérales puissent accueillir une quantité limitée de carbone et que le stockage de COS soit ainsi borné. Cependant, le concept n'apparaît pas suffisamment validé pour être opérationnel.

La minéralisation des MO est aussi ralentie par les processus d'agrégation des particules de sol. Ainsi, le temps de résidence du C dans les débris végétaux est plus long s'ils sont inclus dans les agrégats plutôt que libres, et s'il s'agit de microagrégats (< 50 μm) plutôt que de macro-agrégats (> 50 μm). Les agrégats, et surtout les microagrégats, sont d'ailleurs utilisés comme fractions indicatrices du degré de protection physique du carbone.

L'action des décomposeurs sur leurs substrats organiques se déroule dans le réseau de pores du sol. C'est à une échelle micrométrique, correspondant à la taille des bactéries, que la structure du sol contrôle la biodégradation. Ainsi, la vitesse de minéralisation de substrats simples dépend en partie de la taille des pores dans lesquels ils sont localisés. La géométrie des associations de particules minérales crée des microsites (micrométriques à nanométriques) dans lesquels les MO sont protégées de l'action enzymatique (par la limitation de l'accès des enzymes et de la diffusion de l' O_2).

Composition des matières organiques des sols, et rendement de production de carbone organique des sols

Les MOS sont donc constituées d'un **continuum de composés organiques à différentes étapes des réactions de biotransformations**, depuis les matières organiques particulières (MOP) jusqu'aux briques élémentaires du vivant (sucres simples, acides aminés, acides gras, acides organiques...). Les composés les plus aptes à être protégés des dégradations

ultérieures, et en particulier de la minéralisation, sont les molécules les plus simples et dont le contenu en énergie est faible (densité d'énergie exprimée en joules par gramme de COS), qui peuvent former des assemblages avec d'autres composés organiques (structures supramoléculaires) ou avec des minéraux. Cette protection des MO dépend des caractéristiques du sol : quantité et nature des argiles, structure et taille des agrégats. L'hypothèse d'une préservation de certaines MO arrivant au sol du fait de leur récalcitrance chimique propre a été invalidée. On sait maintenant que cette récalcitrance ne contribue pas à la rémanence à long terme (décennies) du carbone du composé, excepté pour les charbons. Les communautés microbiennes du sol sont dotées du répertoire enzymatique nécessaire pour dégrader tous les types de substrats. Le rendement de formation de MOS n'est pas corrélé à la stabilité chimique ou à la résistance aux attaques chimiques des molécules arrivant au sol. De manière contre-intuitive, les composés les plus biodégradables ont à long terme des rendements de formation de MOS élevés. De nombreux travaux ont montré que les composés d'origine microbienne (polysaccharides, protéines...) ont une durée de vie plus longue dans le sol que les composés structuraux des végétaux (celluloses, lignines...). *In fine*, **les microorganismes sont la principale source des composés organiques stabilisés à long terme** (par rapport aux végétaux).

Deux facteurs majeurs déterminent le « rendement » de production de COS à partir des substrats initiaux : le rendement d'utilisation du carbone par les microorganismes et l'association avec les minéraux, en particulier mal cristallisés.

L'efficacité d'utilisation du C par les microorganismes (CUE, pour *carbon use efficiency*) estime, pour un substrat donné, la quantité de C microbien formé par rapport au C consommé pendant une unité de temps. Le flux de production de matière microbienne est estimé à 0,3-0,4 fois le flux d'apport de matière végétale au sol. La CUE varie en fonction des espèces microbiennes et de leur physiologie ; de la disponibilité des nutriments (azote (N), phosphore (P)...) nécessaires au métabolisme microbien ; des interactions avec la matrice sol ; et des conditions de l'environnement local (température, pH, humidité du sol...). Elle est de plus susceptible d'évoluer en fonction des conditions climatiques et atmosphériques.

I Cinétique de décomposition des matières organiques et temps moyen de résidence du carbone

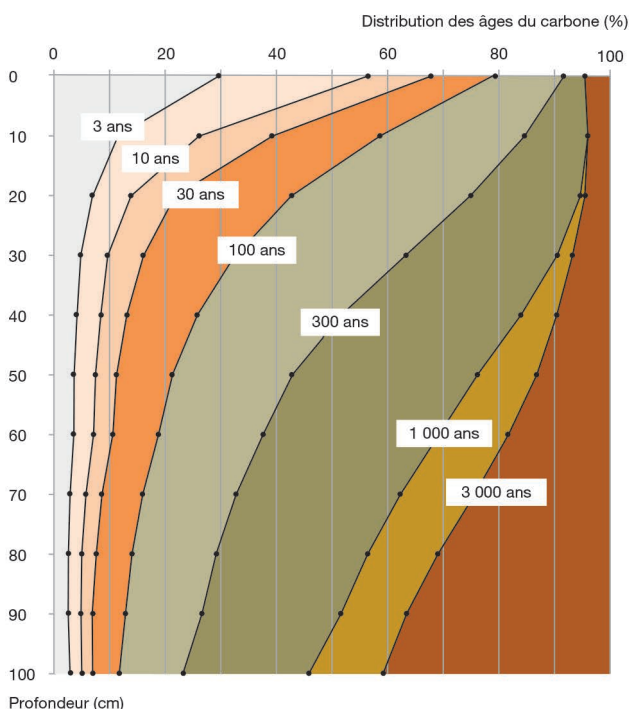
Âge du carbone et vitesse de renouvellement à l'échelle du profil de sol

L'**âge** d'un atome de carbone du sol est défini comme le temps écoulé entre son arrivée dans le sol et l'observation. La datation au carbone ^{14}C et le traçage naturel par le ^{13}C montrent que l'âge médian du carbone à un mètre de profondeur est supérieur à 1 000 ans (figure 2-4). Le renouvellement est 7 à 10 fois plus lent pour la couche 30-100 cm que pour la couche 0-30 cm. Le carbone profond n'est cependant pas inerte : la couche 30-100 cm contient en moyenne un quart du stock de carbone « jeune » (de moins de 50 ans) de la couche 0-100 cm en sols cultivés, et un cinquième en prairies permanentes (figure 2-5).

Plusieurs travaux rapportent des effets significatifs de changements 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, une augmentation lors de la conversion de forêts en prairies, ou par l'introduction de légumineuses.

Dans les systèmes dynamiques en régime stationnaire, le **temps de turnover** (ou temps moyen de transit) est égal à l'âge moyen des éléments qui quittent le système (exprimé en général en années). Il est égal au rapport du stock au flux entrant. Le **temps moyen de résidence (TMR)** est défini dans la présente étude comme le temps moyen de transit³.

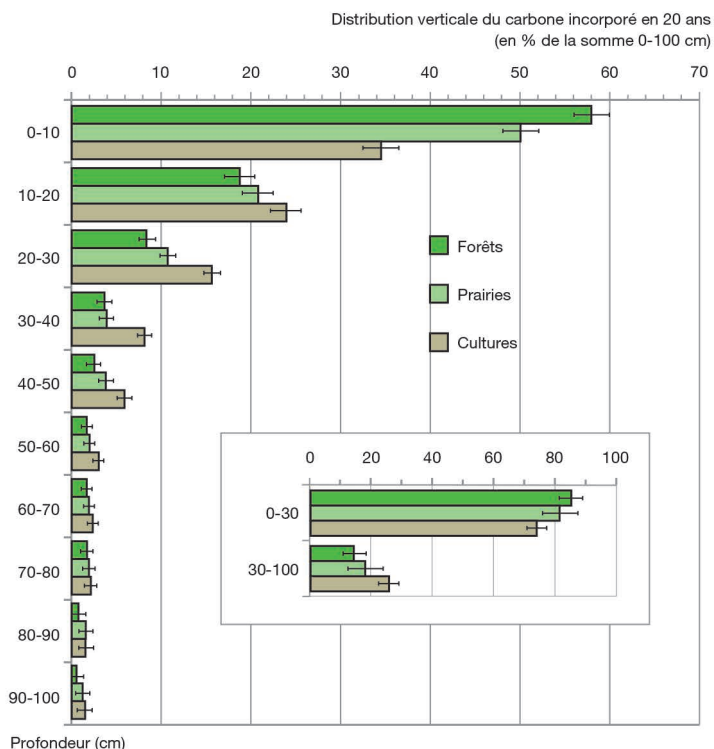
Figure 2-4. Distribution courante des âges du carbone.



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 de l'usage des terres. Les barres d'erreur représentent l'intervalle de confiance à 95 % de l'estimation. D'après les données de Balesdent *et al.*, 2018.

3. Le terme TMR est ambigu dans la littérature, car il peut désigner soit le temps de turnover, soit l'âge moyen des MO présentes dans le sol.

Figure 2-5. Distribution verticale du carbone issu des matières végétales incorporées au sol en 20 ans, en conditions moyennes de la France métropolitaine.



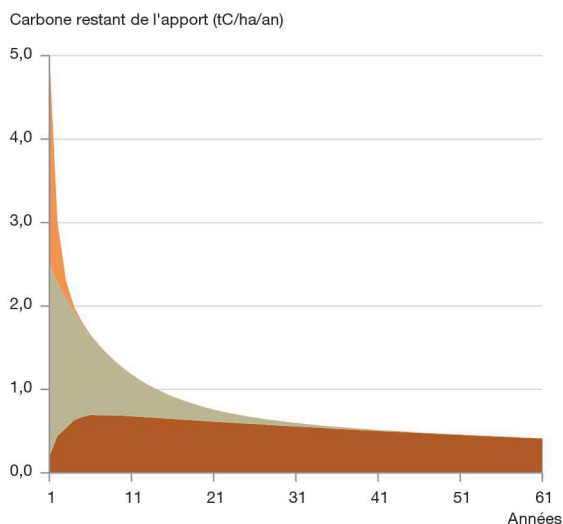
D'après les données de Balesdent *et al.*, 2018.

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 dont le renouvellement est très faible, voire nul, à l'échelle du siècle (temps de turnover supérieur à plusieurs siècles).

Cinétiques, temps caractéristiques, turnover, équilibre et modélisation mathématique

Le carbone des sols est sujet à un renouvellement permanent. Traçages isotopiques et suivis de respiration du sol ont permis de montrer que la majeure partie d'un apport de composés végétaux au sol est minéralisée et transformée en produits microbiens en moins d'un an ; les composés ligno-cellulosiques le sont en quelques années. Les produits de transformation (10 à 20 % du C apporté) vont être protégés et minéralisés ensuite très lentement, en plusieurs dizaines d'années. La figure 2-6 donne un exemple chiffré du devenir du carbone organique arrivant au sol.

Figure 2-6. Représentation simplifiée de la cinétique du devenir d'un apport organique végétal au sol, ici de 5 tC/ha/an.



	Pool cinétique	Part du flux entrant (tC/ha/an)	Temps moyen de résidence (an)	Taille du pool (tC/ha)
	« Rapide »	2,50 (50 %)	0,2	0,5 (1 %)
	« Intermédiaire »	1,75 (35 %)	4	7,0 (16 %)
	« Lent »	0,75 (15 %)	50	37,5 (83 %)
	Total	5,00	9	45,0
	Carbone ancien		5 000	10

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

Le stock de COS 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 2-6, le taux de minéralisation des MO est de 5/45 par an (11 %/an). La grande majorité du carbone (83 %, 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 complexe. Enfin, les méthodes de datation montrent qu'il existe en plus des matières organiques d'âge plurimillénaire, donc héritées d'un passé lointain. 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 microorganismes dans différents types de molécules.

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

Les représentations mathématiques classiques (voir section « Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols », p. 44) 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. Le stockage est très largement déterminé par les deux paramètres qui régissent le pool lent : la proportion qui va alimenter ce pool et son temps moyen de résidence.

Processus dits « non linéaires »

Les modèles classiques (développés au cours de la seconde moitié du ^{xx}e siècle) considèrent que les paramètres du devenir des MO sont indépendants du flux entrant et des quantités de MOS (voir section « Les modèles d'évolution des stocks de carbone dans les sols », p. 44). Ces modèles sont dits « linéaires » : des apports doubles se traduisent par des teneurs en C à l'équilibre deux fois plus importantes.

Cependant, il existe maintenant de nombreuses indications de **processus non linéaires** dans la dynamique du C des sols. Avec ces mécanismes, les vitesses de décomposition dépendent des quantités de carbone apportées ou présentes. Relèvent notamment de cette classe de processus : les effets des MO sur les propriétés physiques qui affectent les vitesses de biodégradation ; les effets sur les éléments nutritifs disponibles pour les microorganismes (et donc sur leur efficacité d'utilisation du carbone) ; la présence de composés organiques qui peuvent favoriser ou déstabiliser les associations organo-minérales, être toxiques pour les microbes, constituer des ressources pour la faune qui contribue à la stabilisation organo-minérale (vers de terre). Ces processus non linéaires dépendent des concentrations locales ; les dynamiques ne sont pas les mêmes *in situ* et en système homogénéisé *in vitro*, ce qui complique leur quantification.

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

L'un de ces effets non linéaires est maintenant considéré comme important, en tant que processus de déstabilisation de la MO : il est dénommé **priming effect** (littéralement « effet d'amorçage »). Le *priming effect* est la stimulation de la minéralisation des MOS 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. L'apport de substrats décomposables complexes (et non pas de molécules simples comme le glucose) fournit aux microorganismes compétents la ressource énergétique qui leur permet de biodégrader les MO stabilisées. Le temps de résidence des MOS est ainsi plus court dans les parties du sol qui reçoivent beaucoup d'apports, comme en surface. Les mécanismes de *priming effect* sont majeurs pour la dynamique des éléments C, N et P. Théoriquement, le *priming effect* prévoit donc un stockage de C non proportionnel aux apports, et un risque de déstabilisation de MO préexistantes par apport de carbone, notamment en profondeur. Il doit être pris en compte en particulier 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 intraparcellaire. Mais il n'est que peu représenté dans les modèles compartimentaux classiques.

Facteurs de contrôle des temps de résidence du carbone dans les sols

Une dizaine de facteurs principaux contrôlent l'intensité des mécanismes décrits précédemment. Leurs effets sont récapitulés en se focalisant sur les facteurs de variation des *temps de résidence* du carbone (tableau 2.1). 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. 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 pour une 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), 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 microorganismes. À l'inverse, on attribue parfois au labour la propriété d'accélérer la biodégradation par « aération » du sol, mais il n'y a pas d'indication scientifique dans ce sens.

Tableau 2-1. Analyse mécaniste des facteurs influençant le stockage de carbone dans les sols.

Évolution du facteur (augmentation ↗, diminution ↘)		Effet sur l'intensité du mécanisme impliqué (augmentation ↗, diminution ↘, augmentation ou diminution ↗↘)	Effet sur le stockage de carbone	Prise en compte dans le modèle Stics
↗ Flux de carbone entrant	↗	Source des matières organiques	↗↗	Oui
↗ Flux de carbone entrant décomposable	↗	Minéralisation du C ancien par <i>priming effect</i>	↘	Oui
↗ Biodégradabilité du C entrant (végétal, PRO)	↗	<i>Carbon use efficiency</i>	↗	Oui
	↗↘	Sorption, association avec les minéraux	↗↘	Oui
↗ Température du sol	↗	Activité microbienne	↘	Oui
	↘	Sorptions	↘↘	Non
	↗	Diffusion		Non
↗ Teneur en eau (hors pO ₂)	↗	Mobilité et croissance microbienne		Oui
	↘	Sorptions	↘	Non
	↗	Diffusion et transferts		Non
↘ O ₂ (anaérobiose)	↘	Activité microbienne	↗	Oui
	↘	Dégradation oxydative		Oui
↘ Granulométrie : Taille des minéraux	↘	Diffusion et transferts	↗	Oui, tous mécanismes confondus
	↗	Sorption		
Minéralogie :				
– phases mal cristallisées	↗	Coprécipitation	↗↗	Non
↗ – complexes Al, Fe	↗	Complexation	↗	Non
– phyllosilicates 2:1	↗	Sorption	↗	Non
	↘	Transferts	↗	Non

Tableau 2-1. Suite

Évolution du facteur (augmentation ↗, diminution ↘)	Effet sur l'intensité du mécanisme impliqué (augmentation ↗, diminution ↘, augmentation ou diminution ↗↘)	Effet sur le stockage de carbone	Prise en compte dans le modèle Stics
↗ pH	↗ Activité microbienne (entre 4,5 et 8,3)	↘	Oui
	↗ Charges de surface organiques et minérales	↗	Non
	↗↘ Déstabilisation des associations organo-minérales	↗↘	Non
	↘ Al libre	↘	Non
	↗ Ca échangeable	↗	Non
	↗ Faune		Non
↗ Cortège ionique de la solution du sol	↗ Concentration Al^{3+} , Ca^{2+}	↗	Non
	↗ Concentration Na^+ (sols salés)	↘	Non
↗ Disponibilité N, P, S	↗ Décomposition des résidus à C/N élevé		Oui, pour N
	↘ <i>Priming effect</i>	↗	Oui, pour N
	↗↘ <i>Carbon use efficiency</i>		Non
↗ Activités d'organismes spécifiques, biodiversité	↗ Composés antibactériens	↗	Non
	↗ Prédateurs bactériovores	↗	Non
	↗ Symbioses mycorhiziennes	↗↘	Non
	↗ Vers de terre (association avec les minéraux)	↗	Non
↗ Interactions vivant- minéral (exsudats, excrétions)	↗ Dissolution de minéraux mal cristallisés	↗↘	Non
	↘ pH local	↗↘	Non

La granulométrie est bien corrélée aux stocks de carbone aux échelles nationales en pays tempérés. La teneur en fraction < 2 µm fait varier d'un facteur 2 les stocks de C, entre 0 % et 50 % dans les inventaires nationaux de COS des sols. **La minéralogie** est aussi un déterminant majeur de la stabilisation des MO, mais qui est encore mal quantifiée. Elle est couplée à la nature des ions en solution. La minéralogie des phases en interaction avec les MOS (en particulier des minéraux mal cristallisés) n'est pas statique et peut être modifiée par les usages des terres, les plantes, le pH et les amendements. **Le pH du sol**

et le cortège ionique jouent également un rôle. Le pH a plus d'effet sur la physico-chimie que sur la physiologie microbienne. La présence d'ions calcium ou magnésium en solution (dominants à $\text{pH} > 5$) et la présence de calcaire actif tendent à insolubiliser les MO et à les adsorber, et ainsi à réduire leur biodégradation. L'aluminium a un rôle équivalent, mais en sol acide ($\text{pH} < 4,5$) et alumineux. *A contrario*, dans les sols salés où Na^+ domine le complexe d'échange, les vitesses de biodégradation sont élevées. **La disponibilité et l'abondance des éléments NPS** (azote, phosphore, soufre) a des effets divers et complexes. Si la dégradation des débris ligno-cellulosiques (pauvres en azote) est temporairement retardée en absence d'azote minéral, de nombreux autres effets des ratios entre C, N et P entrent en jeu dans les *priming effects*, les interactions biotiques ou encore l'efficacité d'utilisation du carbone (CUE).

Enfin, la **biodiversité** et les **interactions biotiques/abiotiques** contrôlent le devenir du C dans les sols. Les bactéries étant les acteurs majeurs à la fois de la minéralisation des MO et de la production de composés stabilisés, l'effet de la prédation des bactéries par les nématodes et protistes ainsi que de la régulation des bactéries par les champignons est incertain. L'impact des pesticides sur les protistes, nématodes et champignons du sol pourrait affecter ces régulations. 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 MO ou même déstabilisent les associations organo-minérales, libérant les composés azotés ou le phosphore. De nombreux autres mécanismes d'interaction plante-microorganismes peuvent, inversement, préserver les MO.

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 quantification de l'effet de ces facteurs et mécanismes considérés individuellement est encore très incomplète, et peut-être inappropriée, car, d'une part, il n'est pas attendu une loi unique contrôlant le temps moyen de résidence des différents pools de C quand plusieurs mécanismes sont en jeu, et, d'autre part, plusieurs facteurs agissent en interaction. Dans la littérature scientifique, cette quantification est très imprécise : 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.

Actuellement, dans les modèles opérationnels courants, seuls la température, l'humidité du sol, la granulométrie et le rapport C/N des substrats sont pris en compte. D'autres facteurs apparaissent cependant prépondérants, comme les *priming effects* dont la modélisation est émergente.

I Conclusion

L'essentiel des MOS est composé de petites molécules provenant du vivant. Les composés d'origine microbienne sont prédominants. Contrairement à ce qui a été admis pendant longtemps, les composés les plus difficilement biodégradables contribuent peu aux matières organiques à long terme. Deux facteurs majeurs déterminent le « rendement » de production de COS à partir des substrats initiaux : le rendement d'utilisation du carbone par les microorganismes et l'association avec les minéraux, en particulier mal cristallisés. Le temps de résidence du C dans les sols est contrôlé conjointement par la nature chimique du C entrant, l'activité des microorganismes, les interactions organo-minérales et la protection physique. Les interactions organo-minérales jouent un rôle prééminent dans la stabilisation du C. Les stocks à l'équilibre dépendent non seulement des entrées de C, mais aussi d'un ensemble de facteurs pédoclimatiques qui conditionnent ces processus : température, teneur en eau, teneur en oxygène, teneur en argiles, présence de certains minéraux, pH du sol... Les interactions entre plantes et microorganismes et entre communautés microbiennes affectent, voire régulent, les temps de résidence et donc les stocks de carbone.

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

• **Modèles statistiques et modèles mécanistes.** Les démarches de modélisation quantitative de la dynamique du C dans le sol relèvent de deux types d'approches :

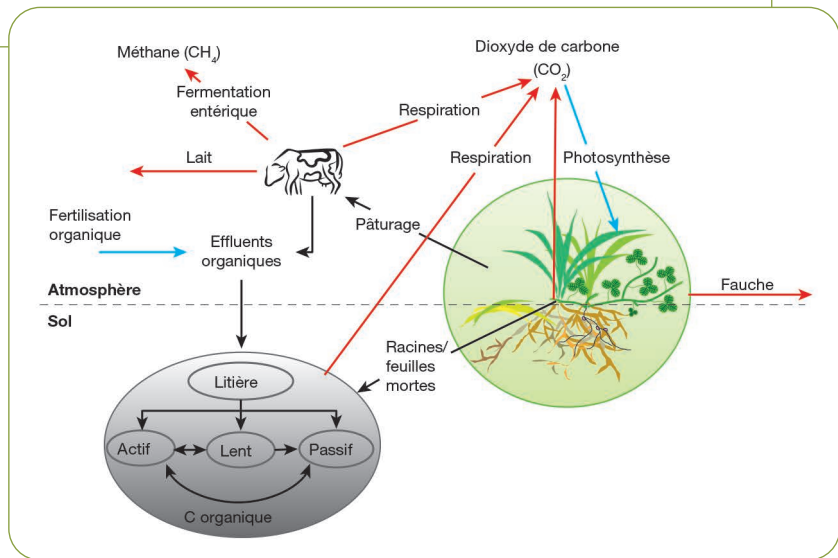
– **une approche qualifiée de statistique ou d'empirique**, visant à relier des observations sur le stock de C des sols, avec des variables explicatives présélectionnées qui peuvent être liées au milieu (température, précipitations) ou au mode de gestion des sols (type de travail du sol, apport d'effluents organiques...). L'approche empirique est très utilisée par le GIEC pour évaluer les stocks de C des sols en fonction des usages dans les zones pour lesquelles peu de données sont disponibles (méthode dite « Tier 1 ») ;

– **une approche à dominante mécaniste**, qui développe des modèles basés sur la représentation des processus qui pilotent les biotransformations du COS au cours du temps et leurs facteurs de contrôle. L'objectif est d'obtenir un modèle suffisamment robuste, utilisable dans une gamme de contextes assez similaires à ceux dans lesquels il a été développé et paramétré, mais néanmoins un peu plus large. Cette approche repose sur l'idée d'une certaine généricité des processus représentés dans ces modèles et de leur paramétrage.

• **Les processus représentés dans les modèles mécanistes.** Au sein de cette classe de modèles simulant l'évolution des stocks de carbone dans les sols, on distingue deux catégories de modèles, en fonction de leur représentation des entrées de carbone dans le système. Certains modèles représentent uniquement le compartiment « sol » ; le carbone arrivant au sol est alors une donnée d'entrée (c'est par exemple le cas du modèle RothC). Au contraire, d'autres modèles représentent également les interactions entre le sol et la

végétation : ils 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 des modèles forestiers (Castanea par exemple), des modèles de culture, génériques (Monica, Stics, Century, DayCent, DSSAT...) ou spécifiques, des prairies par exemple (PaSim). Cette seconde famille de modèles utilise la première pour représenter la dynamique du C dans le sol⁴. La figure 2-7 représente le module carbone du modèle PaSim utilisé dans l'étude pour les simulations en prairies permanentes. Ce module est couplé avec d'autres modules, dont le module azote et le module eau.

Figure 2-7. Représentation simplifiée du module carbone du modèle PaSim utilisé dans l'étude.



■ Représentation de la dynamique du carbone dans le sol

Les modèles dynamiques dits « mécanistes » basés sur une représentation des biotransformations du COS sont nombreux et divers, et ont fait l'objet de plusieurs revues de la littérature. Cette importante diversité 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.

4. Ainsi, le modèle Stics se base fortement sur le modèle AMG (du nom de ses auteurs : Andriulo, Mary et Guérif), mis au point en 1999 par l'Inra de Laon, lui-même adapté à partir du premier modèle de bilan humique réalisé en France par Hénin et Dupuis en 1945.

Les modèles diffèrent par les mécanismes de contrôle de la stabilité du COS qu'ils considèrent (interactions avec la matrice minérale, récalcitrance chimique ou protection physique au sein d'agrégats de tailles diverses) et par leur prise en compte de l'action des microorganismes. Ils se distinguent aussi par l'échelle spatiale considérée, qui va de l'agrégat à la planète entière, ce qui oriente la structure du modèle et les processus représentés.

Formalismes utilisés dans les modèles

Bien que les MOS soient aujourd'hui reconnues comme constituées d'un continuum de composés organiques à différents stades de biotransformation (voir section « Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols », p. 27), elles sont représentées dans la plupart des modèles existants comme un **ensemble de compartiments** distincts, caractérisés chacun par un temps moyen de résidence du C spécifique, et reliés entre eux par des flux de matière. La plupart de ces modèles à compartiments utilisent pour représenter les flux de décomposition de la MOS des cinétiques dites « d'ordre 1 » (c'est-à-dire où la vitesse de décomposition est proportionnelle à la quantité de C présent dans le sol).

Cinétique de décomposition des matières organiques dans les modèles de dynamique du carbone

Dans chaque compartiment, la dégradation de la MOS (c'est-à-dire la perte de masse au cours du temps) est décrite par une équation différentielle du type :

$$dC/dt = I(t) - k.C(t)$$

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, $k.C(t)$, 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, et le reste contribue à l'entrée de C dans les autres compartiments à temps moyen de résidence plus long.

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

$$k = k_0 \cdot f(T) \cdot f(W) \cdot f(\dots)$$

avec k_o 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, $f(...)$ les modulations liées à d'autres facteurs biotiques ou abiotiques.

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. Quelques modèles prennent également en compte les effets de l'acidité du sol, de son aération ou de sa teneur en calcaire. Pour un modèle donné, les fonctions de modulation des vitesses de décomposition sont les mêmes pour tous les compartiments.

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.

Représentations de la biomasse microbienne

Dans les modèles classiques, la biomasse microbienne (BM) est généralement considérée comme l'un des compartiments de COS, avec une vitesse de décomposition spécifique. La décomposition de la MOS n'est limitée que par la disponibilité du substrat, et les microorganismes ne sont pas représentés de façon explicite.

Le formalisme dominant fait donc l'hypothèse implicite que l'activité microbienne n'est jamais un facteur limitant de la décomposition. Il permet mal de rendre compte des processus d'adaptation des microorganismes à de nouvelles conditions ou aux stress environnementaux. Les connaissances récentes ont conduit à développer de nouveaux modèles qui représentent explicitement les communautés microbiennes et leur activité, et permettent par exemple de représenter le *priming effect*. La limite de ces modèles est qu'ils sont principalement dédiés à des échelles fines (agrégats, rhizosphère), et qu'ils restent essentiellement théoriques, faute en particulier de jeux de données pour renseigner les nombreux paramètres.

Autres limites des modèles classiques à compartiments et formalismes alternatifs

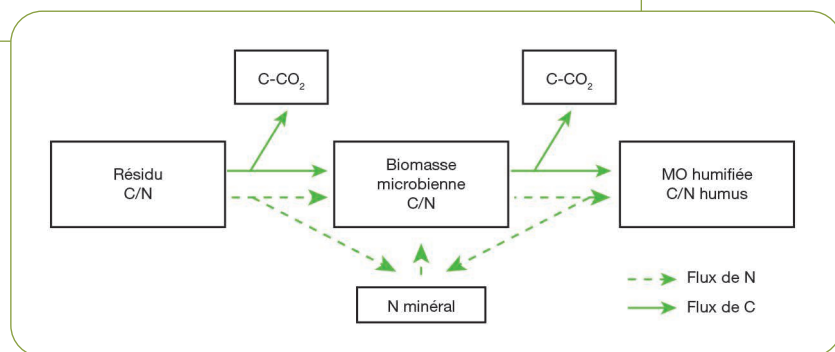
L'avancée des connaissances sur la nature et la dynamique des MOS d'une part, et l'utilisation de ces modèles pour des évaluations prospectives de l'impact du changement climatique ou de transitions agroécologiques sur les stocks de COS d'autre part, mettent en évidence plusieurs limites de cette représentation, et suscitent le développement de formalismes alternatifs.

Limite de saturation en carbone des sols. Par construction, il existe, dans les modèles représentant la dynamique des MOS par un système d'équations différentielles d'ordre 1, 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 COS à l'équilibre augmente de façon linéaire avec les entrées de C, sans limite. Or des travaux montrent qu'il existerait une quantité maximale de C que le sol peut stocker, correspondant à la saturation des

fractions minérales fines, et que ce seuil est contrôlé par les propriétés physiques des sols (minéralogie, texture) et par les concentrations en MOS elles-mêmes. Les modèles classiques pourraient donc surestimer l'évolution des stocks de MO dans des sols proches de la saturation. D'autres formes de modélisation émergent, qui définissent des compartiments de MOS au regard de leur association aux particules minérales du sol et de leur inclusion dans des agrégats ; elles permettent de représenter la saturation du sol en MO. Une formalisation conceptuelle a ainsi été proposée, 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.

Prise en compte de la disponibilité en azote et rapport C/N/P. Certains modèles (AMG, RothC...) ne représentent pas la dynamique de l'azote et ne considèrent donc pas sa disponibilité comme un facteur potentiellement limitant de la décomposition de la MOS. Cette hypothèse est tenable en situation de fertilisation azotée non limitante, mais l'est moins pour des systèmes agroécologiques ou « bas intrants ». À l'inverse, les modèles Stics et PaSim utilisés dans cette étude représentent explicitement les interactions C-N (figure 2-8).

Figure 2-8. Représentation simplifiée des interactions C-N dans le modèle Stics.



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 spatiales, de celle de l'agrégat à celle de l'écosystème ou du paysage. La variabilité très locale des sols, au sein des agrégats, dans des microsites ou en lien avec la rhizosphère, n'est représentée que dans quelques modèles très mécanistes dédiés à ces échelles microlocales. Les modèles classiques prennent en compte la variabilité relevant de la texture et du régime hydrique et thermique des sols, *via* des fonctions *k* de modulation des processus, et la variabilité de profondeur par l'ajout d'équations de transfert du C en profondeur.

Des travaux récents ont montré que le stock de MOS dans les horizons plus profonds n'est pas seulement constitué de MO relativement inerte et stabilisée par association avec les particules minérales du sol, et qu'il peut être affecté par des processus de biotransformation. Alors qu'historiquement la modélisation de la dynamique des MOS concernait majoritairement l'horizon jusqu'à 20-30 cm, plusieurs modèles permettent aujourd'hui de simuler l'évolution du stock de COS à l'**échelle du profil de sol**. L'hétérogénéité au sein du profil est représentée sous forme discrète, par une succession d'horizons de sol dotés de propriétés physiques et chimiques distinctes, et de vitesses de décomposition des compartiments généralement plus faibles en profondeur. Certains modèles intègrent également une représentation des transferts verticaux de MOS au sein du profil, notamment sous forme dissoute. La principale limite pour développer la modélisation du COS en profondeur est le manque de données de mesures directes pour valider les modèles.

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 anaérobies, et donc dans les sols engorgés ou mal drainés et les tourbières.

I Représentation des interactions sol-végétation dans la modélisation du carbone

Modèle plante et interaction sol-plante

Ces modèles permettent de simuler la dynamique du carbone dans le sol, mais également dans la végétation, en prenant en compte la variabilité des conditions pédoclimatiques et, dans une certaine mesure, des pratiques agricoles ou sylvicoles. 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.

Les niveaux de simplification pour modéliser **la production de biomasse** diffèrent selon les modèles. La croissance des plantes peut être modélisée par l'interception et la conversion du rayonnement lumineux en biomasse, en utilisant des représentations plus ou moins explicites des processus de photosynthèse, de respiration et d'allocation du C dans la plante. D'autres modèles représentent explicitement les mécanismes de la photosynthèse brute et de la respiration pour calculer les quantités de carbone organique synthétisées.

Si certains modèles ne représentent que la croissance potentielle du couvert, d'autres vont prendre en compte des **facteurs limitant la production de biomasse**, et donc le retour de résidus au sol, tels que la disponibilité en eau et en azote ou, plus rarement, en phosphore. L'impact des maladies et des ravageurs est en revanche rarement représenté, ce qui peut conduire à une surestimation des entrées de C dans le système par des simulations de biomasse trop élevées.

Pratiques agricoles et impacts sur la dynamique du carbone

La majorité des modèles de culture représente de façon plus ou moins complète les pratiques agricoles et leurs impacts sur le système sol-plante et sur la dynamique du carbone. Les effets de cette gestion pris en compte sont :

- les effets directs sur les processus de décomposition et de minéralisation du COS, qui viennent modifier directement la structure du sol, les conditions de température et d'humidité, ou la disponibilité en azote minéral pour les microorganismes par exemple. Le travail du sol peut ainsi avoir des effets directs en modifiant la densité apparente du sol, l'accessibilité des entrées de C 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 jouer sur le niveau et la qualité biochimique des apports de MO au sol. Le choix de cultures à forte production de biomasse, l'introduction de cultures intermédiaires ou le niveau de la fertilisation minérale azotée ont ce type d'effets.

L'une des forces des modèles représentant les interactions sol-plante est de simuler à la fois les effets directs et indirects des pratiques, mais aussi ceux des interactions dynamiques entre les pratiques, la végétation et le sol sur le devenir du COS. Les modèles Stics et PaSim font partie de cette catégorie. Les limites viennent des pratiques prises en compte et de la précision de la modélisation des effets que permet la connaissance sur les processus en jeu.

Évaluation, incertitude et sensibilité des modèles

Évaluation des modèles

L'évaluation des modèles de simulation de la dynamique des MOS se fonde sur la comparaison du stock ou des flux de COS simulés à des mesures. Elle requiert des séries temporelles de données, qui sont de fait assez rares et pas toujours obtenues sur des durées adaptées au temps long de réponse des MOS. En France, il existe une vingtaine de sites d'Observatoires de recherches en environnement (ORE) produisant des données depuis environ 20 ans, qui recouvrent une faible diversité de combinaisons itinéraires techniques $\times$ sol $\times$ climat. Une valeur de stock simulée peut aussi être comparée à une mesure faite à un moment donné, mais cela permet uniquement de savoir si le modèle est capable de reproduire une observation isolée, sans information sur la dynamique associée.

L'approche la plus utilisée dans les modèles simulant la dynamique de la MOS repose sur des compartiments conceptuels qui n'ont pas toujours une réalité biophysique. Le risque d'une telle approche en compartiments 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 variables (flux et stocks de COS) et sur plusieurs sites d'observations. L'évaluation porte aussi sur leur capacité à simuler une différence de stock de COS sur des systèmes ayant

des pratiques différenciées depuis plusieurs années (présence *versus* absence de cultures intermédiaires, apports réguliers de PRO *versus* fertilisation exclusivement minérale...).

Incertitudes et sensibilité des modèles

Le niveau de développement des modèles mécanistes reflète la compréhension du système par la communauté scientifique, qui demeure incomplète notamment au niveau des interactions entre des processus physiques, chimiques et biologiques. Quatre types d'incertitudes sont distingués, qui peuvent chacun affecter fortement les capacités de prédiction des modèles.

- **Les incertitudes liées à la formulation mathématique utilisée pour représenter les processus.** Le choix fait pour représenter la dynamique de décomposition peut radicalement changer les prédictions du modèle. D'autre part, les formalismes retenus pour représenter les différents processus au sein d'un modèle ne sont pas indépendants : le formalisme de décomposition de la MOS peut ainsi dépendre de celui choisi pour décrire le transport vertical de C dans le sol par exemple.
- **Les incertitudes sur les paramètres nécessaires aux équations utilisées.** Plus les modèles sont détaillés, plus le nombre de paramètres à estimer augmente, avec une incertitude associée à chaque paramètre. L'estimation de la sensibilité d'un modèle à un jeu de paramètres donné, et de la propagation des incertitudes, est donc devenue d'une importance capitale dans le contexte actuel de complexification des modèles utilisés pour prédire l'évolution des stocks de COS.
- **Les incertitudes liées aux données d'entrées du modèle.** Les prédictions du modèle peuvent être dégradées par des données d'entrée plus ou moins précises ou représentatives de la situation étudiée, concernant par exemple les entrées de C *via* la biomasse restituée au sol ou la fraction d'argile du sol.
- **Les incertitudes liées au protocole d'initialisation du modèle.** L'approche la plus classique, et la plus simple à appliquer, est une mise en équilibre avec les données d'entrées en considérant que le système est stable avant la simulation, or cette hypothèse d'équilibre initial n'est quasiment jamais respectée dans les systèmes réels.

I Spatialisation des modèles de dynamique du carbone

Échelles spatiales et choix des formalismes de modélisation spatiale

Les applications des modèles de dynamique du C à des espaces au-delà de la placette ou de la parcelle sont de plus en plus nombreuses : elles concernent les échelles du paysage, voire les échelles nationales ou globales dans le cadre des inventaires et des politiques publiques de lutte contre le changement climatique. La modélisation à ces échelles est réalisée soit par simple juxtaposition de résultats obtenus à l'échelle de la parcelle (c'est ce qui est fait dans la section « Estimation du stockage additionnel de carbone lié à l'adoption de pratiques stockantes », p. 82), soit en prenant en compte les interactions entre espaces cultivés et structures paysagères (friches, bois, haies, zones humides ripariennes, bandes enherbées), soit encore en utilisant des modèles d'écosystèmes

développés pour des étendues spatiales larges. Pour nombre de ces modèles globaux de l'écosystème terrestre, le module « carbone » reste basé sur des modèles compartimentaux à équations cinétiques d'ordre 1 (le plus souvent Century ou RothC), qui sont couplés à des modèles de dynamique de la végétation et de transferts de nutriments, et à des scénarios de changements d'usage des sols.

Modélisation des transferts de carbone en surface

La spatialisation pose la question de la prise en compte des transferts de C, sous forme particulaire (en lien avec l'érosion) ou dissoute, et de leurs conséquences sur la dynamique du C. L'érosion peut en effet générer des flux de carbone et d'azote du même ordre de grandeur que les flux liés à la fertilisation et à l'exportation de biomasse à la récolte. L'érosion est de plus en plus prise en compte dans les modélisations des cycles biogéochimiques à l'échelle globale. L'importance des flux sous forme de COD, notamment dans les écosystèmes naturels et semi-naturels, est aussi largement reconnue, et ces transferts sont de plus en plus considérés.

À l'échelle du paysage, des couplages de modèles de dynamique du C avec des modèles mécanistes de simulation de l'érosion, hydrique ou liée au travail du sol, ont été utilisés. Ils permettent de simuler l'hétérogénéité spatiale des stocks de COS, voire les interactions avec la dynamique du C des particules érodées ou déposées. Cette dimension n'a pas été modélisée dans le cadre de cette étude.

Prise en compte de la diversité des éléments du paysage

Les structures paysagères ont un impact significatif sur le stockage et la dynamique du C à l'échelle du paysage : les haies peuvent contribuer à hauteur de 13 à 38 % du stock de carbone, les zones humides ripariennes peuvent temporairement être sources de C par la lixiviation de COD vers le réseau hydrographique. Il est d'autant plus pertinent de prendre en compte ces structures paysagères dans la modélisation que 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.

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 ; elles le sont dans certaines études à l'échelle du paysage, mais cela suppose un paramétrage spécifique des modèles, par exemple pour les zones humides.

I Conclusion

Dans leur grande majorité, les modèles de simulation de la dynamique des MOS utilisés sont à dominante mécaniste et basés sur la notion de compartiments cinétiques. Bien que ces modèles simplifient la réalité et n'intègrent pas les avancées récentes des connaissances, leur robustesse permet d'envisager leur utilisation à large échelle spatiale s'ils ont été paramétrés et testés dans la gamme des situations explorées. À l'inverse, les

modèles représentant mieux les processus (continuité des formes de MO, représentation explicite de la biomasse microbienne...) n'ont pas encore été autant évalués, et leur application dans le cadre d'études à large échelle reste balbutiante.

Une représentation explicite et fidèle des entrées de C par les plantes est primordiale pour espérer bien représenter la dynamique des MOS. Une bonne prise en compte de l'impact des pratiques de gestion est également essentielle pour reproduire les observations de stock et flux de COS. Ces considérations ont fortement motivé le choix des modèles Stics et PaSim utilisés pour le volet simulation de cette étude.

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. 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. Un certain nombre d'incertitudes persistent, liées à l'état des connaissances, aux formalismes adoptés, aux paramétrages et à l'initialisation des modèles, mais des progrès importants ont été réalisés depuis quelques années.

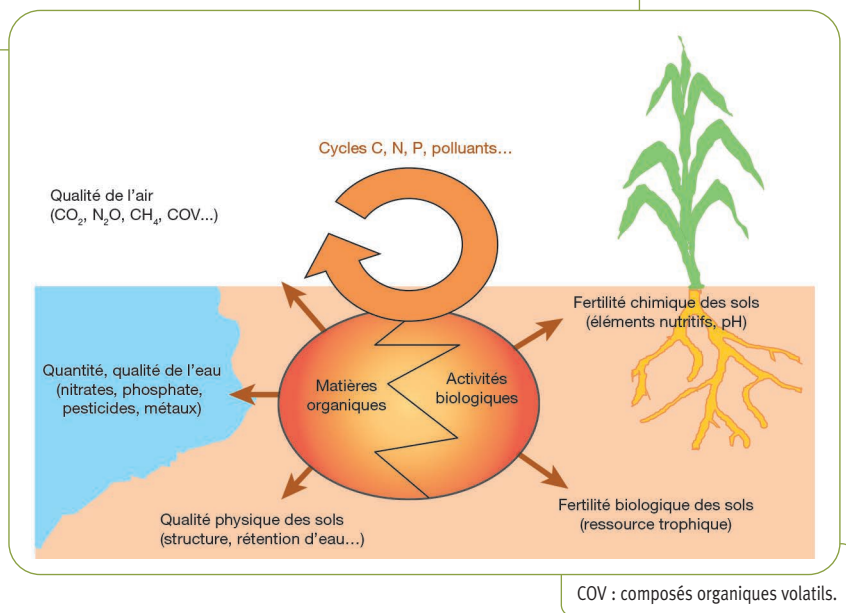
Effets de la teneur en carbone des sols sur le fonctionnement des agroécosystèmes

LE STOCKAGE DE CARBONE DANS LES SOLS est, de façon générale, bénéfique **localement** pour le fonctionnement des agroécosystèmes, par l'effet des matières organiques sur plusieurs propriétés du sol (figure 2-9). Ce stockage de COS peut aussi être associé à des effets négatifs.

Ces propriétés et fonctions contribuent à des services écosystémiques rendus à la fois aux agriculteurs (fourniture d'éléments minéraux aux plantes, amélioration de la qualité physique des sols accroissant le potentiel de production) et à la société (réduction de certaines pollutions ou de l'érosion). Ces propriétés et fonctions du C, décrites ici pour les agroécosystèmes, sont valables pour tous les écosystèmes terrestres.

La contribution des MO aux propriétés et fonctions des sols dépend de leur quantité, mais aussi de leur qualité, de leur localisation et de leur dynamique. En effet, les différentes classes de MO 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 MO dans le profil de sol importe également : alors qu'un effet sur la rétention d'eau est attendu sur toute l'épaisseur de sol explorée par les racines, davantage de MO dans la couche superficielle suffit pour modifier la sensibilité à l'érosion. Enfin, certains effets des MO sont liés aux stocks présents (la rétention d'eau par exemple), d'autres à leur flux de minéralisation (la fourniture d'azote par exemple).

Figure 2-9. Les matières organiques ont des fonctions diverses dans les sols, dont elles affectent les propriétés.



L'analyse privilégie les propriétés et fonctions des sols affectées par les MO, qui à la fois apparaissent importantes par leurs effets et peuvent faire l'objet d'une estimation quantitative, c'est-à-dire pour lesquelles on dispose de modèles statistiques (« fonctions de pédotransfert ») ou mécanistes permettant notamment d'évaluer leur réponse à un gain de COS de 4 ‰ par an pendant 30 ans. Rappelons que ce gain ne se traduira, par exemple pour un sol de teneur initiale en COS de 1 % sur la couche 0-30 cm, que par une teneur finale de 1,13 %, soit un changement très faible.

■ Propriétés, fonctions et services écosystémiques intéressant principalement les agriculteurs

Les matières organiques interviennent dans de nombreux processus du fonctionnement des sols (tableau 2-2).

Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) du sol, quantité de cations qu'il peut retenir sur son complexe adsorbant, détermine la disponibilité des cations échangeables (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺) pour les plantes. La CEC des MO est très élevée, environ 10 fois supérieure à celle

des argiles ; elle est plus forte pour les MO associées aux limons et argiles (humus) que pour les matières organiques particulaires ; elle augmente avec le pH.

Des fonctions de pédotransfert permettent de prévoir cette propriété des sols, difficile ou coûteuse à mesurer, selon leur teneur en argiles et en MO. Une hausse de la teneur en MO se traduira par une CEC accrue, principalement si la teneur en argile du sol est faible. Dans un sol à 17 % d'argile et à 1 % de teneur en C, un gain de COS de 4 ‰ par an pendant 30 ans n'induirait qu'une augmentation négligeable de la CEC.

Fourniture d'azote par minéralisation

L'essentiel des stocks d'azote dans les sols étant sous forme organique, il existe une relation forte et positive entre la teneur en MO et le potentiel de fourniture d'azote (par la minéralisation). L'effet attendu sur la production des cultures est secondaire dans des systèmes de culture avec fertilisation azotée minérale non limitante, mais il est déterminant dans les autres situations (agriculture biologique, systèmes à faibles intrants, prairies non fertilisées).

La quantité d'azote organique minéralisée peut être estimée en fonction des caractéristiques du sol (stock initial d'azote, teneurs en argiles et en carbonate de calcium, pH), du climat (température, humidité) et de l'itinéraire technique qui influencent sa vitesse de minéralisation, avec la méthode du bilan prévisionnel d'azote ou à l'aide de modèles de culture tels que Stics. Celui-ci peut être utilisé pour prédire l'effet d'une hausse des stocks de COS sur la fourniture d'azote minéral pour un contexte pédoclimatique donné. Toutes choses égales par ailleurs (qualité des MO, C/N et conditions environnementales), une augmentation de la teneur en COS de 4 ‰ par an générerait une augmentation de minéralisation d'azote de 4 ‰ par an.

Porosité et masse volumique apparente

La structure du sol (mode d'arrangement des particules solides et des vides) est une composante essentielle de la qualité du sol : elle affecte ses capacités de stockage, de filtration et de rétention vis-à-vis de l'eau, des particules, des MO, des fertilisants et des contaminants ; elle influe également sur l'habitat des organismes du sol et sur la croissance des racines (pénétrabilité, porosité, aération...). La présence de particules organiques grossières et l'aggrégation des particules de sol par la MO augmentent le volume des pores de différentes tailles, et réduisent par conséquent la masse volumique apparente (ou densité apparente) du sol.

Différentes fonctions de pédotransfert permettent de prévoir la masse volumique apparente du sol en fonction de sa teneur en COS et de sa texture. L'application de l'équation de Rawls montre cependant un effet négligeable d'un gain de COS de 4 ‰ par an sur 30 ans.

Fourniture d'eau (réserve utile du sol)

La matière organique du sol exerce généralement une influence positive sur la rétention en eau du sol, directement par son aptitude à retenir l'eau, et indirectement par son rôle

Tableau 2-2. Rôle des matières organiques dans la fertilité des sols et la qualité de l'environnement (d'après Balesdent, 2017, et Calvet *et al.*, 2011).

Processus	Effet statique (S) ou lié à la dynamique des MO (D)	Effet sur les propriétés des sols
Propriétés et fertilité chimiques		
Réserve de N, P, S libérés par minéralisation	D	↗ fourniture de nutriments minéraux ↗ nitrate en solution
Augmentation de la capacité d'échange cationique	S	↗ rétention de K, Ca, Mg
Augmentation des charges de surface, de la capacité d'adsorption et de la capacité de complexation	S	↗ rétention d'éléments traces métalliques ↗ rétention de contaminants organiques
Propriétés et fertilité physiques		
Agrégation des particules et augmentation de la stabilité de la structure	S, D	↗ résistance à la battance ↗ résistance à l'érosion
Augmentation de la porosité grossière et fine	S	↗ réserve utile en eau ↗ infiltration de l'eau
		↘ résistance à la pénétration
Présence d'un mulch en surface		↘ évaporation ↘ ruissellement
Couleur sombre du sol	S	Réchauffement plus rapide du sol
Propriétés et fertilité biologiques		
Ressources trophiques pour les microorganismes et la faune du sol ↗ abondance et diversité des microorganismes	D	↗ régulation des pathogènes et ravageurs ↗ biodégradation et minéralisation de contaminants organiques ↗ émission de N ₂ O et émission de méthane

Bénéfice ou inconvénient	Outil de prédiction disponible	Types de sols les plus concernés
↗ alimentation minérale des plantes	Modèle	Tous sols
↘ qualité de l'eau à certaines périodes de l'année	Modèle	Tous sols
↗ alimentation minérale des plantes	FPT	Sols de texture sableuse
↗ qualité de l'eau		Sols de texture sableuse
↘ pertes à la levée des cultures	FPT	
↘ ruissellement et dispersion P et phytosanitaires	Modèle	Sols limoneux battants
↘ érosion		
↗ alimentation en eau des plantes	FPT	Sols de texture sableuse et/ou caillouteux, sols superficiels
↘ ruissellement et dispersion P et phytosanitaires		
↘ érosion		Sols limoneux battants, sols argileux
↗ alimentation en eau des plantes		
↗ reconstitution des réserves d'eau		
↘ énergie nécessaire pour travailler le sol		Sols argileux
↗ alimentation en eau des plantes		
↗ reconstitution des réserves d'eau		Sols de texture sableuse
↘ érosion		Sols limoneux battants, sols en pente
Levée plus rapide des cultures		
↗ qualité sanitaire des cultures		Tous sols
↗ qualité de l'eau et des aliments		Tous sols
↗ émissions de GES		Sols hydromorphes

FPT : fonction de pédotransfert.

dans l'agrégation des particules du sol. De façon générale, cet effet positif sur la réserve utile (RU) est faible (+ 1,16 % de RU pour une augmentation de 10 mgC/g sol) ; il est plus important dans les sols à teneur élevée en sable, et négligeable dans les sols argileux. Une petite amélioration de la RU peut cependant permettre une meilleure résistance aux accidents climatiques.

Plusieurs fonctions de pédotransfert permettent d'évaluer l'effet d'une augmentation de la teneur en MO du sol. L'application de la fonction de Rawls, dont la pertinence est établie, montre un effet négligeable sur la réserve utile.

Stabilité structurale

La stabilité de la structure, qui est sa capacité à résister à des contraintes externes (dues en particulier à la pluie), a des implications agronomiques (levée des cultures) et environnementales (ruissellement, transferts de polluants, érosion). Un sol de faible stabilité structurale a tendance à former en surface une croûte dite « de battance », après déstructuration de l'horizon superficiel. Les MO jouent un rôle majeur dans l'établissement et le maintien d'une structure agrégée, en augmentant la cohésion des édifices organo-minéraux (par leur effet liant propre et en stimulant celui des microorganismes) et en réduisant leur mouillabilité. La stabilité structurale s'accroît donc avec la teneur en MO des sols. Une amélioration de la stabilité structurale intervenant seulement dans les premiers centimètres du sol peut être déterminante vis-à-vis du risque de battance et d'érosion ; sur une épaisseur plus importante, elle peut réduire le risque de tassement.

Il n'existe actuellement pas de fonction de pédotransfert prédisant la stabilité structurale. Une formule permet d'estimer le risque de battance en fonction de la texture, de la teneur en MO et du pH d'un sol ; son application montre qu'une augmentation de la teneur en C de 4 ‰ par an pendant 30 ans ne réduit pas significativement un risque de battance très élevé.

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 COS, ce qui a des conséquences indirectes sur le fonctionnement général du sol (minéralisation, propriétés physiques), avec potentiellement des effets positifs pour la production agricole, mais aussi des effets négatifs (lixiviation, émissions de GES). Cependant, peu de relations quantitatives sont disponibles pour relier une teneur ou un stock de COS à l'abondance d'une classe d'organismes du sol, excepté pour les microorganismes pour lesquels un modèle prédictif de leur biomasse ADN a été proposé pour le territoire métropolitain.

Potentiel de production végétale

La matière organique peut exercer une influence importante sur la productivité végétale, directement à travers la fourniture d'eau et d'éléments nutritifs, et indirectement par son effet sur les propriétés physiques qui favorisent le maintien de la structure et de

la porosité du sol. De nombreuses corrélations positives entre teneur en COS et rendements ont été mises en évidence, mais il est difficile de séparer les effets et d'identifier les relations causales. L'effet majeur des MO sur les rendements semble dû à la fourniture améliorée de nutriments minéraux aux plantes ; cet effet n'existe donc pas lorsque les nutriments (N, P, K) ne sont pas limitants. Ainsi, dans les conditions fertilisées du contexte de l'Europe, la perte de MO des sols ne se traduit pas par une perte de rendements. D'autres effets des MO peuvent être significatifs dans des conditions particulières : l'amélioration de la réserve en eau en conditions arides ou dans les sols sableux à faible potentiel de rétention en eau, l'amélioration de l'état structural du sol pour des cultures tubéreuses (pomme de terre par exemple) particulièrement sensibles à ce facteur. Même sans effet sur le niveau des rendements, une teneur accrue en COS peut réduire leur variabilité interannuelle. Le stockage de COS peut enclencher une boucle de rétroaction positive : s'il induit une hausse globale de la biomasse produite (et pas seulement de la fraction récoltée), les retours au sol, et donc le stockage de COS, sont augmentés. L'effet de la teneur en matière organique sur les rendements des cultures peut être **quantifié** en utilisant un modèle de culture (Stics par exemple) qui affectera les rendements essentiellement *via* la fourniture d'azote minéral aux plantes et l'augmentation de la réserve utile.

I Propriétés, fonctions et services écosystémiques intéressants principalement la société

Limitation de la lixiviation de nitrate

La limitation des fuites de nitrate dans l'eau de drainage est importante à la fois sur le plan agronomique, pour limiter les pertes de nutriments, et sur le plan environnemental, pour préserver la qualité des eaux. Une augmentation de la teneur en MO du sol accroît le flux d'azote minéralisé et nitrifié dans le sol, et en même temps le stock d'eau libre présent et la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol ; elle devrait donc, en théorie, se traduire par des pertes accrues de nitrate. Cependant, la lixiviation dépend aussi fortement de l'absorption par les plantes. Ce phénomène est maîtrisable par la mise en place de pratiques agricoles adaptées, comme l'implantation de cultures intermédiaires.

Prévention de l'érosion

L'érosion a des conséquences néfastes sur les plans agronomique (perte de sol cultivable) et environnemental (dégradation de la qualité des eaux, turbides et chargées en contaminants ; coulées boueuses). Elle 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 le risque de formation d'une croûte de battance, qui limite l'infiltration de l'eau et favorise donc le ruissellement et l'érosion. De manière générale, une teneur accrue en MO réduit la sensibilité du sol à l'érosion, en améliorant sa stabilité structurale, sa résistance à la battance et son infiltrabilité. La teneur dans la couche superficielle du

sol est particulièrement importante pour le contrôle de l'aléa érosif. Par ailleurs, la présence d'un mulch protège la surface du sol en réduisant l'énergie cinétique des pluies.

Deux modèles déployables à l'échelle nationale peuvent être utilisés pour **quantifier** la sensibilité des sols à l'érosion en fonction de leur teneur en MO : Rusle (Revised Universal Soil Loss Equation), qui tient compte de la présence de mulch et d'un facteur d'érodibilité du sol qui baisse lorsque sa teneur en MO augmente ; et Mesales (Modèle d'évaluation spatiale de l'aléa érosion des sols), qui inclut des classes de teneur en COS dans les facteurs pris en compte dans l'arbre de décision qui structure l'évaluation de l'aléa érosif.

Effets sur les émissions de gaz à effet de serre

Les sols agricoles sont une source importante d'émissions de GES, en particulier de **protoxyde d'azote** (N_2O). Leur potentiel de production de N_2O dépend du degré d'aération du sol et de la disponibilité en MO et azote minéral (nitrate). L'augmentation de la teneur en MO du sol, en accroissant le flux d'azote minéralisé et nitrifié dans le sol, devrait donc se traduire par des pertes plus importantes de N_2O . Les effets du COS sur la rétention et l'infiltration de l'eau peuvent aussi avoir des conséquences indirectes sur la production de N_2O , mais celles-ci sont difficilement mesurables ou quantifiables. De plus, la disponibilité en nitrate dépend fortement de l'absorption par les plantes. Les modélisations montrent généralement un effet significatif de l'augmentation de la teneur en C des sols sur la production de N_2O .

Une modélisation avec un modèle de culture tel que Stics peut permettre de **quantifier** l'effet potentiel d'une augmentation de 4 ‰ des stocks de C du sol sur les émissions de N_2O .

Le **méthane** (CH_4) est aussi un GES important produit par les sols agricoles, mais essentiellement dans les conditions particulières des rizières inondées, qui sont hors du champ de cette étude.

I Conclusion

L'augmentation de la teneur en MO des sols a des effets multiples, majoritairement favorables, qui sont de manière générale modulés par la texture du sol. Toutefois, les effets d'un gain de COS de 4 ‰ par an pendant 30 ans sur les propriétés du sol que des outils permettent d'estimer quantitativement apparaissent souvent négligeables lorsque ces propriétés sont considérées individuellement, hormis pour les sols les plus sableux (amélioration de la CEC et de la RU). Une somme d'effets faibles pourrait toutefois modifier notablement certaines propriétés au champ, comme par exemple augmenter le nombre de jours « disponibles » (pour intervenir dans la parcelle, sur un sol suffisamment porteur) ; ce type d'impact n'a pas été évalué, faute d'outils adéquats. Par ailleurs, certaines des pratiques stockantes se traduisent par une concentration des MO en surface et par la présence d'une litière (sous la ligne d'arbres en agroforesterie intraparcellaire, par exemple), qui peuvent modifier sensiblement certaines propriétés du sol. Enfin, une

somme d'effets faibles peut s'avérer déterminante dans des contextes particuliers (sols en voie de dégradation, par exemple) ou par interaction synergique avec des systèmes de culture s'appuyant majoritairement sur les services rendus par les matières organiques.

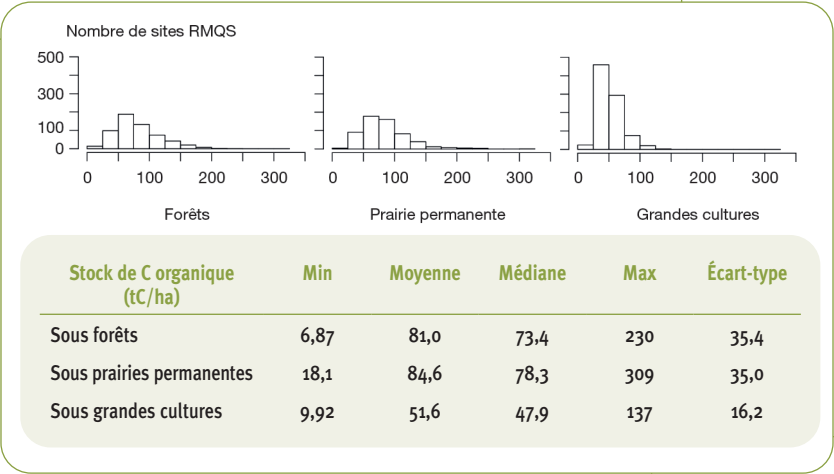
**Stocks de carbone des sols métropolitains, évolutions
tendanciellees et effet des changements d'occupation des sols**

**■ Niveaux des stocks de carbone des sols sous différents modes
d'occupation des sols**

*Valeur des stocks de carbone des sols en fonction du mode
d'occupation des sols*

Le Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) est un outil de surveillance des sols français mis en place en 2000, basé sur un suivi de 2 240 sites échantillonnés tous les 15 ans, dans le cadre du GIS Sol. La figure 2-10 indique les valeurs de stock de C organique mesurées pour l'horizon 0-30 cm par grands types d'occupation du sol (grandes cultures et prairies temporaires, prairies permanentes, forêts). Les valeurs de stocks de C sont très variables au sein de chacun des modes d'occupation des sols, du fait de l'historique des parcelles et des multiples facteurs pédoclimatiques qui les déterminent. Ils sont en moyennes plus élevés et plus variables sous forêts et prairies permanentes que sous grandes cultures.

**Figure 2-10. Stocks de carbone en tC/ha par mode d'occupation
du sol, pour l'horizon 0-30 cm.**



Données RMQS, GIS Sol.

Sols forestiers

Les forêts occupent actuellement 16,9 millions d'hectares, soit 31 % du territoire métropolitain (source IFN, IGN). Plusieurs études, utilisant des approches soit par inventaire soit par modélisation, indiquent des stocks de 81 tC/ha en moyenne pour la couche 0-30 cm (92 tC/ha avec la couche de litière et 70 tC/ha sans). Lorsqu'une plus grande profondeur est prise en compte, le stock estimé atteint 102 tC/ha en moyenne (litière + couche 0-100 cm). À l'échelle de la France métropolitaine, le stock cumulé sur 0-30 cm est estimé à 1,37 GtC (entre 1,14 et 1,51 GtC).

Les quantités de carbone organique stockées dans les sols forestiers sont très variables. Le pédoclimat (matériau parental du sol, type de sol, température et précipitations moyennes annuelles ou grande région climatique) est un facteur important de contrôle des stocks de COS des forêts tempérées, notamment en France métropolitaine. Les données du Renecofor (Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers) montrent un fort impact de la pédologie sur les stocks de COS, avec des valeurs plus fortes dans les Brunisols humiques et les Alocrisols humiques, des valeurs plus faibles au sein des Arénosols, des Brunisols oligotrophes et des Alocrisols oligotrophes, et des valeurs intermédiaires pour les sols sur matériau parental calcaire et les Podzosols et les Luvisols-Redoxisols. L'hétérogénéité des valeurs de stocks de COS est toutefois très forte au sein de chaque groupe de sol ou de matériau parental. Comme pour tous les usages du sol, les stocks sont plus élevés en forêts de montagne, en raison de l'effet dépresseur des basses températures sur les microorganismes responsables de la décomposition des MO.

Sols sous prairies permanentes

Les prairies permanentes occupent actuellement 9,3 millions d'hectares, soit 17 % du territoire métropolitain. La part de la SAU française occupée par des surfaces toujours en herbe (STH) est passée de 41 à 28 % entre 1970 et 2015. En moyenne, les stocks de COS dans les sols de prairies permanentes sont de 85 tC/ha sur les 30 premiers centimètres de sol (tableau de la figure 2-10), valeur très proche des stocks des sols forestiers. Ramené à la surface de STH en France métropolitaine, le stock total de COS sous prairies est de 0,79 GtC.

Les quantités de COS stockées dans les sols de prairie sont variables. Le type de sol, le climat (incluant l'altitude) et la gestion sont des facteurs importants de cette variabilité. De manière générale, le stock de COS est plus important dans des prairies de montagne gérées plus extensivement que dans des prairies de plaine gérées plus intensivement. Des teneurs élevées en COS peuvent être également liées aux faibles températures et aux fortes précipitations, à la minéralogie des sols issus de matériaux volcaniques ainsi qu'à des épandages importants d'effluents d'élevage. Les pratiques (fauche, pâturage, fertilisation) affectent aussi les stocks de COS. Pour des sols identiques d'un point de vue géomorphologique et climatique, les stocks mesurés sous prairies (de plus de 3 ans et permanentes) sont toujours plus élevés que sous cultures.

Sols cultivés

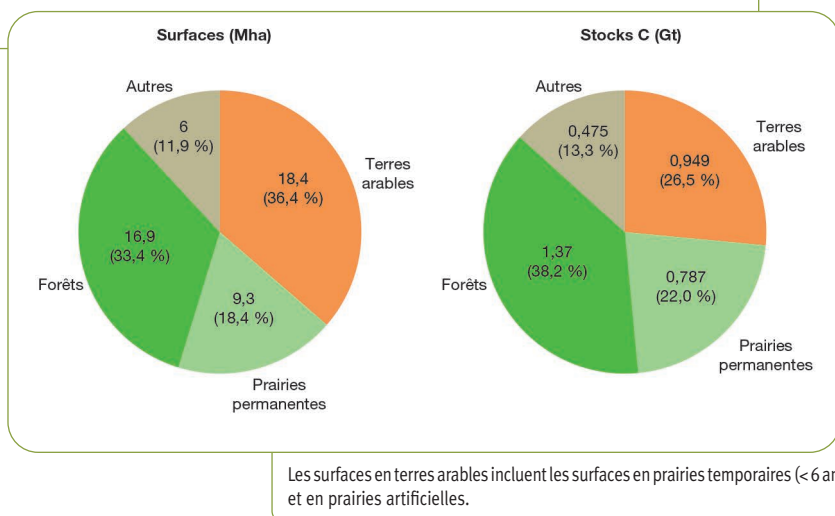
Les terres arables (grandes cultures, prairies temporaires et artificielles, maraîchage) occupent 18,4 millions d'hectares, soit 34 % du territoire métropolitain. Elles représentent 64 % de la surface agricole utile ; les cultures pérennes (vergers, vignes, pépinières ligneuses) couvrent 1,0 million d'hectares. Les stocks moyens sur une profondeur de 0-30 cm sont de 51,6 tC/ha sous cultures annuelles, 46,5 tC/ha sous vergers, et 34,3 tC/ha sous vigne. Le stock correspondant pour les terres arables est de 0,95 GtC.

Les quantités de C organique stockées dans les sols cultivés sont variables. Elles dépendent du climat (la pluviométrie et la température expliquent pour partie les stocks élevés en Bretagne et faibles en région méditerranéenne, par exemple) et du type de sol (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...). Les sols de vignes sont souvent localisés dans des régions de climat chaud (Languedoc-Roussillon par exemple), sur des sols caillouteux, ce qui, avec les faibles restitutions organiques de la vigne, explique leurs stocks faibles, quoique associés à une forte variabilité. Les stocks dépendent également de l'historique d'occupation des sols et des systèmes de culture mis en place (choix des cultures et pratiques agricoles). Ainsi, les stocks élevés des sols cultivés en Bretagne et en Charente s'expliquent aussi par des usages antérieurs en prairie.

Répartition des stocks de carbone selon le mode d'occupation des sols en France métropolitaine

Les estimations des stocks de C totaux pour les différents modes d'occupation des sols en France peuvent différer selon les données utilisées pour estimer d'une part les surfaces correspondant à ces différents usages (les typologies d'occupations des terres varient selon les sources), et d'autre part les stocks moyens par usage. Considérant que le réseau RMQS est représentatif des différents grands types d'occupation des terres observés sur le territoire métropolitain et des stocks de carbone associés, il est possible d'utiliser ces données pour estimer les stocks de carbone totaux par grand type d'occupation (figure 2-11). Il apparaît que les terres arables (incluant les grandes cultures et prairies temporaires) représentent un stock total de l'ordre de 0,95 GtC et que les prairies permanentes représentent un stock de 0,79 GtC, soit 26,5 et 22 %, respectivement, pour un total de 48,5 % du stock total de C des sols français (3,58 GtC, hors surfaces artificialisées). Malgré un stock par unité de surface moindre, les sols des terres arables représentent un stock un peu supérieur à celui des prairies permanentes du fait d'une surface concernée plus importante. Le stock des sols forestiers représente 1,37 GtC, soit 38 % du total, du fait à la fois d'une surface concernée élevée et d'un stock par unité de surface important.

Figure 2-11. Surfaces et stocks totaux de carbone dans l'horizon 0-30 cm par grand type d'usage des terres, estimés d'après le RMQS.



■ Tendence actuelle d'évolution des stocks de carbone organique du sol sous différents modes d'occupation des sols en France métropolitaine

Quand elle est non nulle, l'évolution tendancielle des stocks traduit le fait que le stock de C n'est pas à l'équilibre. Cela peut résulter de l'historique des parcelles, avec des arrière-effets de changements d'occupation du sol parfois anciens, de modifications de pratiques, ou encore être la conséquence des changements globaux (augmentation de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère, dépôts azotés). Ces évolutions tendancielle sont difficiles à mesurer, car elles sont souvent faibles (sauf changement d'occupation du sol récent). Du fait de la variabilité spatiale des stocks, l'estimation de l'évolution tendancielle suppose des mesures répétées spatialement et sur de longues périodes. Les résultats varient avec les méthodes de mesure (variations de stocks mesurées par prélèvements successifs ou mesures des échanges gazeux par tour à flux). L'interprétation de ces mesures donne souvent lieu à des erreurs. Il est par exemple possible d'attribuer à un mode d'occupation actuel du sol une évolution observée des stocks, alors que celle-ci résulte, en fait, d'un changement d'occupation du sol antérieur.

Évolution tendancielle des stocks de carbone organique du sol en forêt

Des résultats de changement de stocks de COS issus de mesures (par ré-échantillonnage des mêmes sites) provenant des inventaires forestiers nationaux ont progressivement été publiés en Europe depuis 2005. En 2008, une évaluation critique des données disponibles sur les taux de stockage de COS dans les sols forestiers, constatant les résultats

contradictoires d'études pourtant réalisées dans un même pays, a considéré qu'il était impossible de conclure clairement à la fonction de puits ou de source de C des sols forestiers en Europe. À partir de données d'inventaires et de différents modèles, une étude de 2010 a estimé que les sols forestiers européens (25 pays) représentaient un puits de carbone hétérogène, en moyenne de 200 ($\pm$ 100) kgC/ha/an, soit environ 29 % ($\pm$ 15 %) du puits de carbone total des forêts européennes (incluant végétation, litière et horizons minéraux du sol). En France, le ré-échantillonnage du réseau Renecofor (en 2007-2012, soit environ 15 ans après le premier inventaire de 1993-1995) a montré que les sols (couche de litière + sol 0-1 m) du réseau ont été un puits de carbone sur la période, avec un stockage moyen de 350 kgC/ha/an. L'étude Inra-IGN « Forêt et atténuation du changement climatique » (2016) a retenu, comme valeur moyenne nationale de stockage de C dans les sols forestiers, le tiers de la valeur observée par Renecofor, car elle a fait l'hypothèse d'une diminution du taux de stockage en forêt avec le changement climatique, et considéré que le réseau sous-représente des écosystèmes à faible pouvoir de séquestration comme les forêts méditerranéennes.

L'évolution des stocks de COS dépend fortement de l'**histoire** de l'occupation des sols forestiers. Il est ainsi bien établi que les forêts implantées sur d'anciennes terres cultivées stockent du COS de manière soutenue (voir section « Les effets de l'afforestation », p. 69). L'évolution des stocks de COS des forêts « anciennes » (plus de 150 ans) et exploitées est moins bien connue que celle des surfaces boisées plus récemment. Il semble néanmoins que des forêts domaniales, et donc « anciennes », continuent à accumuler du carbone dans leur sol minéral. Certaines forêts « anciennes » qui ont été plus ou moins surexploitées et perturbées au cours du xx^e siècle pourraient présenter aujourd'hui une capacité non nulle de stockage de COS du fait de ces perturbations passées. Au contraire, les forêts anciennes exploitées de manière peu intensive auraient actuellement un stock de COS probablement proche de l'équilibre ; il s'agit toutefois d'une hypothèse fondée sur un nombre réduit d'études.

La **modélisation** a également été utilisée pour étudier les changements de stocks de COS en forêt. Un premier exercice (2002) a estimé, pour la France métropolitaine, que les sols forestiers (litière + couche 0-20 cm de sol minéral) représentaient un puits de carbone de 330 kgC/ha/an en 1990, soit 37 % du puits de carbone total des forêts ; cette étude pointait l'influence du climat sur le taux de stockage, qui s'avère plus faible dans les forêts méditerranéennes. Une étude ultérieure (2009), modélisant (par deux méthodes différentes) le stockage de COS pour 192 placettes de surveillance des écosystèmes forestiers situées dans le nord-ouest de l'Europe, a conclu à un taux de séquestration de COS positif (valeurs médianes de 60 et 180 kgC/ha/an selon la méthode utilisée), plus élevé pour les forêts les plus septentrionales.

Un calcul d'ordre de grandeur, considérant les surfaces relatives et les valeurs de stockage tendanciel pour cinq catégories de forêt se distinguant par leur ancienneté, conduit à une valeur de l'ordre de + 240 kgC/ha/an, variant entre + 130 (hypothèse basse) et + 420 (hypothèse haute).

Évolution tendancielle des stocks de carbone organique du sol en prairie permanente

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 à l'intensité des modes de gestion, et à la nature de la prairie (âge, couvert végétal). Peu de pays ont conduit des inventaires de sols avec remesure permettant d'évaluer l'évolution des stocks de C sous prairies sur la base d'un échantillon large. On ne dispose pas actuellement de telles données pour la France métropolitaine ; la seconde campagne d'échantillonnage RMQS (en cours, après un premier inventaire réalisé au début des années 2000) devrait combler cette lacune.

Si on ne considère que la Belgique (plus de 600 points de mesure) et le Royaume-Uni (plus de 19 000 points), pays européens aux climats et aux sols proches de ceux de la France, on trouve une moyenne de stockage de 110 kgC/ha/an.

Cette valeur n'intègre pas les résultats de compilations : intégrant des études fondées sur de la modélisation, des échantillons trop limités, enregistrant des stockages trop variables ou mesurés sur des prairies récentes installées après une grande culture, auquel cas les valeurs mesurées peuvent être beaucoup plus élevées. Quant aux mesures obtenues par les méthodes micro-météorologiques (dites « tours à flux ») utilisées pour établir le bilan C des prairies, elles apparaissent très variables (de – 350 à plus de + 1 000 kgC/ha/an) et non comparables aux données issues des inventaires de sol, car elles prennent en compte l'intégralité de l'écosystème.

Évolution tendancielle des stocks de carbone organique du sol en sols cultivés

L'analyse de l'évolution des stocks de C organique des sols cultivés métropolitains s'appuie sur quatre sources : quelques études régionales, les données de la BDAT (Base de données d'analyses des terres), l'analyse de l'évolution des stocks de C dans des essais de longue durée français, et la littérature internationale dans des conditions pédoclimatiques équivalentes.

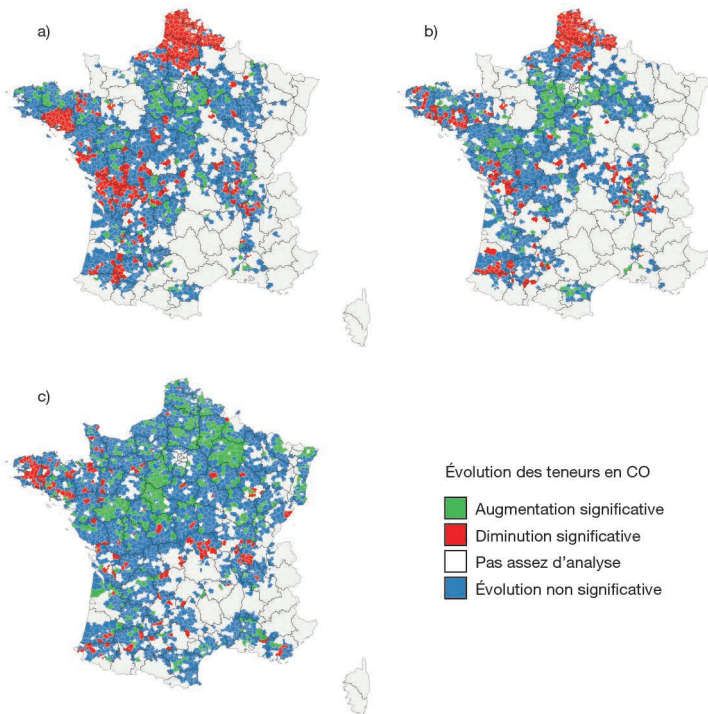
L'analyse des données de la BDAT (figure 2.12) montre des évolutions contrastées : des tendances à la baisse depuis plusieurs décennies dans certaines régions (Bretagne) et des inversions de tendances (baisse des teneurs puis augmentation ou inversement). Ces évolutions sont expliquées principalement par des changements d'occupation des sols et par des systèmes de culture caractérisés par de faibles restitutions. Certains biais inhérents à la BDAT pourraient aussi expliquer ces résultats : présence de parcelles en prairie dans la base de données, choix des parcelles analysées par les exploitants agricoles biaisant l'analyse, tendance à la diminution de la profondeur de travail du sol.

L'analyse des données issues de 60 traitements dans 20 essais agronomiques de longue durée entre 1970 et 2015, correspondant à des contextes pédoclimatiques diversifiés et représentatifs des rotations et des pratiques agricoles françaises, montre un déstockage de – 200 kgC/ha/an, pouvant s'expliquer à la fois par les systèmes de culture mis en place et par un historique de retournement de prairies.

Une compilation réalisée à l'échelle européenne, rassemblant des données de suivis de longue durée et des modélisations, indique un déstockage moyen de -170 ± 330 kgC/ha/an pour la période 1967-2007. En Belgique, les inventaires de sols estiment un déstockage moyen de -120 kgC/ha/an à -90 kgC/ha/an. Les inventaires de sols qui ne mesurent que les changements de teneur en C (gC/kg de sol) sont également univoques vers un déstockage en Écosse, en Grande-Bretagne, au Danemark ou en Norvège et en Bavière.

Nous retiendrons une valeur de -170 kgC/ha/an 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.

Figure 2-12. Tendances régionales au stockage ou au déstockage de carbone dans les sols cultivés, tirées de la BDAT.



Cartographie de l'évolution des teneurs en carbone organique (CO) pour les trois périodes. Les comparaisons portent sur les analyses de différentes périodes.

a) [1990-1994][2000-2004] : comparaison des analyses récoltées entre 1990 et 1994, et des 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.

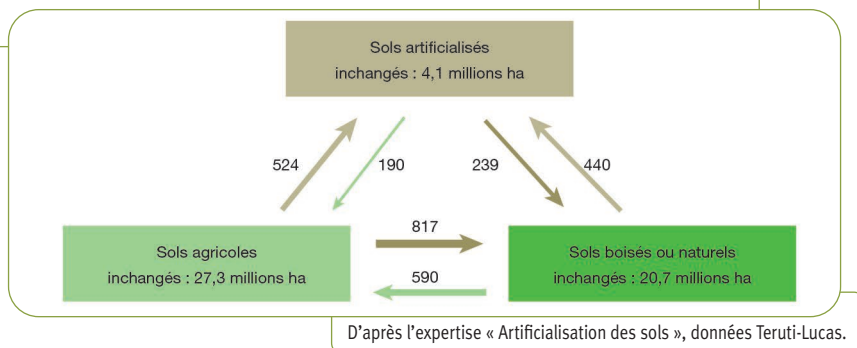
II Effets des changements d'occupation sur les stocks de carbone des sols

Les changements d'occupation des sols en France métropolitaine

La surface forestière française a beaucoup fluctué au cours du temps. Le minimum historique se situe au milieu du XIX^e siècle, avec une surface d'environ 8-10 millions d'hectares. Le passage au niveau actuel (16,9 Mha) s'est fait à la fois *via* des plans de boisement (Fonds forestier national, par exemple dans les Landes de Gascogne ou le Massif central ; Restauration des terrains en montagne) et par recolonisation spontanée après déprise agricole de grandes cultures, de prairies ou de landes (en moyenne montagne par exemple). Ainsi, près de la moitié de la surface forestière actuelle n'était pas boisée il y a plus d'un siècle. Cette expansion de la forêt s'est poursuivie au rythme très soutenu de 96 000 ha/an en moyenne depuis 1985. Les données statistiques agricoles montrent qu'entre 1970 et 2015, la part des terres arables, incluant les prairies temporaires, est passée de 56 % à 68 %, alors que celle des STH baissait de 41 % à 28 %. Ces dynamiques se sont accompagnées d'une régionalisation et d'une spécialisation des productions agricoles, marquées par un recul généralisé des systèmes de polyculture-élevage au profit de systèmes d'élevage en zone de montagne et sur une large façade atlantique, et de systèmes de grandes cultures dans les régions de plaine.

Comme il a été souligné dans l'expertise « Artificialisation des sols » (2017), il n'existe pas de données consensuelles pour quantifier les changements d'occupation des terres en France, ni même les superficies par type d'occupation. Les surfaces artificialisées sont ainsi estimées à 5,5 % du territoire métropolitain en 2012 sur la base des données Corine Land Cover (cartographie exhaustive du territoire, fondée sur de la télédétection, mais qui du fait de sa faible résolution spatiale sous-estime les objets petits ou linéaires), et à 9 % du territoire d'après les données Teruti-Lucas (enquête statistique, qui suit l'usage du sol sur un échantillon de 309 000 points répartis sur le territoire). L'estimation des surfaces artificialisées *annuellement* varie également beaucoup selon la source retenue. La figure 2-13 représente les surfaces et les flux estimés d'après les données Teruti-Lucas.

Figure 2-13. Changements d'usage des sols en France, entre 2006 et 2014 (flux exprimés en milliers d'hectares). Les surfaces « inchangées » n'ont pas changé d'usage sur la période.



Les effets de l'afforestation

De nombreuses synthèses montrent que l'**afforestation des sols arables** est un puits de carbone, dans la couche de litière et dans les couches minérales. Ce stockage de COS est mesurable jusqu'à plus de 60 cm de profondeur, avec des taux moyens de 460 kgC/ha/an (couche 0-20 cm), 150 kgC/ha/an (couche 20-40 cm), 90 kgC/ha/an (couche 40-60 cm) et 50 kgC/ha/an (en deçà de 60 cm). Une méta-analyse a montré, en zone tempérée, que ce type d'afforestation constitue un puits à long terme, supérieur au siècle (équilibre du stock de COS non atteint 120 ans après l'afforestation). Dans les essais de la station expérimentale de Rothamsted (Angleterre), d'anciennes terres arables afforestées en 1880 continuent à stocker du COS à un taux annuel supérieur à 4 ‰ du stock de COS initial. Démontrés par de nombreux cas d'étude sous climat tempéré, les effets positifs de l'afforestation d'anciennes terres arables sur le stockage de COS sont également observés en climat plus froid (Europe du Nord), mais avec des taux de séquestration plus faibles. En revanche, l'**afforestation des prairies** n'entraîne pas de séquestration significative de COS, avec souvent une perte de carbone dans les couches minérales du sol compensée par un gain de carbone dans la couche de litière.

Les effets des transitions entre culture et prairie

La **transition culture vers prairie** se traduit par un stockage additionnel de COS sur plusieurs dizaines d'années, comme le montrent des dispositifs de longue durée ou des parcelles d'histoire connue. Les synthèses et les méta-analyses rapportent des stockages additionnels sur la couche 0-30 cm variant de 300 à 800 kgC/ha/an. L'augmentation de COS se produit d'abord dans les horizons superficiels, puis se propage progressivement (à partir de 2-3 ans) vers les horizons plus profonds ; elle ralentit avec l'âge de la prairie. Un effet positif de la diversité des espèces prairiales semées est parfois observé, mais il n'existe que très peu de références sur l'effet de la nature des espèces.

À l'inverse, la **transition prairie vers culture** se traduit généralement par une perte de COS, de l'ordre de 50 % du stock initial. Une décroissance progressive de la vitesse de perte de C est observée avec le temps. On observe une perte rapide des fractions les plus grossières (fractions plus récentes et plus labiles), et des pertes de C relativement plus importantes en surface qu'en profondeur. La perte de C et la dégradation des MOS sous culture comparativement à la prairie sont liées : au changement de structure et d'aération du sol suite au labour (éventuel) et à la déstabilisation consécutive des MOS ; à l'arrêt du dépôt racinaire/aérien par la végétation suite au labour, à la non-permanence de ce dépôt durant les phases de culture-sol nu, contrairement à la végétation prairiale pérenne ; aux différences d'incorporation éventuelle de résidus (dont les déjections animales) ; à un moindre effet positif de la faune du sol (vers de terre...), qui est fortement réduite en culture. L'importance de la dégradation de MOS après destruction de la prairie dépend de la quantité initiale de MOS et de résidus incorporés, et du travail du sol.

L'artificialisation des sols

Les sols artificialisés sont extrêmement divers⁵, et leurs stocks de C sont très mal connus. On peut cependant prévoir que la conversion de sols agricoles en parcs et jardins ou en jardins familiaux se traduira par une augmentation des stocks, en raison d'apports organiques généralement importants. En revanche, 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'usage, comme le bilan en stocks de C (en tenant compte du devenir des terres excavées et déplacées), restent cependant à établir.

Synthèse des valeurs de stockage/déstockage associées à un changement d'occupation du sol

Les ordres de grandeur des valeurs de stockage/déstockage associées aux principaux changements d'occupation des sols indiquées dans le tableau 2-3 sont issus de la méta-analyse réalisée par Poeplau *et al.*, en 2011, qui présente de loin les tailles d'échantillons les plus élevées parmi les revues et méta-analyses recensées.

Tableau 2-3. Variations des stocks de COS associées aux changements d'usage des sols : méta-analyse de Poeplau *et al.*, 2011.

Transition	Taille de l'échantillon	Durée depuis la transition (années)	Profondeur moyenne de mesure (cm)	Stockage de COS mesuré (kgC/ha/an)
Culture → prairie	89	20	23,5	920 ± 250
		100		590 ± 110
Prairie → culture	176	20	27,1	- 2 080 ± 260
		100		- 420 ± 50
Forêt → culture	29	20	28,5	- 2 310 ± 1 500
		100		- 470 ± 290
Culture → forêt	70	20	28	770 ± 360
		100		800 ± 370
Prairie → forêt	100	20	38,9	- 170 ± 250
		100		240 ± 100

5. Ils comprennent 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) et les équipements sportifs et de loisirs (y compris des golfs).

I Effets du changement climatique

Le changement global de l'atmosphère et du climat a modifié les stocks de carbone depuis les années 1950 par trois effets principaux : l'augmentation de la pression partielle de CO_2 , qui accroît la production primaire ; les retombées d'azote atmosphérique (pollution azotée mondiale), qui stimulent également l'activité biologique et la production primaire ; la hausse des températures, qui allonge la durée favorable à la croissance des plantes, mais dans le même temps accélère la minéralisation du COS. La résultante est actuellement une augmentation du COS, notamment en zone tempérée : hors déforestation intertropicale, les écosystèmes mondiaux auraient incorporé dans la décennie 2005-2015 près de 30 % des émissions de C fossile. Mais la plupart des modèles, bien qu'incertains, prévoient un effet dominant de la température dans quelques décennies. L'impact des changements de précipitations et de la variabilité climatique, notamment des événements extrêmes, n'est pas encore quantifié.

I Conclusion

Le mode d'occupation du sol est un déterminant majeur des stocks de carbone, en interaction avec le contexte pédoclimatique et les pratiques de gestion. En moyenne au niveau de la France métropolitaine, les stocks dans l'horizon 0-30 cm sont plus importants sous forêt et sous prairie que pour les terres arables (81,0 ; 84,6 et 51,6 tC/ha dans l'horizon 0-30 cm sous forêt, prairie permanente et terres arables, respectivement). Compte tenu à la fois des stocks par unité de surface élevés et de sa superficie, la forêt représente le stock de carbone organique du sol le plus important au niveau national (38 % du total). Malgré un stock par unité de surface plus faible, les terres arables représentent 26,5 % du total, soit plus que les prairies permanentes (22 %). L'analyse de l'évolution tendancielle des stocks (hors changement récent d'occupation du sol) est extrêmement délicate et sujette à controverse. Les mesures ne permettent quasiment jamais de séparer l'effet du mode d'occupation du sol actuel des arrière-effets de changements d'occupation du sol, même anciens. Ainsi, la tendance à un stockage tendanciel positif rapporté pour les sols forestiers (+ 240 kgC/ha/an), légèrement positif pour les prairies permanentes (+ 110 kgC/ha/an) et négatif pour les terres arables (- 170 kgC/ha/an), est pour partie la conséquence de la mise en place de nouvelles forêts sur d'anciennes terres arables depuis le milieu du XIX^e siècle d'une part, et de la mise en culture d'anciennes prairies depuis plusieurs décennies d'autre part. Les ordres de grandeur proposés doivent donc être manipulés avec prudence. La deuxième campagne de prélèvement du RMQS devrait apporter des informations précieuses pour valider ou invalider ces chiffres. L'effet de changement d'occupation du sol est en revanche sans ambiguïté, avec une réduction du stock quand une prairie ou une forêt est remplacée par une culture, et une augmentation dans le cas inverse. L'effet de l'artificialisation des sols est mal documenté. Une question d'importance encore insuffisamment traitée est celle de l'effet du changement climatique à venir sur l'évolution des stocks.

3. Pratiques stockantes et méthodes d'estimation de leur potentiel et de leur coût

LES OBJECTIFS DE CETTE PARTIE DE L'ÉTUDE SONT de proposer, au vu de la bibliographie, des pratiques agricoles ou sylvicoles permettant d'accroître le stockage de carbone organique dans les sols métropolitains français, de quantifier le potentiel de stockage additionnel associé et de le cartographier, d'évaluer leurs conséquences vis-à-vis d'autres enjeux (qualité de l'air, de l'eau, bilan de gaz à effet de serre complet...), d'évaluer leur coût de mise en œuvre et, enfin, de proposer une allocation coût-efficace de l'effort de stockage aux échelles régionales et nationales.

Les pratiques stockantes retenues

COMPTE TENU DES PROCESSUS DONT DÉPEND L'ÉVOLUTION du compartiment de carbone organique du sol (voir section « Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols », p. 27), une augmentation du stock peut être obtenue soit en augmentant les entrées de C, soit en réduisant les sorties par minéralisation (ou érosion) en augmentant le temps moyen de résidence du C dans le sol. La quantité de C entrant dans le sol dépend de la productivité de l'écosystème, et des modalités de gestion et d'exploitation de la biomasse (part prélevée et part restituée au sol). Elle dépend aussi d'éventuels apports de C d'origine exogène (non produits sur la parcelle), sachant qu'il n'y a dans ce cas stockage additionnel de C que si ce C était auparavant non restitué au sol. De nombreuses pratiques sont donc susceptibles d'affecter l'évolution du stock de C du sol *via* leurs effets sur la production de biomasse et son devenir. Quelques pratiques peuvent accroître le temps de résidence du C dans le sol *via* les conditions physico-chimiques et leurs effets sur le devenir et la stabilisation du C, mais les marges de manœuvre sont limitées, car les processus en jeu sont fortement contrôlés par des propriétés permanentes du sol (teneur en argile, pH...) et par le climat (température, pluviométrie).

I En forêt

Les **écosystèmes forestiers** sont caractérisés par des stocks actuellement élevés (81 tC/ha), quoique très variables, et une tendance à la hausse des stocks (+ 240 kgC/ha/an en moyenne), probablement en partie explicable par le fait qu'une partie non négligeable des surfaces forestières résulte d'afforestations récentes et n'a pas 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 de matériaux et d'énergie fossiles par du bois-matériau et du bois-énergie), la protection, voire l'extension des surfaces forestières et la mise en œuvre de pratiques sylvicoles permettant d'entretenir ces stocks sont un enjeu majeur d'aménagement du territoire et pour les politiques climatiques.

Cependant, l'analyse des effets des pratiques sylvicoles sur les stocks de COS n'a pas permis d'identifier de pratiques différentes de celles mises en œuvre actuellement, dont les effets sur l'augmentation des stocks soient suffisamment avérés pour faire l'objet d'un effort de quantification plus approfondi. Il n'apparaît pas de différence significative entre conifères et feuillus lorsque l'ensemble du profil de sol est pris en compte. Sur des pas de temps « courts », relativement aux forêts (de quelques décennies au siècle), les études n'observent généralement aucune séquestration additionnelle de COS due à la non-gestion, même si des contre-exemples existent. Si de nombreuses études ont porté sur l'effet de la fertilisation sur la croissance des arbres, très peu se sont intéressées à l'impact sur le C du sol. La production de biomasse aérienne est en général augmentée par la fertilisation, notamment par l'apport d'azote en zone tempérée. Les réponses des écosystèmes forestiers montrent toutefois une forte variabilité, notamment pour la réponse des stocks de COS à la fertilisation azotée, dont les mécanismes (autres que l'effet sur la production de biomasse aérienne) restent mal connus. Les résultats parfois contradictoires des études semblent pouvoir s'expliquer par un effet dose de la fertilisation présentant une courbe de réponse « en cloche », pour la biomasse aérienne, mais également pour le COS, l'azote dans le sol, la biomasse microbienne. L'effet d'amendements calco-magnésiens sur la teneur en COS peut être positif ou négatif, et varier selon la forme de l'amendement ou le type d'humus. Le nombre d'études en forêt reste insuffisant pour expliquer les différences observées et pour raisonner un éventuel compromis entre l'amélioration de la nutrition des arbres et le risque de dégradation du COS. Quelques pratiques relatives à la gestion des peuplements peuvent affecter le stock de C du sol (plantation plutôt que régénération naturelle, préparation mécanisée du sol), mais l'effet est souvent contrebalancé par une croissance accrue des arbres. L'analyse de l'effet des modalités de récolte a en revanche pointé des évolutions de pratiques, encore marginales, visant à exploiter davantage la biomasse produite, comme la récolte des houppiers ou des souches, qui réduisent le retour au sol de C et pourraient avoir un

effet négatif sur l'évolution des stocks. Les risques associés sur les stocks de C du sol devront être documentés de façon plus approfondie.

I En prairies

Les **écosystèmes prairiaux** de longue durée (prairies permanentes) sont également caractérisés par des stocks élevés (84,6 tC/ha), et une tendance à un léger stockage (+110 kgC/ha/an). L'analyse de la littérature a permis d'identifier deux leviers techniques ayant un effet presque toujours positif sur le stockage :

- **une intensification modérée des prairies extensives**, par apport de fertilisants (50 kgN/ha) et/ou augmentation des légumineuses, associée à une augmentation des prélèvements d'herbe. Malgré l'augmentation des prélèvements (par des fauches ou des pâtures supplémentaires), la production additionnelle de biomasse augmente le retour au sol de C et accroît le stockage. L'ordre de grandeur du stockage additionnel de C d'une prairie fertilisée par rapport à une situation non fertilisée s'échelonne de 0 à 300 kgC/ha/an. Ce stockage est dépendant du type de sol, du mode d'exploitation de l'herbe (fauche, pâturage), des doses d'engrais apportées ainsi que de la durée d'application ;
- **l'exploitation de l'herbe par pâturage plutôt que par fauche**, qui a aussi pour effet d'augmenter le retour au sol de carbone du fait de la moindre exploitation de l'herbe (refus par les animaux...) et de l'apport des déjections. Plusieurs études ont montré que le stockage de C en prairie fauchée était inférieur à celui de prairies pâturées, avec une variabilité liée à la fréquence et à la date des fauches qui joue sur la production primaire et donc sur les entrées de C vers le sol.

Ces deux pratiques ont été retenues pour une analyse plus approfondie du potentiel de stockage additionnel associé et de son coût. Compte tenu de leurs impacts potentiels sur l'alimentation du troupeau (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 (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 leurs conséquences sur le bilan de GES (au-delà du seul stockage de C dans la parcelle concernée) ont été analysées avec soin. L'extensification des prairies intensives n'a pas été retenue comme pratique stockante en prairie, car il s'est avéré que, dans les conditions françaises, les prairies intensives sont le plus souvent pâturées et présentent donc un taux de stockage déjà élevé. Le développement de systèmes sylvo-pastoraux et la plantation de haies en prairies n'ont pas donné lieu à un chiffrage approfondi, car la littérature ne permet pas de conclure à un stockage additionnel de C dans le sol lié à la présence d'arbres en prairies. Bien entendu, ces pratiques ont un fort intérêt en matière de stockage de C dans la biomasse, et d'autres services écosystémiques rendus, et c'est pourquoi elles avaient été considérées dans l'étude publiée en 2013 sur l'atténuation des émissions de GES en agriculture.

I En grandes cultures et en cultures pérennes

Les **écosystèmes de grandes cultures** sont caractérisés par des stocks plus faibles (51,6 tC/ha) et une tendance à la baisse (– 170 kgC/ha/an). Plusieurs pratiques ont été identifiées dans la littérature comme susceptibles d'apporter un stockage additionnel de C dans le sol :

- le passage au **semis direct**. 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 0-30 cm, plus marqué en climat sec. Ce sur quoi s'accordent les auteurs, c'est que ce stockage additionnel est moindre que ce qui avait été mis en avant il y a quelques années, sur la base d'interprétations trop rapides des résultats d'essais (non prise en compte de l'augmentation de la masse volumique notamment). En revanche, **le stockage additionnel est négligeable quand on considère la totalité du profil de sol sur un mètre de profondeur**. Le semis direct affecte le devenir du C *via* la localisation du C entrant (résidus de culture notamment) et les conditions de minéralisation et de stabilisation du C. Le passage au semis direct n'est cependant pas possible dans certains sols et sur certaines cultures ;
- la mise en place de **cultures intermédiaires et intercalaires**. 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 cultures intermédiaires) peuvent conduire à un stockage additionnel par production de composés microbiens stabilisés à long terme (voir section « Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols », p. 27). La mise en place de cultures intermédiaires est déjà assez développée, en particulier pour des raisons réglementaires en zone vulnérable nitrates, mais des possibilités d'extension existent. À l'effet positif attendu par le stockage additionnel de C s'ajoute un effet favorable sur le climat *via* des effets biogéophysiques tels que la modification de l'albédo ;
- **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 comportant déjà. L'analyse bibliographique a 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) ;
- la mobilisation et l'apport au sol **de matières organiques exogènes supplémentaires**. Les effluents d'élevage et pour partie d'autres produits résiduels organiques (PRO) 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 ;
- le développement de **l'agroforesterie intraparcellaire**. La synthèse de 25 références analysées dans des conditions proches des conditions françaises indique un taux moyen

de stockage additionnel de 250 kgC/ha/an, avec un intervalle de confiance à 95 % compris entre - 230 et + 730 kgC/ha/an ;

- l'implantation de **haies**. Pour les 12 études retenues pour l'analyse bibliographique, le stockage additionnel atteint 750 kgC/ha de haie/an (soit sur 2,4 à 3,4 % de la surface des parcelles), avec un intervalle de confiance compris entre 490 et 1 020 kgC/ha/an.

Enfin, concernant les cultures pérennes, **l'enherbement des inter-rangs en vignoble**, permanent ou hivernal, a été retenu. L'enherbement des vergers n'a pas été sélectionné, car il est déjà largement pratiqué.

À l'inverse, la possibilité d'accroître les stocks de C du sol par 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...), soit sous forme de fumier après utilisation comme litière pour les animaux (reste des pailles). Le développement de la bioéconomie pourrait, au contraire, réduire ce retour au sol si une part croissante des résidus de culture était utilisée à des fins de valorisation énergétique (production de chaleur par combustion 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 suivie d'un retour au sol des digestats) sur le bilan de GES global. Enfin, l'exploration d'autres pratiques potentiellement stockantes en grandes cultures ou en cultures pérennes n'a pas permis d'identifier d'autres leviers mobilisables, soit parce que ces pratiques sont déjà mises en œuvre dans le contexte français (fertilisation minérale en grande culture, enherbement des vergers), 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 (disponibilité en eau pour l'extension de l'irrigation).

I Conclusion

Au total, neuf pratiques potentiellement stockantes ont été retenues pour un chiffrage approfondi du potentiel de stockage additionnel associé et de leur coût :

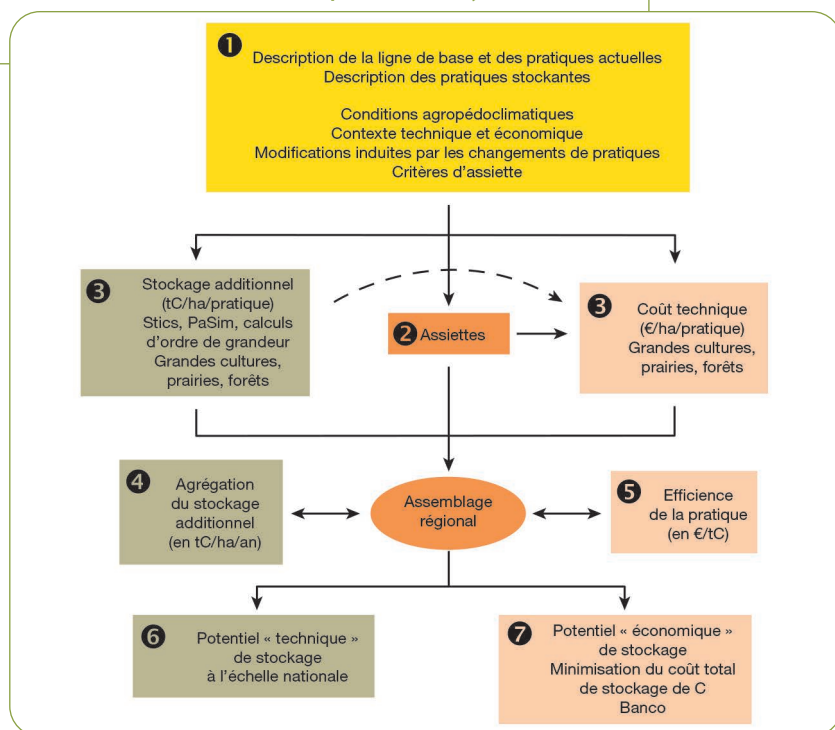
- le développement du **semis direct**, l'extension des **cultures intermédiaires**, l'insertion et l'allongement de **prairies temporaires**, l'apport au sol de **nouvelles ressources organiques**, le développement de l'**agroforesterie intraparcellaire**, la plantation de **haies** en systèmes de grandes cultures ;
- une **intensification modérée des prairies extensives**, et la **réduction de la fauche au profit du pâturage** en systèmes de prairies permanentes ;
- **l'enherbement des vignobles**.

Analyse conjointe du potentiel de stockage additionnel et du coût : approche globale

I Étapes du calcul et variables calculées

Le potentiel de stockage additionnel de carbone et le coût induit des pratiques stockantes retenues ont été calculés ou simulés en distinguant plusieurs étapes (figure 3-1)⁶ :

Figure 3-1. Démarche mise en œuvre pour l'évaluation technico-économique du potentiel de stockage additionnel de carbone dans les sols métropolitains français.



1. Description des pratiques actuelles (pour la 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) ;

6. La procédure de calcul a été simplifiée, et sera précisée dans la suite du chapitre, pour trois pratiques stockantes dont le potentiel de stockage additionnel de C ne pouvait pas être simulé faute de modèles disponibles. Il s'agit de l'agroforesterie intraparcellaire, des haies et de l'enherbement de l'inter-rang des vignobles.

2. Évaluation de l'assiette de la pratique, c'est-à-dire du nombre d'hectares potentiellement concernés par la pratique, aux niveaux régional et national (en ha) ;
3. Évaluation du stockage additionnel de carbone lié à l'adoption de la pratique proposée, soit par calcul d'ordre de grandeur (agroforesterie intraparcellaire, haies et enherbement des vignes), soit par modélisation à l'échelle de l'unité pédoclimatique et sur 30 ans, 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).

I 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. 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 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 de 30 ans simulé sous hypothèse de maintien de la pratique actuelle (voir figure 1-4).

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)⁷.

Concernant les aspects économiques, le coût d'une pratique stockante, exprimé en €/ha/an, 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 inter-annuelle). Le choix d'une 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.

I Sources des 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 (tableau 3-1) 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.

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 n'étaient pas accessibles au début de l'étude ;
- 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.

7. 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 séparé.

Ont aussi été utilisés, plus ponctuellement : les barèmes CUMA pour prestation par des tiers pour les coûts des opérations culturales⁸ (labour, épandage d'engrais...), ou la base de données Eurostat pour le prix des engrais 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.

Tableau 3-1. 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 8 x 8 km, traitées par Inra Agroclim
	Séquences de cultures	Exploitation du Registre parcellaire graphique (Inra ODR)
	Pratiques culturales en grandes cultures (fertilisation, travail du sol...). Modes de gestion des prairies permanentes	Enquête « Pratiques culturales » 2006 et 2011 (SSP) pour les grandes cultures (prairies temporaires comprises) Enquête (SSP) pour les prairies permanentes
	Équations et facteurs d'émission de GES	Inventaire national Citepa (GIEC 2006)
	Émissions induites de GES amont/aval	Base Carbone (Ademe)
Calcul de coûts	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)
	Marges brutes des cultures	RICA (2009-2013 ; SSP)
Calcul d'assiette	Superficie des productions végétales Effectifs animaux	Statistique agricole annuelle (2009-2013 ; SSP)
	Caractéristiques limitantes des sols	BDGSF (Inra Infosol)

8. Ces tarifs incluent l'amortissement du matériel, son entretien, la consommation de carburant et le travail.

Estimation du stockage additionnel de carbone lié à l'adoption de pratiques stockantes

I Modèles utilisés (et cas hors modèles)

Les deux modèles retenus, Stics et PaSim, simulent respectivement le fonctionnement des systèmes de culture (sol-grandes cultures/prairies temporaires) et celui des systèmes toujours en herbe (sol-prairies-animaux pâturants). Les grands processus simulés par ces modèles sont la croissance et le développement du couvert, les composantes des bilans hydrique, azoté et carbone. Ces fonctionnements sont simulés à l'échelle parcellaire et à un pas de temps journalier, voire infra-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, fertilisation, irrigation, mode de valorisation de l'herbe...). L'utilisation couplée de ces modèles avec une représentation spatialement explicite du climat, du type de sol, des modes d'occupation du sol et des pratiques à une résolution spatiale fine (de l'ordre du km²), pour rendre compte de la très grande diversité des contextes agropédoclimatiques français, permet en partie de rendre compte des nombreux processus dont dépend l'évolution des stocks de carbone du sol et de leurs interactions.

La version du modèle Stics utilisée a fait l'objet d'améliorations au niveau de la simulation du carbone racinaire et de la minéralisation de l'humus, par rapport à la version officielle disponible au moment du début de l'étude (v8.5).

Pour quelques pratiques stockantes sélectionnées, la quantification du stockage additionnel par simulations n'a pu être mise en œuvre, faute de modèles adaptés. C'est le cas pour l'agroforesterie intraparcelle, les haies et l'enherbement de l'inter-rang des vignobles. Pour ces pratiques, un stockage additionnel « moyen » dans les conditions françaises a été estimé d'après la littérature. Cette option présente l'inconvénient d'introduire une hétérogénéité d'approche entre pratiques stockantes testées (calcul à une résolution spatiale fine pour certaines et calcul moyen à l'échelle de la France pour d'autres), mais elle a permis d'explorer une gamme plus large de leviers.

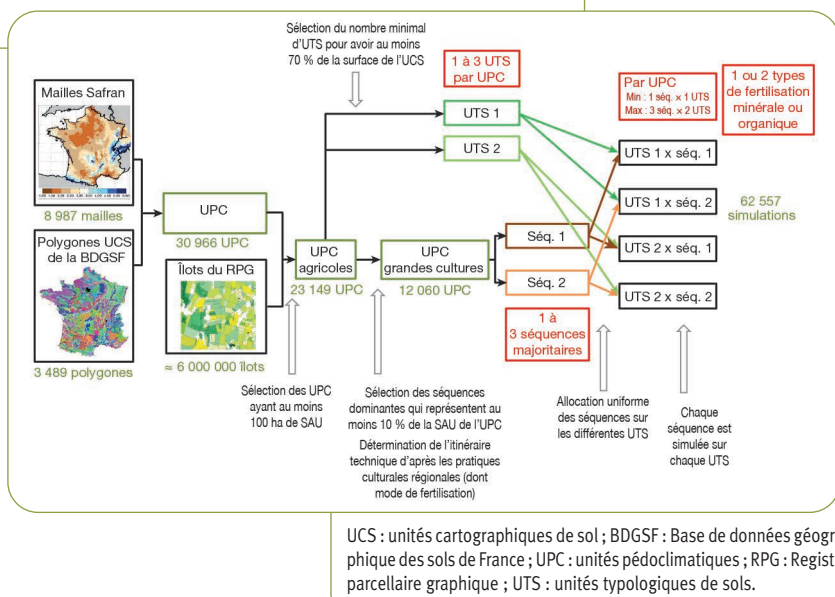
I Construction d'une représentation de l'agriculture française

Les simulations ont été réalisées à la résolution de mailles homogènes en matière de type de sol et de climat. Ces unités pédoclimatiques (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 ; 318 UCS réparties sur 3 489 polygones) et les mailles Safran de 8 km × 8 km de description du climat (Météo-France ; 8 987 mailles). Ces UPC sont ensuite croisées avec les données cartographiques du Registre parcellaire graphique⁹ (RPG) issues des déclarations PAC des agriculteurs.

9. <https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/registre-parcellaire-graphique-rpg-2010>. Le Jura et l'Isère n'ont pu être intégrés en raison de la qualité insuffisante du RPG dans ces deux départements.

Ainsi, 23 149 UPC comportant au moins 100 ha de surface déclarée dans le RPG ont été considérées dans l'étude (figure 3-2).

Figure 3-2. Maillage pédoclimatique et renseignement des séquences de cultures pour les simulations Stics.



Les paramètres d'entrées des modèles ont été définis pour ces UPC à l'aide de différentes bases de données :

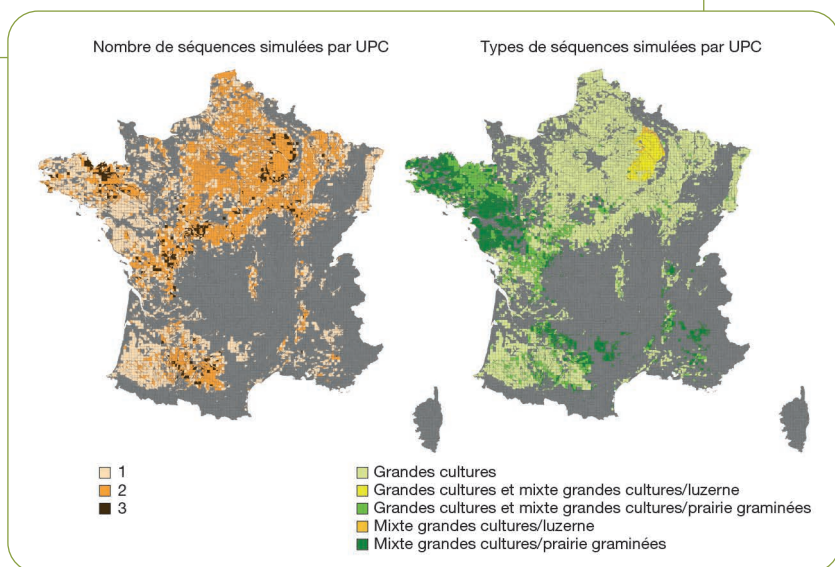
- le climat a été caractérisé grâce à la base de données Safran de Météo-France, qui rapporte les données météorologiques quotidiennes sur 1979-2013 ;
- les caractéristiques et propriétés des sols ont été fournies par l'Unité de service Inra Infosol pour chaque UCS. Au sein d'une UCS, on trouve généralement 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 initiales en carbone et azote organique ont été recalculées à partir des données de stocks de carbone sur 0-30 cm (pour Stics) et sur l'ensemble du profil de sol (pour PaSim) de la carte nationale des stocks de carbone des sols produite par le GIS Sol (Mulder *et al.*, 2016) ;
- 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 Unité de service ODR à Toulouse), construite à partir de l'analyse des RPG des années 2006 à 2012 (Leenhardt *et al.*, 2012). Au maximum 3 rotations de grandes cultures/prairies temporaires et 2 types de prairies permanentes ont été sélectionnés par UPC, correspondant aux systèmes couvrant la plus grande surface de l'UPC (systèmes « dominants ») ;

- les pratiques agricoles ont été caractérisées essentiellement à partir des données des enquêtes « Pratiques culturales » 2006 et 2011¹⁰ 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 2010¹¹ à la résolution du canton ou de la petite région agricole.

Sous Stics (figure 3-2), 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.

Sous Stics (figure 3-3) 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.

Figure 3-3. Nombre de séquences de cultures simulées par unité pédoclimatique (gauche) et types de séquences simulées (droite).

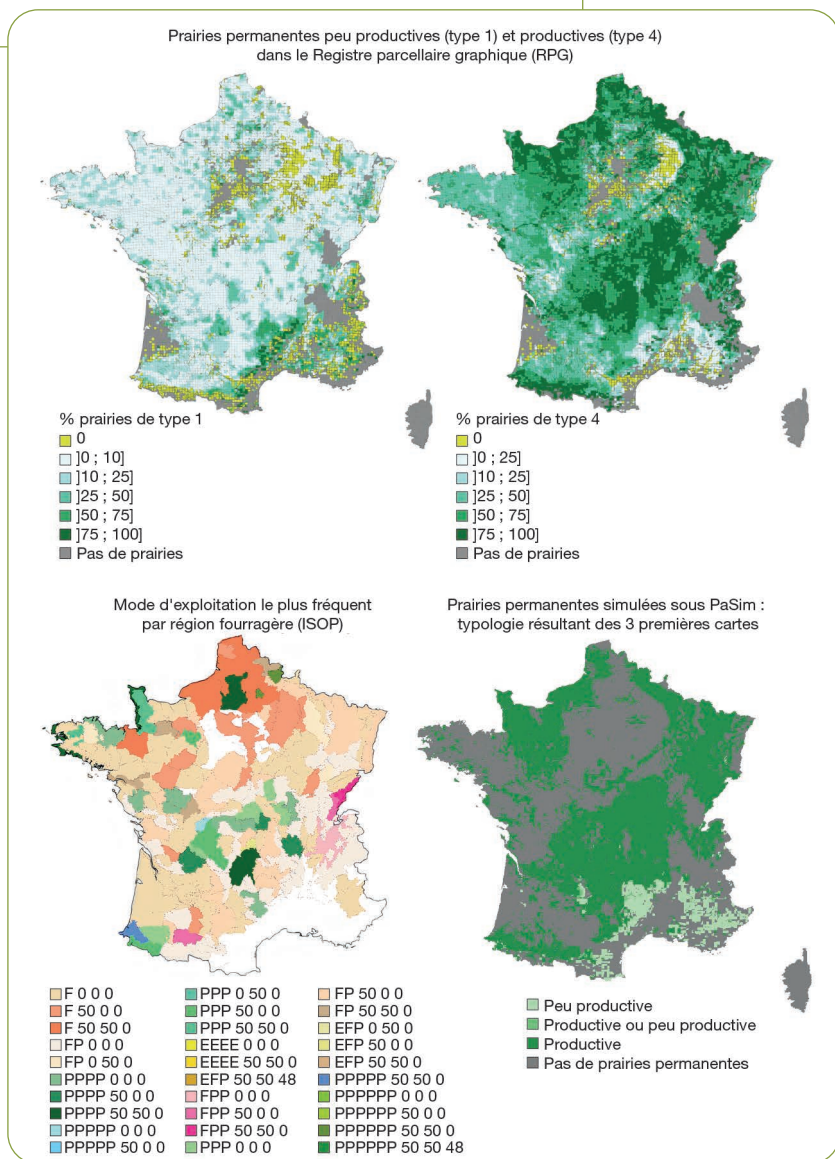


La démarche est similaire pour les prairies permanentes simulées sous PaSim : les unités de simulation sont définies par le croisement des UPC, des îlots de prairies permanentes de types 1 (landes, estives) et 4 (prairies productives) du RPG, et des régions fourragères définies en 1998 et dont les modes 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 3-4).

10. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/enquetes/pratiques-culturales/>.

11. <http://agreste.agriculture.gouv.fr/recensement-agricole-2010/>.

Figure 3-4. Maillage pour les simulations des prairies permanentes sous le modèle PaSim.



I 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 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).

Ligne de base

Le dispositif de simulation est d'abord utilisé pour simuler **les « systèmes actuels »**, c'est-à-dire les systèmes de cultures et de prairies conduits avec les pratiques dominantes actuelles. 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 simulés. Les espèces de grandes cultures non simulées par Stics ont été appariées à des espèces simulées (voir section « Estimation du coût technique unitaire des pratiques stockantes », p. 88).

Pour les grandes cultures, les itinéraires techniques simulés sont définis d'après les informations fournies par l'enquête « Pratiques culturelles » et le RPG. Ainsi :

- si l'enquête recense un mode de fertilisation organique pour une culture dans une région donnée, alors ce mode de fertilisation, complété par de l'azote minéral ainsi qu'un mode de fertilisation 100 % minérale sont simulés ; sinon, seule une fertilisation 100 % minérale est simulée. La cohérence des simulations de fertilisation organique a été vérifiée en comparant les épandages de fumier bovin simulés avec les quantités de fumier bovin réellement produites (données de l'Institut de l'élevage). Les pailles de céréales sont exportées en cohérence avec 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 le RPG indique que la majorité de leurs surfaces le sont. L'irrigation est gérée automatiquement par Stics : elle est permise sur tout le cycle du maïs, mais seulement autour de la floraison du tournesol et du blé (irrigation d'appoint) ;
- des cultures intermédiaires de moutarde et de ray-grass d'Italie sont simulées en inter-culture d'hiver longue, sauf récolte tardive du précédent, dans les UPC situées en zone vulnérable selon la directive Nitrates, sauf là où des dérogations sont accordées ;
- la préparation du sol se fait avec labour ou techniques culturales simplifiées suivant les pratiques régionales.

Pour les prairies, qu'elles soient temporaires ou permanentes, les modes d'exploitation sont décrits par : le type (fauche, pâturage, mixte), le nombre d'exploitations de l'herbe et la fertilisation. Le ou les deux modes d'exploitation dominants par région fourragère et type de prairie sont simulés. Le chargement animal instantané des prairies permanentes

(nombre d'unités gros bétail pâturent à un instant t par hectare) est estimé sur la base des données du Recensement agricole 2010.

Pratiques stockantes

À partir de ces « systèmes actuels », **six scénarios de changements de pratiques** ont été construits pour estimer le potentiel de stockage additionnel de carbone permis par des pratiques identifiées comme potentiellement stockantes. Quatre scénarios concernent les systèmes de grandes cultures, et deux portent sur les prairies permanentes productives. Trois pratiques stockantes pour lesquelles aucun modèle n'était disponible ont été renseignées par des calculs d'ordre de grandeur (agroforesterie intraparcellaire, haies et enherbement des vignobles).

I 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 quant aux 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.

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 ;
- 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) ;
- 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.

I Calculs des bilans de gaz à effet de serre

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 CO_2 , N_2O et CH_4 liées à l'adoption des pratiques stockantes. Ce calcul considère les modifications d'émissions directes intervenant sur la parcelle (émissions directes de N_2O liées à d'éventuelles modifications des apports d'azote, émissions de CO_2 liées aux passages d'engins, stockage de C dans la biomasse...), 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 (CO_2 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 N_2O , lixiviation de nitrate, volatilisation ammoniacale...) et des ordres de grandeur issus de bases de données.

Estimation du coût technique unitaire 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. 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.

Ce calcul du coût technique unitaire de mise en œuvre de la pratique, 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 intraparcellaire 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 %¹².

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 de la 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 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 changements d'usages des sols (emprise de l'agroforesterie intraparcellaire 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.

12. 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).

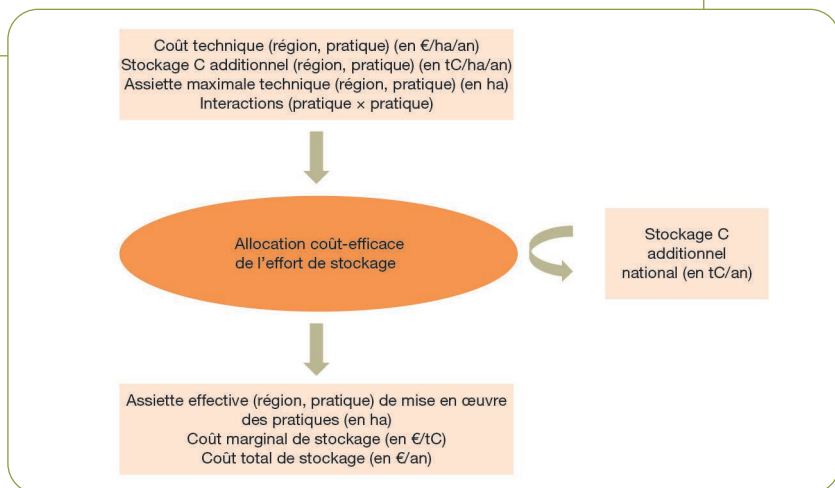
Assemblage des résultats et allocation coût-efficace de l'effort de stockage

I 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 l'action peut être mise en œuvre sans contre-indication technique, ni effet secondaire défavorable, et dans des conditions 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 ;
- **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 carbone, 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 (figure 3-5).

Figure 3-5. Variables d'entrée et de sortie du modèle d'allocation coût-efficace de l'effort de stockage.



I Calcul de l'efficacité de chaque pratique

L'efficacité 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 C 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.

I Détermination de l'allocation optimale de l'effort de stockage par le modèle Banco

Le choix ayant été fait de recourir à la simulation économique pour déterminer l'assiette effective des différentes pratiques, l'utilisation de plusieurs approches de modélisation et de différents modèles était envisageable (voir section « Détermination du niveau effectif de mise en œuvre des différentes pratiques par l'optimisation économique », p. 23).

Le modèle Banco retenu 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). Comme indiqué dans le chapitre 1, on peut, à partir de ces résultats et en faisant varier la cible de stockage de 0 au potentiel de stockage additionnel maximal, 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 » la tonne de C stockée aux agriculteurs, et à l'inverse, pour un prix donné de la tonne de C, 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.

4. Potentiel technico-économique de stockage de carbone dans les sols français

L'OBJECTIF DE CE CHAPITRE EST DE PRÉSENTER L'ESTIMATION DU STOCKAGE ADDITIONNEL et du coût des neuf pratiques stockantes sélectionnées à l'issue de l'exploration bibliographique (voir section « Les pratiques stockantes retenues », p. 73). Pour faciliter la confrontation entre les données de la bibliographie et les résultats des simulations, les informations sont regroupées par pratique : les mécanismes par lesquels la pratique sélectionnée est à l'origine d'un stockage additionnel de carbone ; l'ordre de grandeur de ce stockage d'après la littérature et facteurs de variation ; l'état actuel de la mise en œuvre de cette pratique en France ; les résultats des simulations sur le stockage additionnel permis par l'expansion de la mise en œuvre de cette pratique, l'analyse de ses facteurs de variation et effets sur d'autres variables d'intérêt ; le calcul du coût de mise en œuvre ; les conclusions sur l'intérêt et les limites de cette pratique. L'évolution tendancielle des stocks de carbone sous l'effet des pratiques actuelles (ligne de base), nécessaire au calcul du stockage additionnel permis par les changements de pratiques, est également présentée et analysée.

Évolutions des stocks de carbone des sols sous les systèmes actuels de grandes cultures et de prairies permanentes

CETTE PREMIÈRE SECTION PRÉSENTE LES RÉSULTATS DES SIMULATIONS, sous Stics et sous PaSim, de la « ligne de base », c'est-à-dire du stockage ou du déstockage dans les sols sous les systèmes agricoles actuels, simulé sur 30 ans. Ces simulations ont été faites sous hypothèse d'un maintien pendant 30 ans des pratiques actuelles, sans changement d'occupation des sols, et sous climat actuel. Cette section rapporte également les informations ou hypothèses que fournissent ces simulations concernant les caractéristiques des systèmes et les facteurs du milieu qui influencent ce stockage.

I Stocks de carbone actuels

Les données de stocks de COS produites par l'unité Inra InfoSol (voir figure 1-3) ont été utilisées pour calculer les stocks initiaux de COS à la résolution des unités pédoclimatiques (UPC), sous **grandes cultures et prairies temporaires** d'une part (figure 4-1 ; stocks pour l'horizon 0-30 cm), et sous **prairies permanentes** d'autre part (figure 4-2 ; stocks pour l'horizon 0-30 cm).

Figure 4-1. Stocks de carbone du sol, en tC/ha sur l'horizon 0-30 cm, sous grandes cultures et prairies temporaires. Stocks de C adaptés des données InfoSol.

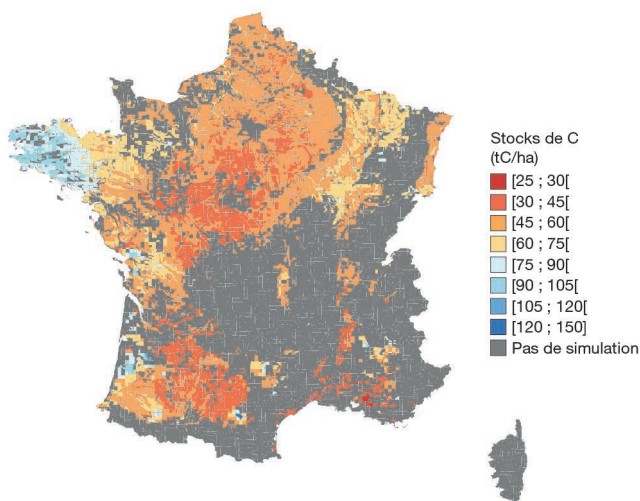
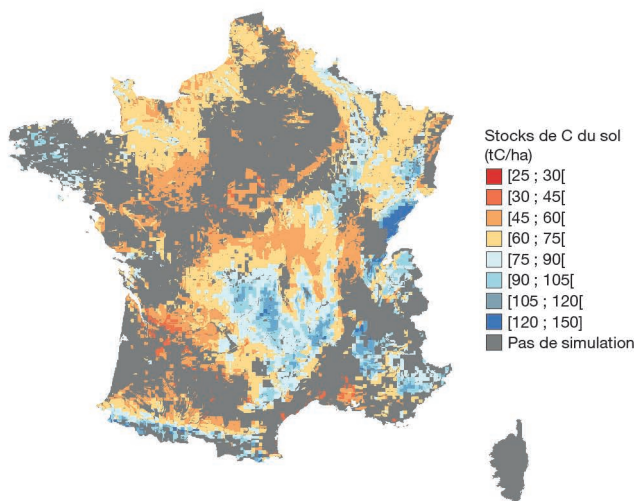


Figure 4-2. Stocks de carbone du sol, en tC/ha sur l'horizon 0-30 cm, sous prairies permanentes. Stocks de C adaptés des données InfoSol.



Sous grandes cultures et prairies temporaires, les stocks les plus faibles sont observés dans les zones de plaine (Bassin parisien, Bassin aquitain, couloir rhodanien, Alsace). Les stocks élevés sont situés en Bretagne, en Charente-Maritime, dans les Landes et la bordure est du Bassin parisien : ils peuvent s'expliquer par l'historique d'occupation du sol (sols anciennement en prairie en Bretagne et en Charentes), et/ou par le type de sol et le climat (sol argileux du Marais poitevin, sol argileux et climat froid dans l'est du Bassin parisien).

En moyenne, le stock de C dans l'horizon 0-30 cm est de 54 tC/ha sous grandes cultures et prairies temporaires (tableau 4-1). Cette valeur, obtenue sur les UPC ayant donné lieu à des simulations, est proche de la valeur moyenne rapportée dans la section « Stocks de carbone des sols métropolitains, évolutions tendancielle et effet des changements d'occupation des sols », p. 61 (51,6 tC/ha).

Sous prairies permanentes, les stocks sont globalement plus élevés que sous grandes cultures. Ils sont les plus élevés en zones montagneuses (Alpes, Pyrénées, Massif central, Jura, Vosges) grâce à 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 (tableau 4-1). Cette valeur est inférieure à celle rapportée dans la section « Stocks de carbone des sols métropolitains, évolutions tendancielle et effet des changements d'occupation des sols », p. 61, 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.

Tableau 4-1. Statistiques sur les stocks initiaux de C sous grandes cultures et prairies temporaires, et sous prairies permanentes, pour les UPC simulées (sur l'horizon 0-30 cm et l'ensemble du sol).

		Min	Moyenne	Médiane	Max
Sous grandes cultures et prairies temporaires	Stock de C (tC/ha) sur l'horizon 0-30 cm	25	54	52	149
	Stock de C (tC/ha) sur l'ensemble du sol	56	96	90	211
Sous prairies permanentes	Stock de C (tC/ha) sur l'horizon 0-30 cm	32	69	67	153
	Stock de C (tC/ha) sur l'ensemble du sol	49	106	103	278

Les statistiques sont réalisées sur les unités pédoclimatiques effectivement simulées. Le stock de C sur l'ensemble du sol est recalculé à partir du stock initialisé sur l'horizon 0-30 cm en considérant que la répartition du C dans les horizons du sol reste inchangée au cours du temps (d'après Mulder *et al.*, 2016).

Figure 4-3. Stockage de carbone annuel absolu (kgC/ha/an) sur l'horizon 0-30 cm pour les systèmes de grandes cultures et prairies temporaires simulés sur 30 ans avec Stics.

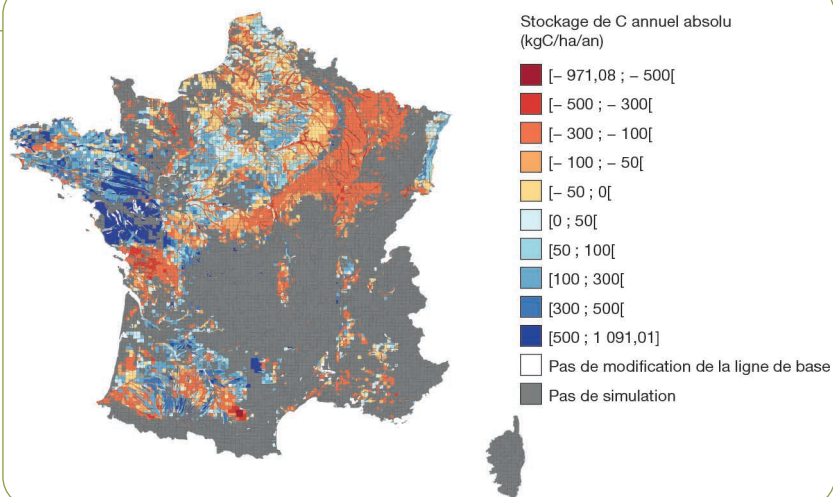
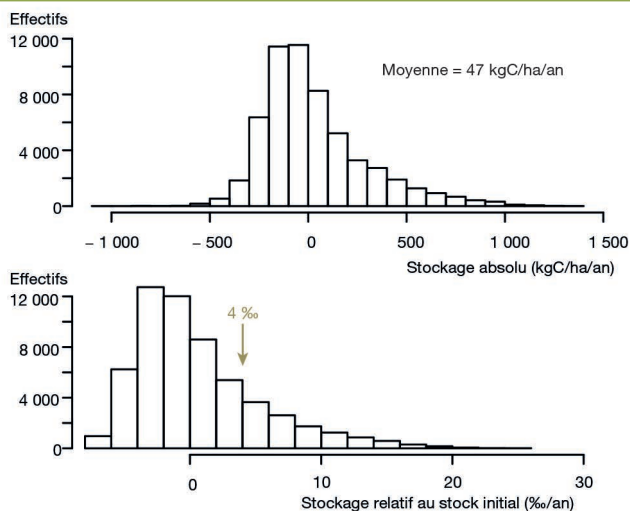


Figure 4-4. Variation moyenne annuelle du stock de C (absolu et relatif au stock initial) dans l'horizon 0-30 cm pour les 62 557 systèmes de grandes cultures simulés sur 30 ans avec Stics.



I Évolutions des stocks de carbone des sols sous l'effet des systèmes de grande culture actuels et leurs déterminants

Variation du stock de carbone sous l'effet des systèmes de grande culture actuels

Les **variations sur 30 ans** des stocks de C sous les systèmes actuels de grandes cultures et prairies temporaires ont été simulées à l'échelle de l'UPC (figures 4-3 et 4-4). Elles sont exprimées en variation moyenne annuelle. La répartition des valeurs obtenues pour les 62 557 systèmes simulés (figure 4-4) montre que 95 % des situations sont comprises entre -351 et $+710$ kgC/ha/an, correspondant à un intervalle de $-5,8$ à $+13,0$ ‰/an, avec une classe modale comprise entre -200 et 0 kgC/ha/an. En pondérant la valeur estimée pour chaque système de culture par sa surface, on estime un stockage national moyen de $+47$ kgC/ha/an sur l'horizon 0-30 cm pour les systèmes de grandes cultures et prairies temporaires. Si ce stockage moyen est légèrement positif, plus de la moitié de la surface simulée (55 %) présente un déstockage, la moyenne étant tirée par quelques valeurs de stockage très fortes. Cette estimation de la variation de stock en moyenne nationale apparaît très sensible à l'incertitude sur le stock de C initial : -514 kgC/ha/an pour les valeurs maximales de la fourchette des stocks initiaux, et $+283$ kgC/ha/an pour les valeurs minimales de la fourchette des stocks initiaux (tableau 4-2).

Tableau 4-2. Incertitude sur la variation annuelle du stock de C (moyenne nationale pondérée par la surface de chaque unité étudiée) considérant l'incertitude associée à l'estimation initiale du stock de C initial dans l'horizon 0-30 cm. Les estimations minimale et maximale du stock de C initial représentent l'intervalle de confiance à 95 %.

	Estimation du stock initial		
	Minimale	Médiane	Maximale
Variation moyenne annuelle absolue du stock de C (kgC/ha/an)	283 ± 232	47 ± 263	-514 ± 380
Variation moyenne annuelle relative du stock de C (‰/an)	11	0,9	- 4,1

En Bretagne et Pays de la Loire, le stockage moyen est positif malgré des stocks initiaux déjà élevés (figures 4-1 et 4-3) : ce stockage s'explique par l'importance des prairies temporaires (figure 4-5). Le même effet s'observe dans les zones de prairies temporaires du Sud-Ouest. À l'inverse, dans le croissant allant de la Lorraine au nord de la Bourgogne, ainsi qu'en Poitou-Charentes, les stocks initiaux élevés sont associés à un déstockage : les systèmes actuels de grandes cultures (qui comportent très peu de prairies temporaires et de cultures intermédiaires) ne permettent pas de maintenir le stock hérité des systèmes de culture et prairies passés. Dans le Bassin parisien, le Nord et l'Alsace, un stockage ou un déstockage faibles traduisent des situations proches de l'équilibre, associées à des stocks initiaux bas et à des systèmes de culture sans prairie temporaire, mais

Figure 4-5. Types de séquences simulées par UPC pour les systèmes de grandes cultures et prairies temporaires.

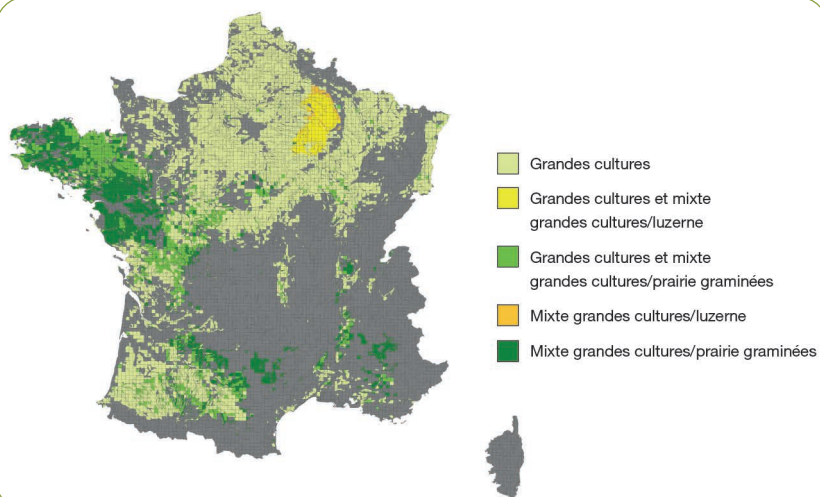
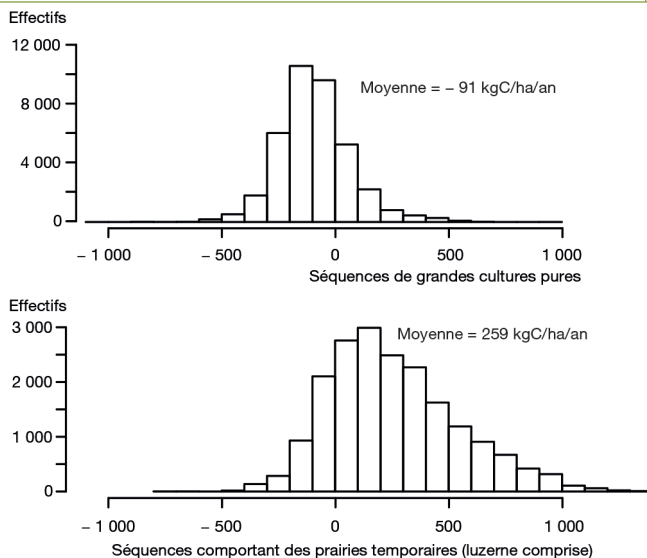


Figure 4-6. Effet du type de séquence sur la variation moyenne annuelle du stock de C (kgC/ha/an) dans l'horizon 0-30 cm pour les 62 557 systèmes de grandes cultures simulés sur 30 ans.



avec une forte présence de cultures intermédiaires en interculture longue d'hiver dans le Bassin parisien et le Nord, et un retour des pailles et des cannes de maïs grain.

Facteurs de variation du stockage de carbone dans les systèmes de culture actuels

Influence du stock de carbone initial

Comme attendu (voir section « Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols », p. 27), le stock de C initial a un impact important sur le stock de C final : plus le stock initial est élevé, plus les cas de déstockage sont fréquents. Cet effet est dû aux pertes de C par minéralisation qui sont d'autant plus importantes que le stock de COS est élevé. Cette tendance est nettement moins visible sur les séquences avec prairie temporaire du fait des entrées de C importantes liées à la prairie.

Influence de la composition de la séquence de culture

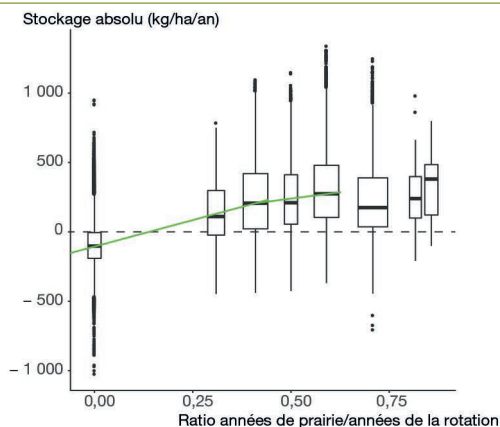
Le facteur le plus déterminant est la présence de **prairie temporaire** dans la séquence : les systèmes en comportant stockent en moyenne 259 kgC/ha/an, alors que ceux qui n'en comportent pas déstockent en moyenne - 91 kgC/ha/an (figure 4-6). Cet écart n'est pas dû à un effet du stock initial, puisque les stocks initiaux sont distribués quasiment de la même façon entre les deux types de séquences. Il est donc bien lié à l'effet de la présence d'une prairie dans la rotation, et ce alors même que la plupart des prairies temporaires simulées sont situées dans le Nord-Ouest en climat océanique, plus favorable au déstockage.

Alors que les systèmes de culture avec luzerne sont réputés stockants, les simulations indiquent en moyenne un déstockage dans le bassin de production de luzerne de Champagne-Ardenne. Cependant, ces résultats sont à prendre avec beaucoup de précaution étant donné les fortes incertitudes qui subsistent dans la simulation du cycle du C sous luzerne avec Stics. De ce fait, seuls les résultats des prairies temporaires de graminées sont analysés par la suite.

L'effet de la prairie temporaire sur le stockage de C est d'autant plus fort que sa fréquence dans la rotation est élevée (figure 4-7). Plus précisément, cet effet est très important lorsque le ratio « nombre d'années de prairie sur nombre d'années de la rotation » passe de zéro 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.

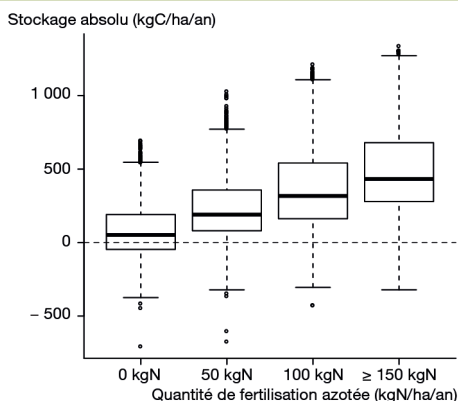
Alors que le mode d'exploitation des prairies, fauche, pâturage ou mixte, a un impact reconnu sur le stockage de C, cet effet n'est pas visible dans les résultats des simulations, probablement en raison des simplifications faites dans le modèle pour représenter ces modes de gestion. En revanche, l'effet positif de la fertilisation azotée des prairies sur le stockage de C apparaît très clairement (figure 4-8) ; l'augmentation de l'apport annuel d'azote accroît le stockage de C annuel moyen à l'échelle de toute la rotation, par l'augmentation de la production de la prairie et de ses retours au sol.

Figure 4-7. Variation moyenne annuelle du stock de C dans l'horizon 0-30 cm (kgC/ha/an) des systèmes de grandes cultures simulés en fonction de la fréquence de la prairie temporaire dans la rotation.



Dans cette représentation graphique dite en « *boxplot* », ou « boîte à moustache », le trait central représente la médiane de la population étudiée, les rectangles de part et d'autre de la médiane contiennent la moitié des « individus » de la population (entre le 1^{er} et le 3^e quartile) ; les traits au-delà des rectangles délimitent 95,3 ou 99,7 % de la population selon l'option choisie ; les points isolés sont des individus situés en dehors de ces bornes. Dans ces *boxplots*, un « individu » est une séquence de culture avec une conduite donnée, sur un type de sol, un stock de C initial et un climat, ce qui correspond à une unité de simulation sur 30 ans.

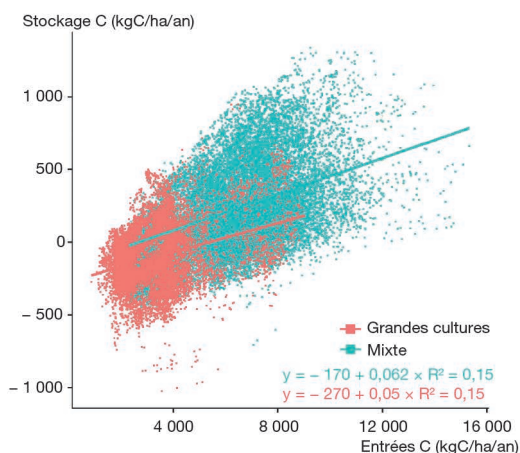
Figure 4-8. Variation annuelle du stock de C dans l'horizon 0-30 cm (kgC/ha/an) des séquences incluant des prairies temporaires de graminées, en fonction de la quantité de fertilisation azotée (kgN/ha) apportée chaque année sur la prairie.



Influence des entrées de carbone

Les entrées de C dans le système, liées aux restitutions racinaires et aériennes et aux apports d'effluents organiques, sont majoritairement plus élevées dans les séquences incluant des prairies temporaires (figure 4-9). La corrélation entre le stockage de C et les entrées de carbone est positive, mais faible, avec une très forte dispersion. Ce résultat confirme le rôle important du volume des entrées de C sur le stockage de carbone dans le sol, mais aussi l'influence d'un ensemble d'autres facteurs (stock initial, climat, type de sol...) (voir section « Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols », p. 27).

Figure 4-9. Variation annuelle du stock de carbone dans l'horizon 0-30 cm (kgC/ha/an) pour les séquences de grandes cultures pures et les séquences incluant des prairies temporaires (mixte) en fonction de la quantité de C retournant au sol annuellement.



Influence de la texture et du pH du sol

En accord avec les connaissances sur les facteurs biophysiques qui contrôlent la dynamique du C du sol, le stockage de C est plus élevé en sol argileux qu'en sol sableux (figure 4-10). Le stockage de C est également plus élevé en sol acide que basique (figure 4-11). L'effet du pH apparaît plus marqué que celui de la texture du sol.

Influence du climat

En matière de stockage de C, les climats montagnards et méditerranéen franc ressortent négativement par rapport aux autres (figure 4-12). À l'inverse, les climats océaniques et toulousain ressortent positivement, surtout sur les séquences comportant des prairies temporaires. Ces résultats doivent être interprétés avec prudence, car à chaque climat sont associés des systèmes de culture et des types de sol très différents.

Figure 4-10. Effet de la texture du sol sur le stockage de C (kgC/ha/an).

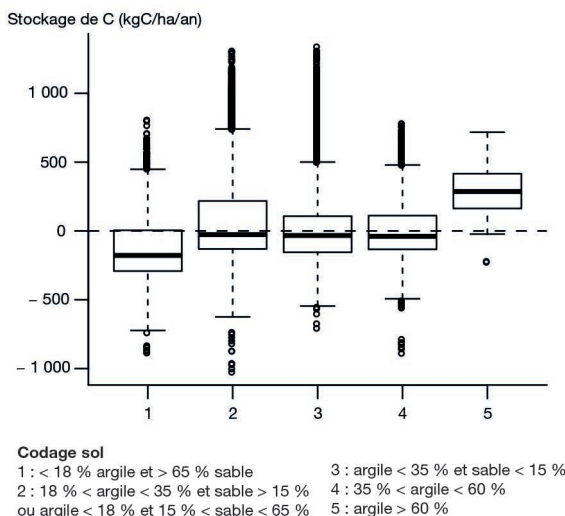


Figure 4-11. Effet du pH du sol sur le stockage de C (kgC/ha/an).

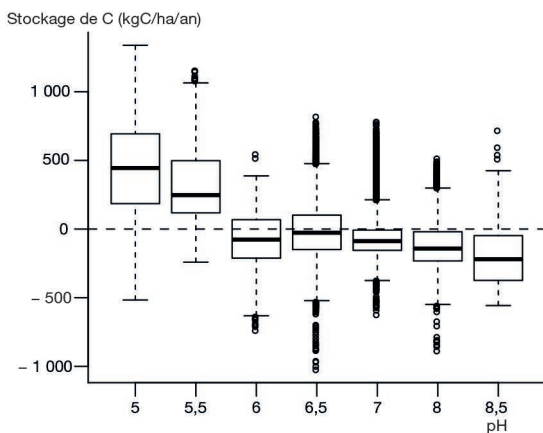


Figure 4-12. Effet du climat sur le stockage de carbone (kgC/ha/an) des séquences sans ou avec prairie temporaire.

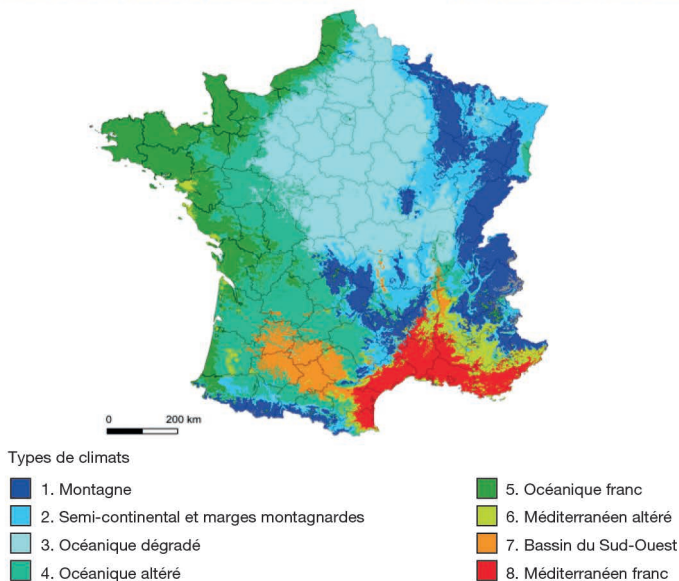
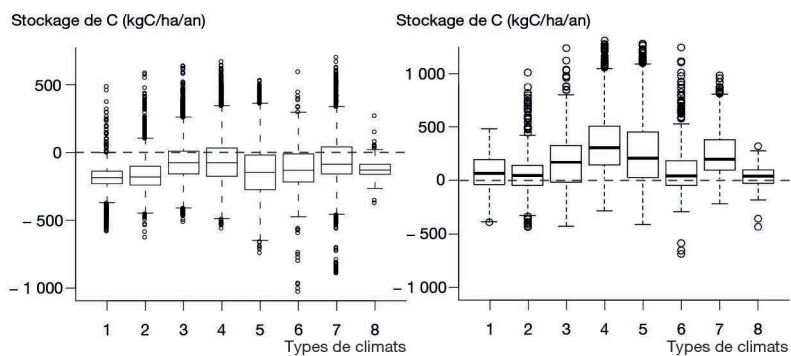


Figure 4-13. Stockage de carbone annuel absolu (kgC/ha/an) sur l'horizon 0-30 cm pour les prairies permanentes simulées sur 30 ans avec PaSim.

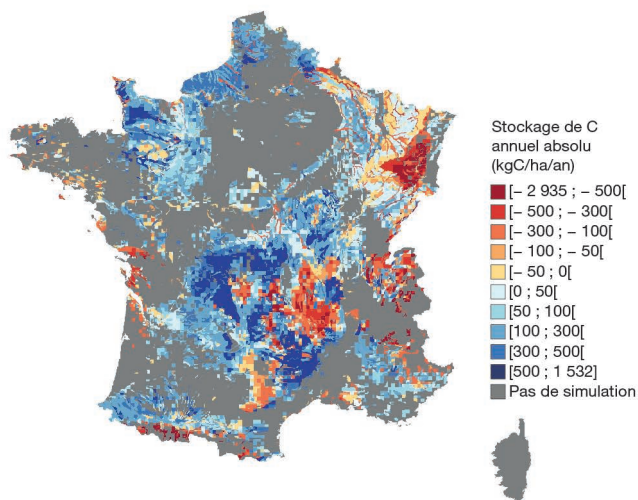
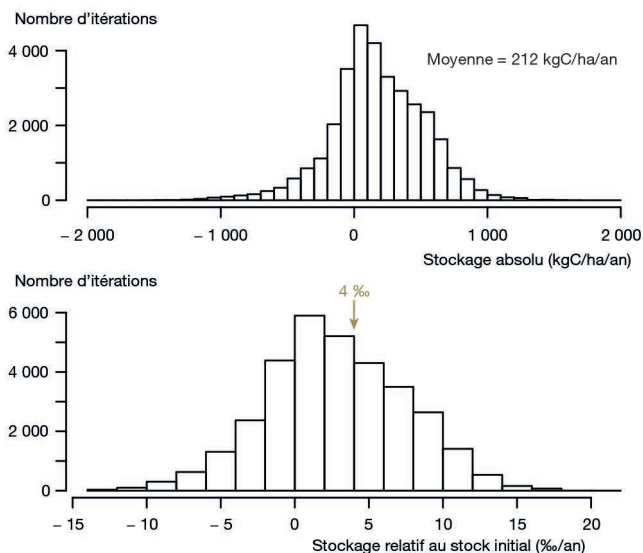


Figure 4-14. Variation moyenne annuelle du stock de C (absolu et relatif au stock initial) dans l'horizon 0-30 cm pour les 32 847 systèmes prairiaux simulés sur 30 ans avec PaSim.



I Évolutions des stocks de carbone des sols sous l'effet des systèmes actuels de prairies permanentes, et leurs déterminants

Les prairies permanentes ayant donné lieu à simulations correspondent aux prairies productives (type 4 du Registre parcellaire graphique) et peu productives (type 1) ; elles sont caractérisées par 30 modes d'exploitation, définis par le nombre de fauches et/ou de pâturages et par les apports de fertilisation azotée pratiqués par an.

Variation annuelle du stock de carbone sous l'effet des systèmes actuels de prairies permanentes

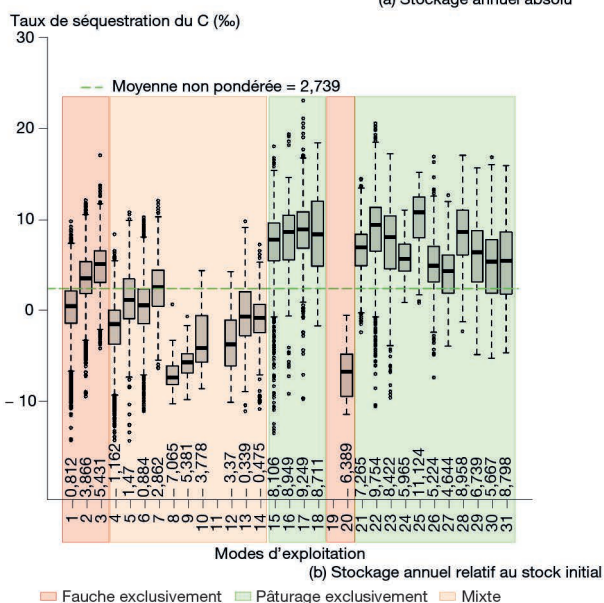
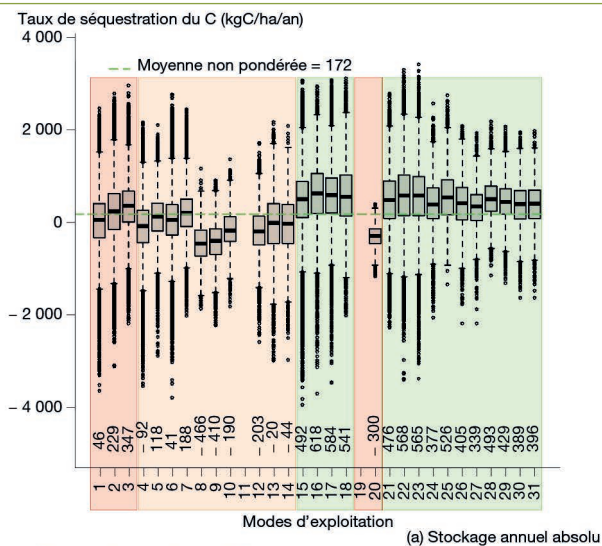
Les simulations de variations annuelles du stock de C produisent une gamme de taux très large : elle s'étend de - 1 549 à + 1 204 kgC/ha/an, équivalent à un intervalle de - 13,6 à + 16,6 ‰ par an, avec une classe modale comprise entre 0 et + 100 kgC/ha/an (figures 4-13 et 4-14). En pondérant la valeur obtenue pour chaque prairie permanente par sa surface, on estime un stockage national moyen de **+ 212 kgC/ha/an** sur l'horizon 0-30 cm, et de **+ 2,9 ‰ par an**, soit 2 fois plus que l'ordre de grandeur identifié dans la littérature (110 kgC/ha/an ; voir section « Stocks de carbone des sols métropolitains, évolutions tendancielle et effet des changements d'occupation des sols », p. 61). Ce décalage, tout comme la largeur de la gamme simulée, s'explique probablement par un décalage entre la carte de C initial tirée de mesures réelles et la valeur d'équilibre attendue par le modèle. Les prairies permanentes productives (type 4) stockent 189 kgC/ha/an en moyenne, tandis que les prairies peu productives (type 1) stockent 396 kgC/ha/an (tableau 4-3). Le stockage est plus fort sur les prairies peu productives (landes, parcours...) grâce à un effet combiné du mode d'exploitation très extensif et du climat, principalement méditerranéen, défavorable à la minéralisation.

Le stockage est important sur la côte de la Manche et sur une large partie du Massif central. Plusieurs zones apparaissent au contraire en situation de déstockage : les Vosges, la Charente-Maritime, les hauteurs des Pyrénées, une partie des Alpes et du Massif central (figure 4-13). Dans ces régions, le déstockage semble indépendant du mode d'exploitation et plutôt lié à un stock initial très élevé (voir figure 4-2).

Tableau 4-3. Variation moyenne annuelle du stock de C (moyenne nationale pondérée par la surface de chaque situation) estimée sur la profondeur du sol, puis réduite à l'horizon 0-30 cm sur les prairies permanentes productives (type 4) et les prairies peu productives (type 1).

Variation moyenne annuelle du stock de C	Sur l'horizon 0-30 cm			Sur la profondeur du sol		
	Types 1 et 4	Type 1	Type 4	Types 1 et 4	Type 1	Type 4
Variation absolue du stock (kgC/ha/an)	+ 212	+ 396	+ 189	+ 292	+ 455	+ 272
Écart-type	353	424	348	528	596	524
Variation relative du stock (‰/an)	2,9	4,6	2,6	2,7	4,3	2,5

Figure 4-15. Variation annuelle du stock de carbone (a) absolue et (b) relative au stock initial sur 0-30 cm en fonction du mode d'exploitation pour les prairies permanentes productives de type 4 (le détail des modes d'exploitation est indiqué dans la figure 4-49).



Facteurs de variation du stockage de carbone dans les systèmes prairiaux actuels

Influence du mode d'exploitation

Les taux de stockage les plus élevés sont observés pour les modes d'exploitation en pâturage uniquement (figure 4-15). Cet effet positif du pâturage est lié aux restitutions animales (fèces et urines), qui conduisent à un important retour de carbone et de nutriments au sol et à une moindre exportation de biomasse (voir section « État des connaissances dans la bibliographie », p. 112).

Le niveau moyen de stockage des modes d'exploitation à une fauche (n° 1 à 3), de 46, 229 et 347 kgC/ha/an, 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 n'est significativement réduit que par un apport de 100 uN/ha/an (n° 10).

Le niveau moyen de stockage des modes d'exploitation uniquement basés sur le pâturage est déterminé par l'équilibre entre nombre de pâturages (de 4 à 9 par an) et 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 uN/ha/an a un effet significatif sur le stockage (environ + 100 kgC/ha/an). Au-delà, l'apport de 50 uN/ha/an supplémentaires ne semble pas avoir d'effet significatif. Par ailleurs, les niveaux de stockage absolu de ces différents modes d'exploitation sont relativement homogènes (autour de 400 à 500 kgC/ha/an). En revanche, 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.

Dans les prairies conduites **uniquement en pâturage**, le stockage de C annuel augmente avec le nombre de périodes de pâturage (figure 4-16), puis atteint un plateau à partir de trois pâturages annuels. La production primaire nette de biomasse présente la même tendance.

Pour les prairies conduites **uniquement en fauche**, il est difficile de déterminer un effet éventuel du nombre de coupes, étant donné qu'un seul mode d'exploitation (n° 20) comporte plus d'une fauche sur les prairies productives, et qu'il est très peu représenté dans les systèmes dominants.

Figure 4-16. Effet du nombre de périodes de pâturage sur le stockage de carbone sur 0-30 cm, sous les prairies uniquement pâturées, (a) peu productives et (b) productives.

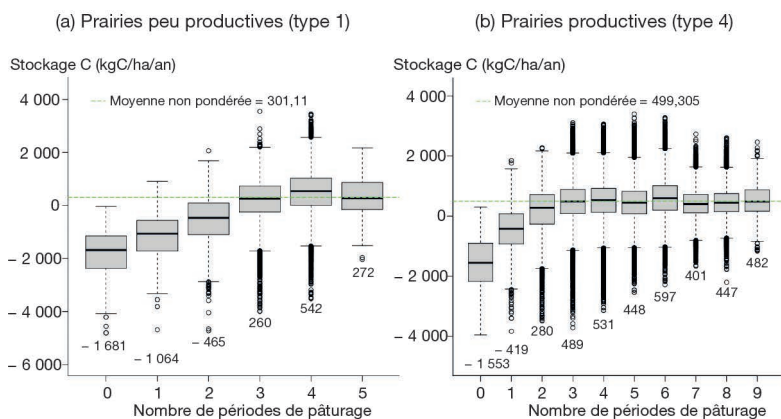
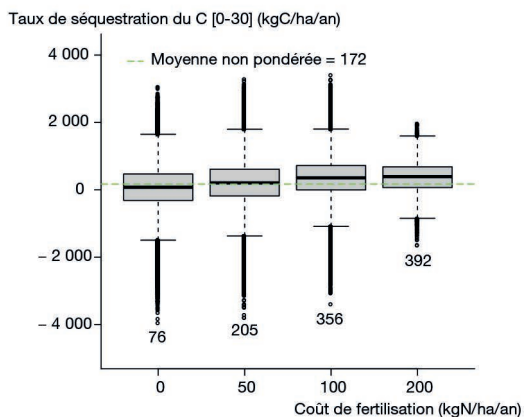


Figure 4-17. Variation moyenne annuelle absolue du stock de carbone (kgC/ha/an) dans l'horizon 0-30 cm des prairies permanentes productives (tous modes d'exploitation confondus) en fonction de la quantité de fertilisation azotée annuelle.

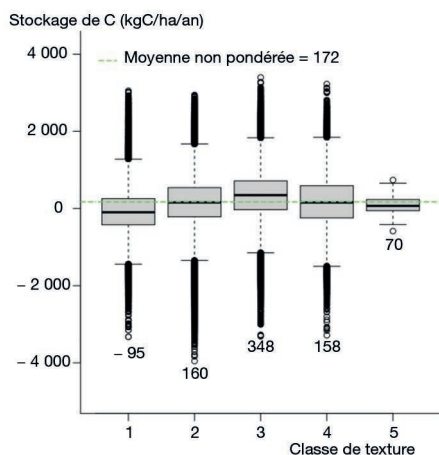


En augmentant la production de biomasse et par conséquent le retour de C au sol, l'apport de **fertilisation azotée**, qu'elle soit minérale ou organique, accroît le stockage de C (figure 4-17). Cependant, au-delà de 100 kgN/ha/an, la production de biomasse plafonne et par conséquent le stockage de C n'augmente plus. À ce niveau-là, la production n'est plus limitée par l'azote.

Influence de la texture et du pH du sol

La texture du sol influence très légèrement le stockage de C, qui est un peu plus important en sols limoneux (figure 4-18).

Figure 4-18. Variation moyenne annuelle absolue du stock de carbone (kgC/ha/an) dans l'horizon 0-30 cm des prairies permanentes productives (tous modes d'exploitation confondus) en fonction de la texture du sol.

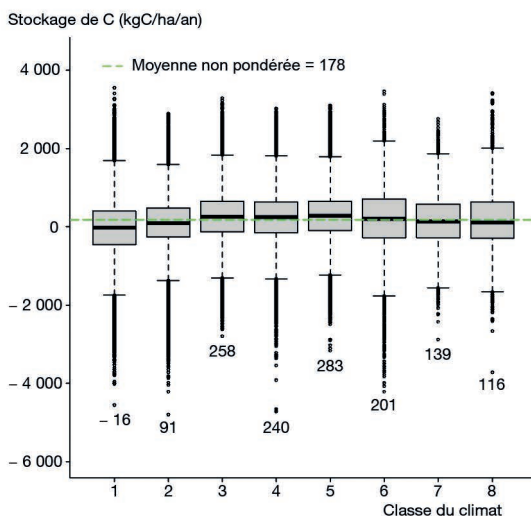


Codage des classes de texture : voir figure 4-10.

Influence du climat

Les climats extrêmes (froids ou secs) semblent avoir un léger effet négatif sur le stockage de C sous prairie permanente productive. Sous ces climats, la production de biomasse et donc le retour de C au sol sont plus limités (figure 4-19).

Figure 4-19. Variation moyenne annuelle absolue du stock de carbone (kgC/ha/an) dans l'horizon 0-30 cm des prairies permanentes productives (tous modes d'exploitation confondus) en fonction du climat.



Codage des types de climats : voir figure 4-12.

Conclusion

Les valeurs de stockage sous l'effet des pratiques actuelles calculées par simulation (correspondant à la ligne de base) doivent être utilisées avec précaution, car elles sont par construction plus sensibles aux hypothèses de calcul que le stockage additionnel lié à l'adoption d'une pratique stockante calculé par différence entre deux scénarios simulés (voir sections suivantes).

Les simulations confirment l'extrême variabilité spatiale des valeurs de stockage au sein des deux grands systèmes étudiés (grandes cultures et prairies temporaires d'une part, prairies permanentes d'autre part). Elles mettent en évidence l'effet majeur du stock initial sur l'évolution du stock, avec une tendance à un stockage moindre, voire à un déstockage, d'autant plus importante que le stock initial est élevé. Elles confirment le rôle des entrées de carbone sur l'évolution du stock, qui explique par exemple l'effet positif de la présence de prairies temporaires dans les successions de grandes cultures sur l'évolution des stocks. Les effets des facteurs pédoclimatiques (texture du sol par exemple) et des pratiques (mode d'exploitation de l'herbe en prairie permanente par exemple) sont cohérents avec les résultats issus de la bibliographie.

Les valeurs moyennes d'évolution tendancielle des stocks classent les deux grands types d'écosystèmes, grandes cultures (y compris prairies temporaires) et prairies permanentes, en cohérence avec la bibliographie. En moyenne, les valeurs absolues sont cependant différentes : -170 kgC/ha/an en grandes cultures d'après l'analyse bibliographique, $+50 \text{ kgC/ha/an}$ d'après les résultats des simulations ; $+110 \text{ kgC/ha/an}$ pour les prairies permanentes d'après la bibliographie, $+210 \text{ kgC/ha/an}$ d'après les simulations (voir section « Stocks de carbone des sols métropolitains, évolutions tendancielle et effet des changements d'occupation des sols », p. 61). Pour les grandes cultures et les prairies temporaires, l'écart entre les données de la bibliographie, qui suggèrent une tendance au déstockage (-170 kgC/ha/an), et les résultats des simulations ($+50 \text{ kgC/ha/an}$ en moyenne ; -90 kgC/ha/an pour les séquences de grandes cultures pures sans prairies temporaires ; $+260 \text{ kgC/ha/an}$ pour les séquences incluant des prairies temporaires) pourrait s'expliquer par le fait que le déstockage observé au cours des décennies récentes en grande culture résulte pour partie des retournements de prairies permanentes et de leurs arrière-effets, ce que la modélisation sur 30 ans des systèmes de grande culture actuels ne reproduit pas, puisque les simulations sont faites sous hypothèse d'un maintien pendant 30 ans du même mode d'occupation du sol. Considérés globalement, ces résultats suggèrent que les systèmes de grandes cultures (y compris prairies temporaires) actuels ayant un usage ancien de grande culture pourraient être, en moyenne, proches de l'équilibre (mais avec une très grande diversité de situations). Le déstockage moyen observé pour les systèmes de grandes cultures serait donc surtout la conséquence des changements récents d'occupation des sols (la part de la SAU française occupée par des prairies permanentes est passée de 41 à 28 % entre 1970 et 2015, et dans le même temps la part des terres arables est passée de 56 à 68 %). Sous prairies permanentes, le stockage simulé ($+210 \text{ kgC/ha/an}$) est supérieur à celui retenu pour les prairies anciennes dans la partie bibliographique ($+110 \text{ kgC/ha/an}$), mais proche de la valeur mesurée par l'inventaire des sols belge ($+160 \text{ kgC/ha/an}$). Là aussi, les auteurs s'accordent sur le fait que les valeurs les plus élevées correspondent généralement à des prairies jeunes, récemment installées. Les résultats à venir de la deuxième campagne du RMQS seront extrêmement utiles pour consolider ces chiffres.

Potentiel de stockage additionnel de carbone dans les systèmes de grande culture et de cultures pérennes

CETTE SECTION PASSE EN REVUE LES SEPT PRATIQUES en grandes cultures et cultures pérennes retenues comme présentant un potentiel de stockage additionnel au vu de la littérature, à savoir le passage au semis direct, le développement des cultures intermédiaires, l'insertion et l'allongement des prairies temporaires, la mobilisation de nouvelles ressources organiques exogènes, le développement de l'agroforesterie intraparcellaire, l'implantation de haies et l'enherbement des vignobles. L'analyse de chaque pratique commence par un résumé des connaissances bibliographiques sur leur potentiel, puis présente l'état des pratiques actuelles, l'estimation du potentiel de stockage agronomique et enfin des coûts. Selon

les pratiques, le potentiel agronomique est estimé par simulation à l'aide du modèle de culture Stics ou par des calculs simples à partir des références de la littérature scientifique.

I Réduction du travail du sol, passage au semis direct

Le travail du sol est pratiqué depuis les débuts de l'agriculture en raison de ses nombreux **bénéfices** : aération du sol favorable à la levée des cultures et au développement des racines ; mélange des résidus à la terre qui facilite leur décomposition et l'élimination des pathogènes qui y survivent ; destruction mécanique des adventices et enfouissement de la part superficielle du stock de leurs graines. Toutefois, le travail du sol, surtout lorsqu'il comporte un labour, présente aussi des **risques** : il peut entraîner des tassements du sous-sol en cas d'opérations répétées en conditions trop humides (semelle de labour) ; en enfouissant la majeure partie des résidus, il expose le sol nu à l'action des pluies et du vent, ce qui favorise le ruissellement et l'érosion en cas de faible stabilité structurale ; en perturbant régulièrement les habitats de la faune du sol, il occasionne son appauvrissement (en matière d'espèces comme de quantité) ; enfin, la pratique peut s'avérer très coûteuse en temps, en énergie fossile et en charges de mécanisation.

Au fil du temps, les outils disponibles, la façon d'en combiner l'emploi et donc les méthodes de travail du sol se sont beaucoup diversifiées, allant jusqu'au semis direct (abandon de tout travail du sol autre que celui des pièces travaillantes du semoir sur la ligne de semis). C'est le passage d'un système avec labour au semis direct qui a le plus d'effet attendu sur le stockage du carbone dans les sols.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

L'effet du travail du sol sur l'évolution du stock de carbone est complexe, et passe par trois grands types de processus :

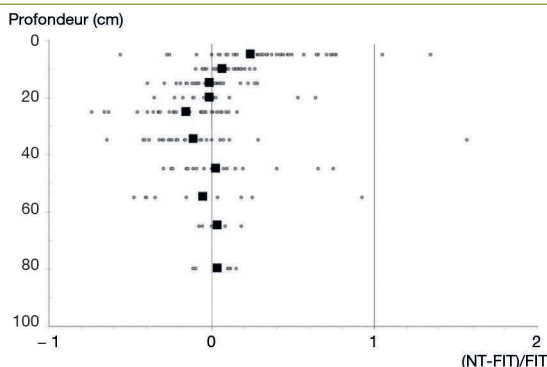
- effet direct sur la localisation des matières organiques dans le profil de sol. La nature et la profondeur des opérations déterminent la répartition des résidus et du stock de MO, et jouent aussi sur les possibilités de transfert de MO *via* leur impact sur la macrofaune. En semis direct, les populations de lombriciens sont plus importantes et la bioturbation plus intense et profonde ; en outre, la présence d'un mulch en surface assure une protection du sol et réduit ainsi les pertes de C par érosion ;
- effet indirect sur les conditions de minéralisation et de stabilisation du carbone. Le travail du sol modifie les conditions de minéralisation (température et humidité), facilite la colonisation des résidus par les microorganismes en augmentant le contact entre la terre et les MO, mais une fragmentation intense peut détruire les agrégats au sein desquels les MO sont protégées de la dégradation. À l'inverse, les résidus laissés en surface se décomposent dans des conditions physico-chimiques et biologiques très différentes. Il est toutefois difficile d'avancer que tel ou tel type de travail du sol agit véritablement sur la minéralisation du C ;
- impact sur la production primaire, et donc la biomasse susceptible de retourner au sol. De nombreux auteurs associent la réduction du travail du sol à une baisse de rendement ; toutefois, celle-ci n'est pas systématique et s'avère très variable en fonction des conditions pédoclimatiques et des cultures.

Effets des modalités de travail du sol sur les stocks de carbone

Le premier enseignement de l'analyse bibliographique est la très forte variabilité, entre études, des estimations de variation de stock de C. Plusieurs raisons expliquent cette variabilité : l'épaisseur de sol considérée diffère d'une étude à l'autre, et toutes ne procèdent pas à une comparaison à masse de terre égale ; les techniques de travail du sol regroupées sous le terme « non-labour » ne sont pas toujours identiques ; or aucune recherche sur l'effet du travail du sol sur le carbone du sol ne prend en compte avec précision cette diversité. La grande majorité des études s'en tiennent à une opposition simple, entre itinéraires avec labour (*inversion tillage*) et semis direct (*no tillage*). Seule une méta-analyse de 2017, qui examine près de 350 études, distingue 3 classes de travail du sol : NT (*no tillage*) ; HT (*high intensity tillage*), qui regroupe les modalités de travail profond (≥ 40 cm), labour avec retournement et passages de sous-soyeurs ou de décompacteurs lourds ; IT (*intermediate intensity tillage*), qui comprend les opérations sans retournement, n'excédant pas 40 cm de profondeur. Enfin, le stockage du C est un processus très dépendant des conditions locales (texture du sol et climat).

L'effet principal du semis direct sur la teneur en C porte sur la couche **0-15 cm** du sol. La concentration en carbone y est plus élevée en semis direct (NT) qu'en système avec labour ou travail du sol intense sans retournement (HT). Cet effet se retrouve dans la plupart des études. En dessous de 10-15 cm, la concentration en carbone organique du sol est équivalente ou plus faible en semis direct, et les études montrent une forte hétérogénéité des résultats (figure 4-20). 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. Ainsi, comparés aux systèmes de travail du sol avec labour, tous les systèmes sans labour autres que le semis direct n'induisent pas de stockage suffisamment significatif, même dans l'horizon 0-30 cm.

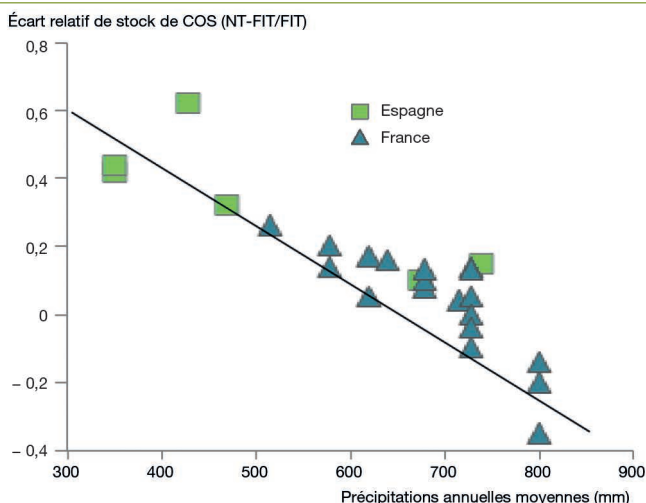
Figure 4-20. Effet de la transition d'un système avec labour (FIT : full inversion tillage) vers un système en non-labour (NT : no tillage) sur la concentration en COS à différentes profondeurs de sol.



Source : Angers et Eriksen-Hamel, 2008.

Plusieurs méta-analyses ne mettent pas en évidence d'**effet du climat** dans les comparaisons entre labour et semis direct, mais un certain nombre d'études montrent que le semis direct entraîne une augmentation du stockage de C en climat sec et pas de différence, voire une concentration plus faible en profondeur, en climat humide. C'est par exemple le cas en Europe, où un plus fort stockage est observé en Espagne qu'en Île-de-France (essai de Boigneville, suivi sur 40 ans) et où un déstockage peut même se produire (figure 4-21). L'effet sur le stockage additionnel de C lié à la conversion au semis direct semble donc plus important en climat sec (semi-aride à aride) qu'en climat tempéré humide, où le stockage additionnel est faible, voire négatif.

Figure 4-21. Effet du climat sur la variation de stock de carbone organique des sols quand on passe du labour (FIT) au non-labour (NT).



Source : Dimassi *et al.*, 2014, pour la France, et Blanco Moure *et al.*, 2013, pour l'Espagne.

Autres effets de l'abandon du labour

Les émissions de N_2O peuvent être affectées par plusieurs effets du travail du sol sur les déterminants de la dénitrification (compacité du sol, régimes hydrique et thermique, disponibilité en carbone et en azote...). Le facteur le plus important est le régime hydrique : le non-labour expose particulièrement les sols lourds, peu drainants, et en climat humide, au risque d'une dénitrification accrue. Dans les sols aérés et en climat sec, le semis direct a une incidence faible.

La consommation d'énergie fossile est à l'évidence moindre en non-labour. L'économie de carburant réalisée dépend toutefois beaucoup du type de sol, du nombre d'opérations

de reprise, de la profondeur de labour... Elle serait de 50 à 84 %, selon les conditions, pour le passage du labour au semis direct.

Enfin, l'abandon du labour a un effet positif sur la **faune du sol** et la protection contre **l'érosion**.

Conclusion

Les effets du passage au semis direct restent un sujet encore controversé. 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'interprétations trop rapides des résultats d'essais (non prise en compte des variations de densité apparente notamment). Les études disponibles ne permettent pas de conclure clairement sur l'effet des techniques de travail superficiel sans retournement, situation intermédiaire entre labour et semis direct. L'analyse bibliographique conduit donc à ne considérer comme pratique de travail du sol « stockante » que la **conversion du labour** (ou d'un travail profond énergétique) **au semis direct** strict. Par rapport à un travail du sol avec retournement (labour), un stockage additionnel en semis direct dans l'horizon de surface est rapporté par une majorité d'études, plutôt en climat sec. **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.** Pour cette raison, le passage au semis direct a été retenu dans le cadre des pratiques stockantes pour les simulations faites sur 0-30 cm, mais écarté pour les calculs finaux faits sur l'ensemble du profil de sol.

Les pratiques actuelles de travail du sol en France

Les données statistiques les plus récentes proviennent de l'enquête « Pratiques culturales » de 2011, dans laquelle a été enregistré le travail du sol réalisé en 2011 et les 5 années précédentes. La pratique du semis direct strict apparaît marginale : 2 % des surfaces en grande culture en 2011. Les techniques culturales sans labour (TCSL, semis direct inclus) sont moins pratiquées sur cultures de printemps que sur cultures d'automne (tableau 4-4). La proportion de cultures en non-labour stagne depuis le milieu des années 2000, après une phase d'augmentation observée à partir du milieu des années 1990. Sur la période 2006-2011, 46 % des surfaces ont connu une alternance entre labour et TCSL, 40 % ont été en labour systématique et 13 % en TCSL systématiques. Les exploitations ayant adopté les TCSL de manière régulière (sur 2006-2011) sont plus grandes que celles qui pratiquent le labour (30 ha de plus en moyenne), ce qui est cohérent avec les motivations des agriculteurs pour supprimer le labour : gagner du temps, faciliter l'organisation du travail, réduire les charges de mécanisation.

L'adoption du semis direct se heurte à plusieurs freins, agronomiques et économiques :

- la possible baisse des rendements, qui semble toutefois faible en climat tempéré : de 0 à - 5 % environ pour un passage du labour au semis direct, selon les cultures et le type de sol ;

- la difficulté de contrôle des adventices et de destruction des cultures intermédiaires. La suppression du labour s'accompagne d'une consommation accrue d'herbicides, et la plupart des exploitations pratiquant le semis direct utilisent du glyphosate ;
- le problème de réussite de l'implantation des cultures, toujours plus délicate puisque le semis se fait sur un sol encombré, parfois moins drainant, et sans préparation d'un lit de semences ;
- l'investissement en matériel spécifique (achat de semoirs spécialisés) et la nécessaire adaptation du système de culture.

Tableau 4-4. Modes de travail du sol par culture.

Culture	Labour (%)	Travail du sol sans labour (%)	Semis direct (%)
Blé tendre	56	40	4
Blé dur	42	53	4
Orge	69	30	1
Triticale	74	23	2
Colza	49	50	
Tournesol	72	27	1
Pois protéagineux	70	27	2
Maïs fourrage	85	15	
Maïs grain	82	18	
Betterave sucrière	86	14	
Pomme de terre	86	14	

Source : Agreste, enquête Pratiques culturales 2011.

Simulations agronomiques des effets du passage au semis direct

Scénario simulé

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.

Le **scénario** « Semis direct » simule la suppression de tout travail du sol, sauf si la séquence de culture contient des cultures incompatibles d'un point de vue technique avec le semis direct (betterave, tournesol, monoculture de maïs grain du fait des difficultés de levée liées aux résidus). Toutefois, la destruction des cultures intermédiaires et des prairies temporaires se fait par un travail superficiel afin d'éviter le recours à la

destruction chimique. Une grande partie du Sud-Ouest et de l'Alsace, à cause des systèmes dominants maïs grain, et le nord de la France, à cause de la betterave sucrière, sont exclus du scénario « Semis direct », qui concerne globalement 2/3 des surfaces de grandes cultures en France. Aucune simulation en semis direct n'a été faite en sol hydro-morphe non drainé et en sol à faible stabilité structurale. Ces sols ont été exclus de l'AMT, car ils peuvent rendre difficile la mise en œuvre du semis direct.

Stockage de carbone additionnel permis par le scénario

Le scénario permet en général un gain de stockage de C sur l'horizon 0-30 cm, mais qui reste faible : **+ 60 kgC/ha/an en moyenne, soit + 1,1 ‰/an sur les surfaces concernées**, avec un écart-type de 35 kgC/ha/an (figures 4-22 et 4-23). L'incertitude sur le stock initial fait varier le stockage additionnel de + 52 à + 64 kgC/ha/an, la variation exprimée en fonction du stock initial étant plus forte : de 0,3 à 2,1 ‰/an. Les entrées moyennes de C ne varient pas lors du passage des pratiques actuelles au semis direct ; le stockage additionnel de C est donc dû à une légère réduction de la minéralisation par la modification des conditions de minéralisation de surface. Quelques rares situations déstockent faiblement (– 11,6 kgC/ha/an en moyenne) ; elles s'expliquent par une légère baisse du rendement du blé et des restitutions associées (– 4 %). Par ailleurs, il faut noter que plusieurs effets du semis direct, notamment sur la structure du sol et les éventuels problèmes d'implantation des cultures, ne sont pas représentés dans le modèle, induisant donc une incertitude assez forte sur cette valeur de stockage.

La Bretagne est la région qui présente le plus faible gain de stockage lors du passage au semis direct, ce qui est dû à la fois à son climat favorable à la minéralisation et à la forte présence de prairies temporaires. De manière générale, les séquences ne comportant que des grandes cultures gagnent 10 kgC/ha/an de plus avec le passage au semis direct que celles comportant des prairies temporaires. La présence de prairie temporaire dans la rotation limite la possibilité de réduction du travail du sol, puisque déjà aucun travail n'est effectué pendant toute sa durée, hormis lors de l'implantation.

Facteurs du milieu influençant le stockage

Influence du climat. En concordance avec la littérature, on observe un effet du climat (figure 4-24) : d'un côté le climat océanique franc, favorable à la minéralisation, réduit le bénéfice du semis direct sur le stockage de C ; de l'autre les climats secs du Sud-Ouest et méditerranéens, défavorables à la minéralisation des résidus en surface, augmentent ce bénéfice (> 100 kgC/ha/an en climat méditerranéen franc). Sur les séquences comportant des prairies, l'effet du climat n'est pas visible.

Influence du type de sol. Les simulations ne mettent pas en évidence d'effet de la texture ou du pH du sol sur le stockage additionnel de C.

Figure 4-22. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario « Semis direct ».

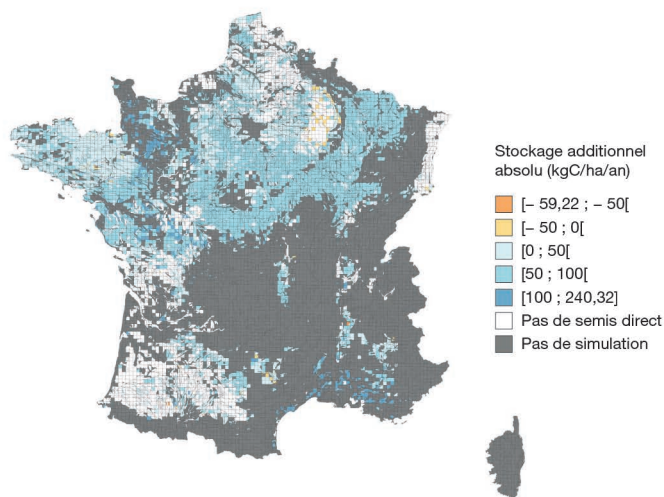


Figure 4-23. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Semis direct ».

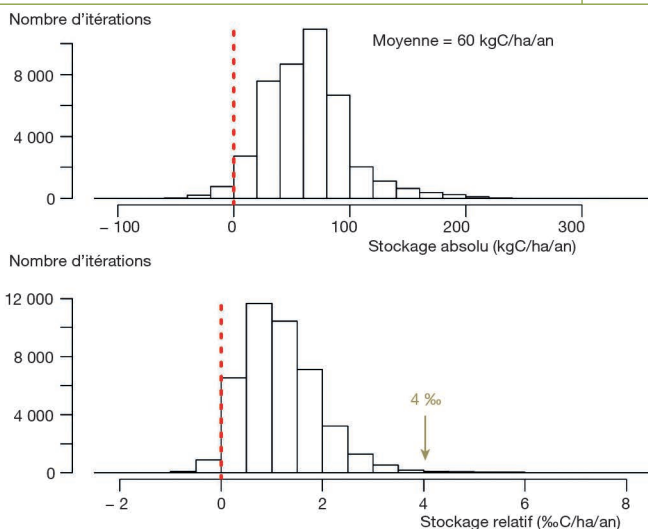
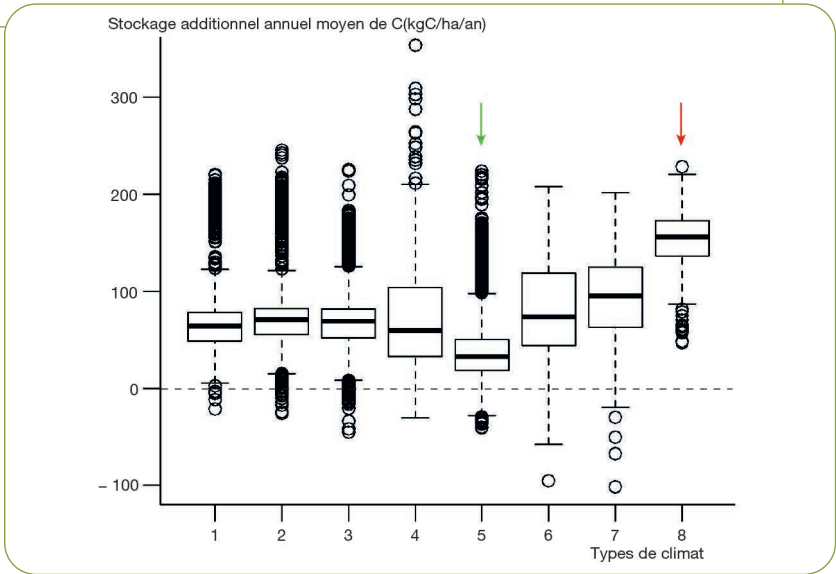


Figure 4-24. Stockage additionnel annuel moyen (kgC/ha/an) en fonction du type de climat sur les séquences de grandes cultures pures.



Effets sur le bilan de gaz à effet de serre

Le scénario « Semis direct » se traduit par un bilan de GES favorable grâce au gain de stockage de C, à la diminution de la lixiviation, conséquence de la réduction de la minéralisation, et à la réduction du nombre de passages d’engins agricoles (tableau 4-5). 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 4-5. Effets du scénario « Semis direct » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

Émissions N ₂ O directes	Volatilisation NH ₃	Lixiviation NO ₃ ⁻	Émissions N ₂ O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Émissions induites par la fabrication de fuel	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan
(kgN-N ₂ O /ha/an)	(kgN-NH ₃ /ha/an)	(kgN-NO ₃ ⁻ /ha/an)		(kgCO ₂ e/ha/an)			(kgCO ₂ e /ha/an)
0,10	0,40	- 4,60	32	- 13	- 3	- 219	- 203

Conclusion

Les résultats des simulations sur le scénario « Semis direct » sont à prendre avec précaution étant donné que le modèle utilisé ne simule pas tous les processus affectés par le travail du sol et n'a été que très peu testé en situation de semis direct. Les résultats sur le stockage de carbone sont très sensibles au paramétrage de la minéralisation du mulch en surface. L'ordre de grandeur du stockage additionnel simulé dans l'horizon 0-30 cm, très faible, est cohérent avec les résultats de l'analyse bibliographique. Le bilan de GES global du semis direct est favorable, principalement grâce au stockage de carbone.

Si on se place dans une perspective de changement de l'agriculture n'impliquant pas d'accroissement de l'utilisation des produits phytosanitaires (voire supprimant complètement cet usage), il faut considérer que l'adoption du semis direct s'accompagnera d'interventions supplémentaires pour détruire mécaniquement les adventices, interventions qui ont un coût.

Estimation des coûts du passage au semis direct

Le tableau 4-6 récapitule les postes de dépenses et recettes modifiés par l'adoption du semis direct. Le principal poste de pertes, le manque à gagner sur les ventes de céréales, est dû à la diminution des rendements, mais il est très dépendant du contexte économique de forte variabilité des prix.

Potentiel et coût de stockage du scénario de passage au semis direct

Les valeurs d'assiette, de stockage additionnel par hectare et agrégées, et les coûts sont récapitulés dans le tableau 4-7. Comparativement à d'autres pratiques stockantes, le semis direct présente un coût moyen de mise en place relativement faible (13 €/ha/an, soit 210 €/tC). Le potentiel de stockage additionnel de carbone dans l'horizon 0-30 cm est faible, de 60 kgC/ha/an, mais l'assiette est importante.

Le potentiel et le coût de stockage sont très variables d'une région à une autre, selon les conditions pédoclimatiques et les spécialisations agricoles régionales. Globalement, le coût du stockage additionnel est faible en climat méditerranéen, contrairement au climat océanique. Dans les régions spécialisées en céréales, la perte de revenu subie par les agriculteurs liée aux pertes de rendement est compensée en partie par les économies en matériel, carburant et main-d'œuvre. Au contraire, les régions spécialisées en élevage sont pénalisées par la perte de rendement du maïs fourrage, qui induit un surcoût non négligeable pour l'alimentation animale (figure 4-25).

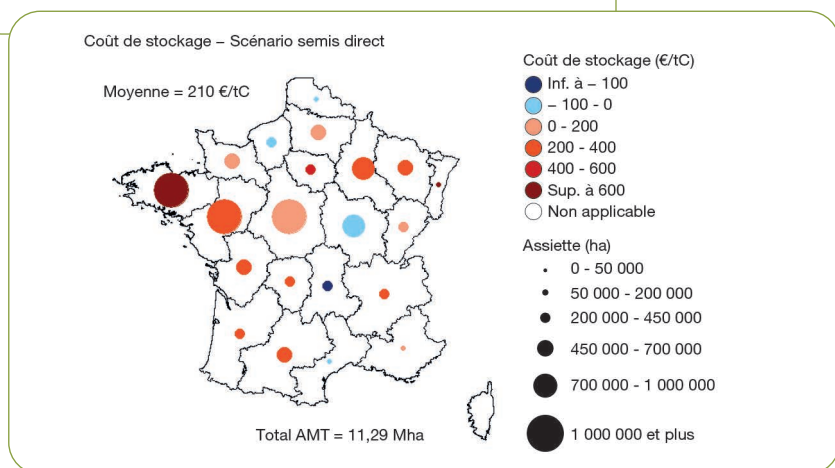
Tableau 4-6. Coût technique par hectare du semis direct.

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Variation des charges de mécanisation et du travail	Économie de carburant et réduction du temps de travail <i>Investissement dans un semoir adapté au semis direct</i>	- 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	<i>Densité de semis augmentée d'environ 20 %</i>	15	8 à 28
Variations de rendement	Baisse du rendement des céréales cultivées pour la vente <i>Manque à gagner sur les ventes</i>	20	7 à 52
	Variation du rendement des prairies et fourrages destinés aux animaux <i>Compensation par une modification de la ration alimentaire</i>	4	- 14 à 23
Coût total pour l'agriculteur		13 €/ha/an	- 23 à 40

Tableau 4-7. Récapitulatif pour le scénario « Semis direct ».

Assiette théorique (AT)	Toutes surfaces en grandes cultures = 17,3 Mha
Restrictions techniques	Exclusion des sols hydromorphes, des rotations avec betterave, tournesol, maïs grain en monoculture (- 6 Mha)
Surfaces déjà en semis direct (en 2013)	Considéré comme proche de 0 ha
Assiette maximale technique (AMT)	11,29 Mha (65 % de la surface de GC)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune
Potentiel de stockage, unitaire → total national	60 kgC/ha/an → 0,68 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	13 €/ha/an (- 23 à 40 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	210 €/tC
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	57 €/tCO ₂ e
Coût total	142 M€/an

Figure 4-25. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



■ Insertion et allongement des cultures intermédiaires

Les cultures intermédiaires (CI) sont des cultures présentes entre deux cultures principales et dont toute la biomasse est restituée au sol (cultures intermédiaires pièges à nitrates, ou Cipan, CI courts ou longs). Sont donc exclus de l'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 dispositions légales réglementent l'implantation de cultures intermédiaires. Dans les « zones vulnérables », la directive Nitrates (n° 91/676) a imposé une généralisation de la couverture automnale des sols depuis 2012. Il existe toutefois de nombreuses dérogations : pour les sols à fort taux d'argile, en cas de récolte de la culture principale trop tardive pour installer une CI (cas du maïs), quand les repousses du précédent cultural peuvent couvrir le sol, et lorsque la lutte contre les adventices requiert la réalisation d'un faux semis (pratiqué notamment en agriculture biologique).

D'abord mises en œuvre pour réduire la pollution des eaux par le nitrate (d'où l'appellation initiale de Cipan), les cultures intermédiaires rendent plusieurs services à l'agriculteur et à la société, dont le stockage additionnel de carbone, d'où l'appellation récente de CIMS (cultures intermédiaires multiservices).

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

Le stockage additionnel de C dans le sol lié aux cultures intermédiaires résulte de l'apport répété de matières organiques (pas forcément chaque année) par l'enfouissement de la biomasse produite par les CI. Les travaux en laboratoire indiquent que la contribution des résidus de CI à la séquestration de C dans le sol peut être conséquente, car, d'une part, 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, et, d'autre part, l'apport relatif de biomasse racinaire par rapport à la biomasse aérienne est plus important pour les couverts jeunes (cas des CI) que pour des cultures plus âgées, et son facteur de conversion en carbone stable dans le sol est plus élevé.

Effets sur les stocks de carbone

Concernant les expérimentations *in situ*, l'analyse s'appuie sur les articles identifiés *via* 4 méta-analyses publiées entre 2013 et 2015, mais intègre aussi d'autres études plus récentes. Pour l'analyse, seules les études relatives aux zones tempérées ont été retenues. Ont ainsi été considérés au total 87 essais ou modalités comparant des systèmes de culture avec ou sans CI, dont 57 ayant plus de 5 ans. L'analyse de ce corpus de données montre, comme des synthèses antérieures (de 2013 et 2015), que les CI conduisent généralement à un stockage additionnel de C (seuls 8 % déstockent et 2 % sont sans effet) par rapport à une situation de « sol nu » durant l'interculture. L'apport répété de MO par l'enfouissement de la biomasse produite par les CI peut être très variable, de 0,2 à 14 tMS/ha/an. Sur la base des 57 essais de plus de 5 ans, le stockage additionnel de C est estimé à **313 ± 313 kgC/ha/an**.

Les données disponibles ne permettent pas d'évaluer l'effet de l'**espèce semée** en CI sur le stockage de C, toutes choses égales par ailleurs, notamment à biomasse produite identique. Elles ne permettent pas non plus de quantifier l'effet de la **durée d'implantation** des CI (entre la levée et la destruction) sur le stockage de COS.

Cette capacité des CI à favoriser le stockage de C dans le sol est toutefois limitée dans le temps. L'essentiel de l'effet stockage de C serait atteint une cinquantaine d'années après l'introduction des CI.

Autres effets des cultures intermédiaires

L'effet des CI sur les **émissions de N₂O** est presque négligeable : le léger supplément d'émission *directe* de N₂O dans l'année qui suit l'implantation d'une CI est compensé par la réduction des émissions *indirectes* (hors de la parcelle) de N₂O liée à une moindre lixiviation de nitrate. Malgré la consommation de carburant liée à l'implantation du couvert, le bilan des **émissions de CO₂** d'origine fossile est légèrement amélioré par la CI si l'on prend en compte les économies d'engrais azotés qui pourraient être réalisées sur la culture suivante. Cette réduction des émissions de GES apparaît toutefois négligeable par rapport à l'effet stockage de C induit à court terme par les CI.

En revanche, les **effets biogéophysiques**, radiatifs et non radiatifs, des CI s'avèrent plus importants : ils atteignent des ordres de grandeur comparables à ceux du stockage de C et, de plus, ne s'atténuent pas au fil du temps. Remplacer un sol nu par une CI modifie deux paramètres du bilan radiatif des parcelles (rayonnement net) : l'albédo (α , fraction du rayonnement solaire réfléchi par la surface) et le rayonnement infrarouge thermique émis par la surface (qui dépend de la température de surface). Enfin, la présence d'une CI va affecter la façon dont l'énergie qui reste disponible en surface va être utilisée, entre chaleur latente (consommée par l'évaporation) et chaleur sensible : le couvert végétal a tendance à accroître l'évapotranspiration (ETR), en raison de l'augmentation de la surface d'échanges avec l'atmosphère que représente le feuillage, et de la mobilisation, *via* le système racinaire, de ressources en eau plus profondes. Cet accroissement des flux de chaleur latente à la surface tend à refroidir le microclimat local ainsi que le sol.

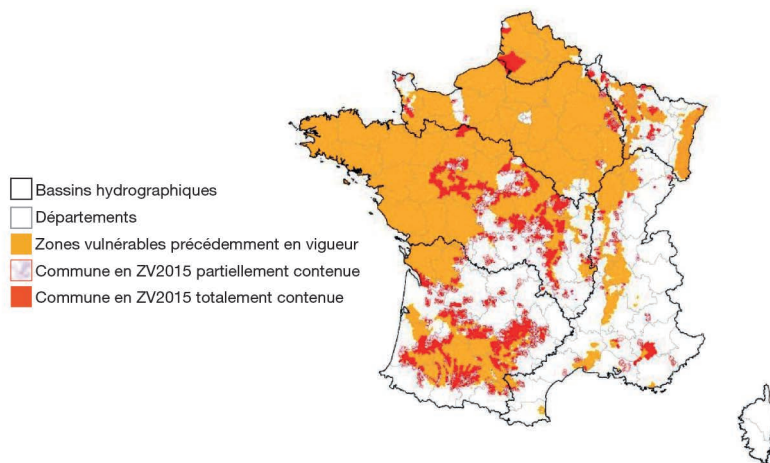
Conclusion

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 cultures intermédiaires) peuvent conduire à un stockage additionnel par production de composés microbiens stabilisés à long terme (voir section « Les mécanismes à l'origine du stockage/déstockage de carbone dans les sols », p. 27). Le stockage additionnel de C lié aux cultures intermédiaires dépend principalement de la biomasse produite, peu de leur nature. La mise en place de CI est déjà largement pratiquée, en particulier pour des raisons réglementaires en zone vulnérable (ZV) nitrates, mais des possibilités d'extension existent, par développement des cultures intermédiaires dans les zones non vulnérables, allongement de leur durée quand c'est possible et implantation de CI lors d'intercultures courtes. À l'effet positif attendu par stockage additionnel de C s'ajoute un effet favorable sur le climat *via* des effets biogéophysiques dont la quantification est un champ actuel de recherche.

Les pratiques actuelles en France

Presque toutes les zones de grande culture sont classées en ZV nitrates (figure 4-26), et sont donc, à ce titre, soumises à l'obligation d'implanter des CIPAN durant toutes les intercultures hivernales longues. Des dérogations existent cependant. Par exemple, les parcelles en maïs grain en sont dispensées, la récolte étant trop tardive pour permettre le développement d'une CI efficace pour limiter les fuites hivernales de nitrates.

Figure 4-26. Zones vulnérables définies par la directive Nitrates, 2015



Source : Dreal, 2015 ; créateur/éditeur : OIEau-Medde/Onema.

La dernière enquête « Pratiques culturales » disponible datant de 2011, les données sont antérieures à l'évolution de la réglementation de 2012, qui a généralisé la couverture automnale des sols et étendu les ZV. Au niveau national en 2011, en hiver, 20 % des parcelles restaient à nu durant l'interculture (63 % étaient cultivées, 11 % étaient en Cipan, 2 % en culture dérobée et 4 % couverts avec une repousse du précédent).

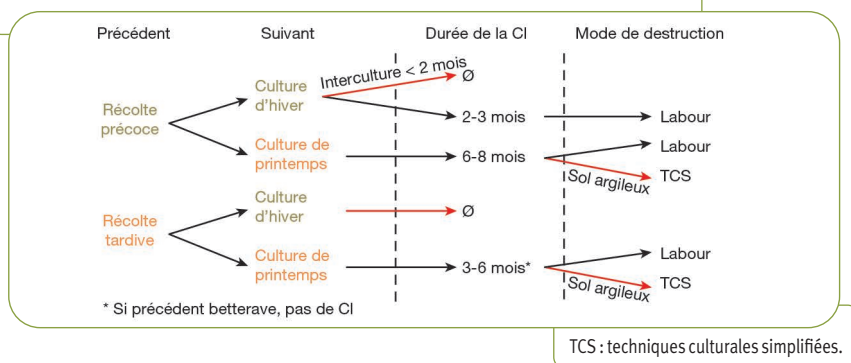
La mise en œuvre des CI est souvent vécue comme une contrainte par les agriculteurs, et certains les gèrent *a minima*, en semant par exemple à la volée plutôt qu'en enfouissant les semences, ou en utilisant des espèces/variétés qui ne sont pas toujours les mieux adaptées aux conditions pédoclimatiques. De plus, les aléas climatiques peuvent fortement affecter l'implantation ou le développement des CI. Pour ces raisons, les couverts se développent souvent mal ou de manière hétérogène, ce qui réduit la production de biomasse et donc le stockage potentiel de C. Par ailleurs, peu d'agriculteurs modulent leur fertilisation azotée pour tenir compte de l'effet de la CI ; la possible réduction d'émissions de CO₂ associée à l'économie d'engrais azotés minéraux est donc rarement réalisée. Les potentiels de stockage de C estimés à partir d'essais agronomiques représentent donc probablement une évaluation haute. La réussite de l'implantation et la destruction des cultures intermédiaires dans un contexte de réduction de l'usage des herbicides, en particulier du glyphosate, représentent un enjeu essentiel pour le développement de cette pratique.

Simulations agronomiques des effets d'une extension des cultures intermédiaires

Scénarios simulés

Dans la **ligne de base**, l'hypothèse faite est que les couverts sont implantés dans les ZV de 2012 en respect de la réglementation, y compris des dérogations argile et récolte tardive (figure 4-27).

Figure 4-27. Schéma d'insertion des cultures intermédiaires (CI) dans les séquences de cultures.



Les possibilités agronomiques d'implantation d'une CI sont représentées sur la figure 4-27. Presque toutes les surfaces simulées pour les grandes cultures étant situées en ZV nitrates, et donc déjà bien couvertes par les CI, les marges d'extension de ces couverts sont limitées. Le **scénario** simulé est basé sur l'hypothèse que les CI déjà en place sont allongées, de 2 semaines à 1 mois dans le Nord-Ouest, jusqu'à 4 mois par exemple dans le Nord. Dans le nord du Bassin parisien et en Poitou-Charentes, le scénario valorise les intercultures d'été pour introduire des CI supplémentaires. Ailleurs, ce sont principalement des cultures de féverole en Alsace et dans le Sud-Ouest qui sont insérées dans des systèmes très axés sur le maïs grain, et des cultures de vesce entre les cultures d'hiver dans le centre et le sud-est de la France (hors ZV nitrates).

Quasiment toutes les surfaces de grandes cultures de la France sont concernées par ce scénario, 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 4-28).

Figure 4-28. Taux de cultures intermédiaires (CI) dans la rotation pour la ligne de base (a), dans la rotation dans le scénario CI (b), en couverture hivernale dans le scénario CI (c).

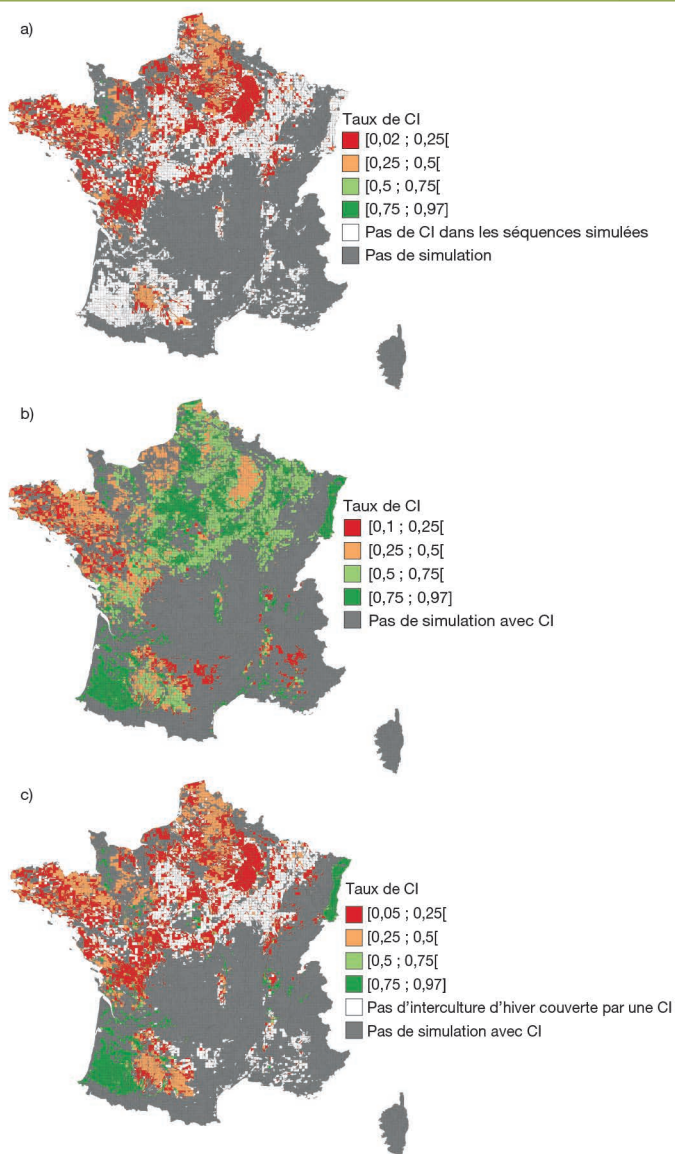


Figure 4-29. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario « Insertion et allongement des CI ».

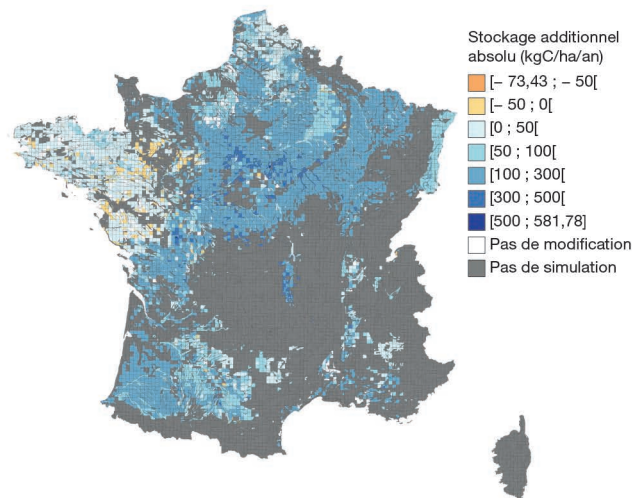
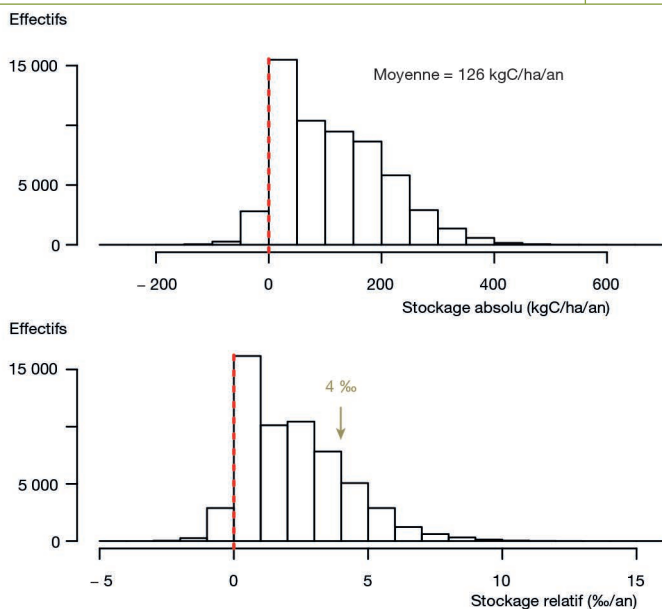


Figure 4-30. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Insertion et allongement des CI ».



Stockage de carbone additionnel permis par l'extension des cultures intermédiaires

En moyenne, le scénario « Insertion et allongement des CI » permet un stockage additionnel par rapport à la situation actuelle de **+ 126 kgC/ha/an, soit 2,3 % par an**, avec un écart-type de 93 kgC/ha/an (figures 4-29 et 4-30). 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) 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. 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.

La Bretagne, les Pays de la Loire et l'extrême Nord se démarquent par un stockage additionnel plus faible (< 50 kgC/ha/an), en raison d'une extension des CI souvent limitée à l'allongement des couverts préexistants qui, de plus, sont eux-mêmes moins présents dans l'Ouest du fait de la fréquence élevée des prairies temporaires. Le stockage additionnel est plus important dans le nord du Bassin parisien et en Poitou-Charentes, grâce à l'ajout de CI en interculture d'été. Les simulations produisent quelques UPC « déstockantes » (- 11 kgC/ha/an en moyenne), situées principalement en Bretagne et Pays de la Loire : ce faible déstockage serait lié à un léger effet dépressif, sur le rendement de la culture suivante, de la destruction plus tardive de la CI.

La figure 4-31 montre que plus le nombre de périodes d'interculture couvertes par une culture intermédiaire augmente, plus le gain de stockage de C est important.

Facteurs du milieu influençant le stockage

Influence de la texture du sol. 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.

Influence du climat. Le stockage additionnel de C est moins important dans les climats océaniques (figure 4-32). 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.

Figure 4-31. Stockage additionnel moyen annuel (kgC/ha/an) en fonction du nombre d'années supplémentaires, sur 30 ans de simulation, couvertes par une culture intermédiaire.

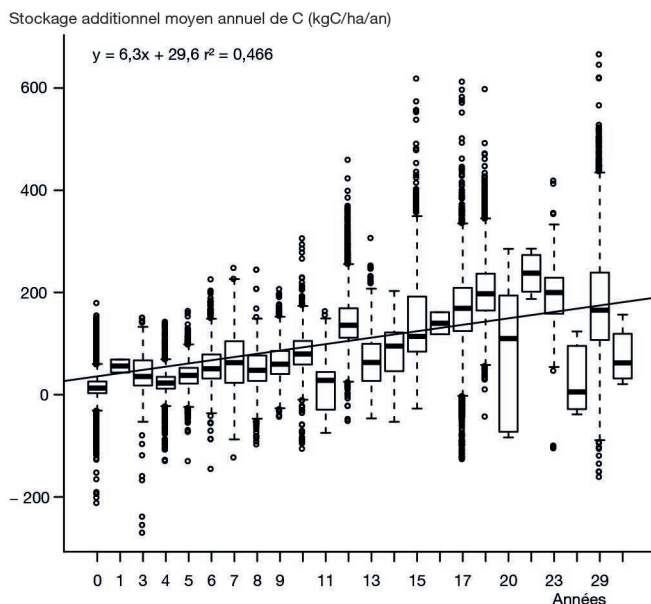
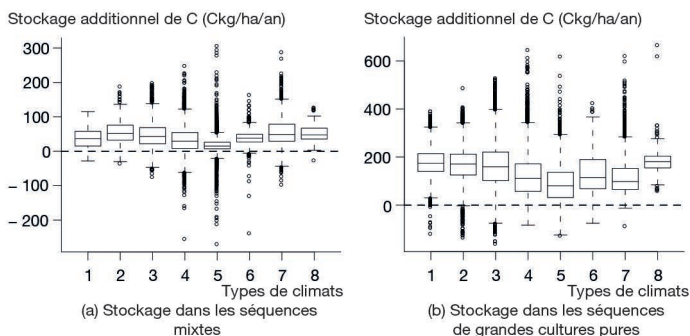


Figure 4-32. Effet du climat sur le stockage additionnel de carbone (kg/ha/an) avec le scénario « Insertion et allongement des CI » dans (a) les séquences mixtes et (b) les séquences sans prairie temporaire.



Codage des types de climats : voir figure 4-12.

Effets sur le bilan de gaz à effet de serre

Le scénario « Insertion et allongement des cultures intermédiaires » améliore le bilan de GES principalement grâce au stockage additionnel de C (tableau 4-8). En augmentant la couverture du sol, il diminue un peu le drainage et surtout augmente l'absorption d'azote par le couvert, et donc réduit la lixiviation. En revanche, il accroît légèrement les émissions de N_2O directes et indirectes. La très légère augmentation des émissions indirectes est liée à la volatilisation dans les systèmes avec fertilisation organique : l'apport organique qui se faisait au printemps est décalé au semis de la CI, période à 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 4-8.

Tableau 4-8. Effets du scénario « Cultures intermédiaires » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

Émissions N_2O directes	Volatilisation NH_3	Lixiviation NO_3^-	Émissions N_2O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Émissions induites par la fabrication de fuel	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan
(kgN- N_2O /ha/an)	(kgN- NH_3 /ha/an)	(kgN- NO_3^- /ha/an)		(kgCO ₂ e/ha/an)			(kgCO ₂ e /ha/an)
0,10	0,10	- 3,70	34	15	4	- 463	- 411

Conclusion

Les simulations confirment l'intérêt du développement des cultures intermédiaires pour accroître le stockage de carbone. L'ordre de grandeur de stockage additionnel est moindre que ce qui est relaté par la littérature du fait que les simulations tiennent compte de la présence déjà importante des cultures intermédiaires dans la ligne de base. Les possibilités d'accroissement dépendent des régions : dans le Sud-Ouest et l'Alsace, des CI peuvent être implantées en hiver après le maïs grain, dans le Bassin parisien, il existe une large possibilité d'introduire des CI en été après un colza ou une céréale récoltée tôt.

Estimation des coûts pour l'agriculteur

Le coût total moyen en France d'implantation de nouvelles surfaces en cultures intermédiaires a été évalué à 39 €/ha/an, avec des disparités fortes selon les régions (tableau 4-9). Ce coût est essentiellement dû aux travaux d'implantation des CI et au coût de la semence, alors que les coûts de destruction sont faibles. L'allongement de la durée du couvert n'a pas d'impact sur le coût à l'hectare, car il ne modifie pas la méthode de destruction, un labour dans tous les cas. Le coût total moyen des CI est aussi affecté par les variations de rendement de la culture qui suit le CI.

Tableau 4-9. Coût technique par hectare de parcelle avec cultures intermédiaires.

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Semis et destruction du couvert	Mise en place de la culture intermédiaire (achat de semences, déchaumage + semis, irrigation...) <i>Semis de moutarde ou de ray-grass en interculture d'hiver ; semis de féverole après un maïs grain ou de vesce en interculture d'été. Possibilité d'irriguer (30 mm) pour assurer la levée</i>	65	10 à 119
	Destruction mécanique <i>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</i>	3,4	0 à 6,7
Effets sur le rendement de la culture suivante	Baisse ou augmentation du rendement sur la surface en culture <i>Simulé par Stics</i>	- 30	- 81 à 28
Coût total pour l'agriculteur		39 €/ha/an	12 à 147

Potentiel et coût de stockage du scénario d'extension des cultures intermédiaires

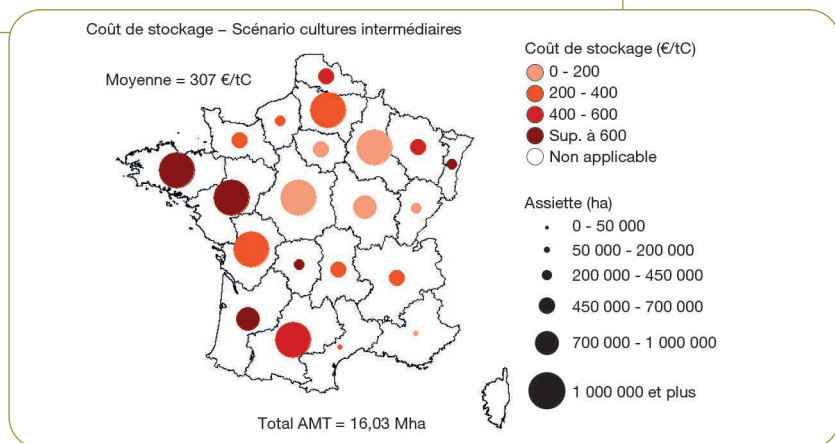
L'AMT (16,03 Mha) correspond aux surfaces sur lesquelles il est possible d'introduire de nouvelles CI ou de prolonger les CI déjà en place. L'AMT (tableau 4-10) a été calculée en soustrayant à la surface totale des grandes cultures en France métropolitaine (17,3 Mha) les surfaces avec des séquences de cultures contenant uniquement des intercultures inférieures à 2 mois ou de la betterave qui est récoltée trop tardivement pour permettre l'introduction d'une CI (1,2 Mha).

Tableau 4-10. Récapitulatif pour le scénario « Insertion et allongement des CI ».

Assiette théorique (AT)	Toutes surfaces en grandes cultures = 17,3 Mha
Conditions techniques	Interculture > 2 mois Exclusion des parcelles en betterave
Surfaces portant déjà un couvert intermédiaire (en 2013)	2 Mha (en comptabilisant Cipan et repousses du précédent)
Assiette maximale technique (AMT)	16,03 Mha (93 % de la surface de GC)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune
Potentiel de stockage, unitaire → total national	126 kgC/ha/an → 2,02 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	39 €/ha/an (12 à 147 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	307 €/tC (118 à 1 883 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	84 €/tCO ₂ e
Coût total	619 M€

Les possibilités d'expansion des cultures intermédiaires sont très présentes dans les zones de grande culture ou de polyculture, et très faiblement dans les zones de prairies permanentes. Le coût de stockage de la tonne de C dépend essentiellement de l'efficacité du stockage : dans les zones à stock de carbone élevé ou comportant des prairies temporaires dans la rotation (Bretagne, Pays de la Loire), le stockage additionnel est faible, et son coût rapporté à la tonne de C stockée est élevé. À l'inverse, dans les régions de grandes cultures où les stocks sont faibles (grand Bassin parisien), le stockage additionnel est plus important et le coût par tonne de C stockée est relativement faible (figure 4-33).

Figure 4-33. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



■ Allongement et insertion de prairies temporaires dans les successions de grandes cultures

Les séquences de cultures incluant des prairies temporaires se caractérisent par un stockage de carbone généralement plus élevé que les séquences de culture sans prairies temporaires (figure 4-6). L'accroissement de la part de ces 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 disparu, sont donc des leviers potentiels pour stocker du carbone.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanisme

Le stockage additionnel de C sous prairie temporaire s'explique par la permanence du couvert végétal et de la production de biomasse, l'importance des retours de carbone au sol (litière) et la contribution des racines et rhizodépôts. À cet effet de l'apport de carbone s'ajoute l'effet de non-perturbation du sol.

Stockage et déstockage de carbone au cours des alternances de prairie et cultures

Après l'implantation d'une prairie suite à une phase de culture, la vitesse de stockage de C peut être relativement élevée et se maintenir à un niveau de près de 500 kgC/ha/an sur au moins une dizaine d'années. Au-delà, la vitesse de stockage diminue progressivement avec l'âge de la prairie, rejoignant celle sous prairie permanente de longue durée. L'accumulation de C se fait d'abord dans les horizons superficiels du sol (< 10-30 cm)

puis se propage, à partir de 2-3 ans, vers les horizons plus profonds. Un effet positif de la diversité des espèces prairiales a parfois été observé, mais il n'existe de manière générale que très peu de données bien établies concernant l'effet de la nature botanique des espèces semées sur le stockage de C. En particulier, la luzerne ne semble pas plus efficace que d'autres espèces.

La destruction de la prairie et le retour à la phase de culture se traduisent par une perte rapide de C, qui peut facilement atteindre 20-30 % du stock de l'horizon 0-30 cm, sur une dizaine d'années. La vitesse de déstockage décroît progressivement avec le temps. La dégradation des MO du sol consécutive à la destruction de la prairie est plus rapide que leur réaccumulation suite à l'installation d'une nouvelle prairie après la phase de culture.

À l'échelle de la rotation, les essais de longue durée en zones tempérées montrent que la teneur en COS sous rotations prairie-culture se situe en moyenne entre celle sous culture et celle sous prairie, et que la durée relative de la phase de prairie dans la rotation nécessaire pour maintenir ou augmenter la teneur en COS dépend de la situation initiale. Ainsi, les rotations prairie-culture implantées sur des sols à teneur initiale élevée en C ou après une prairie permanente se traduisent par une perte de C même pour des durées relatives de la phase de prairie dépassant 0,50. Inversement, les implantations derrière des successions de cultures établies de longue date et associées à une teneur initiale en COS plus faible permettent une augmentation de teneur en COS pour des durées relatives de la phase de prairie plus courtes, entre 0,33 et 0,50.

Autres effets des prairies temporaires

Les rotations prairie-culture présentent plusieurs autres intérêts agronomiques et environnementaux que le stockage de COS. Elles permettent notamment, pour la phase de cultures succédant à la prairie : une réduction de fertilisation (permise par la minéralisation de l'azote du sol et des résidus végétaux dans les semaines et mois qui suivent le retournement de la prairie, d'autant plus importante que la prairie était riche en légumineuses) ; une amélioration de la structure et de la perméabilité du sol (due notamment aux structures racinaires pérennes, à la teneur en MO plus élevée et à la plus grande abondance de vers de terre sous prairie) ; une réduction de l'utilisation des pesticides. Le moindre besoin d'engrais azotés tend à réduire les émissions de N_2O ; il faut toutefois veiller à une bonne gestion de la phase de transition, pour limiter les risques de lixiviation de nitrate et d'émissions de N_2O supplémentaires qui peuvent intervenir suite au retournement de la prairie si la biomasse réincorporée au sol est importante. Enfin, ces rotations mixtes favorisent de nombreuses composantes de la biodiversité.

Conclusion

Augmenter la pratique de ces rotations prairie-culture et/ou la durée de la phase de prairie dans ces rotations constitue un levier majeur pour accroître le stockage de C des sols agricoles, ou du moins limiter le déstockage dans les sols riches en MO. Plusieurs co-bénéfices sont également attendus : amélioration de la structure du sol et réduction

des pertes d'azote. La principale difficulté technique est leur destruction, en particulier dans une perspective d'abandon du glyphosate.

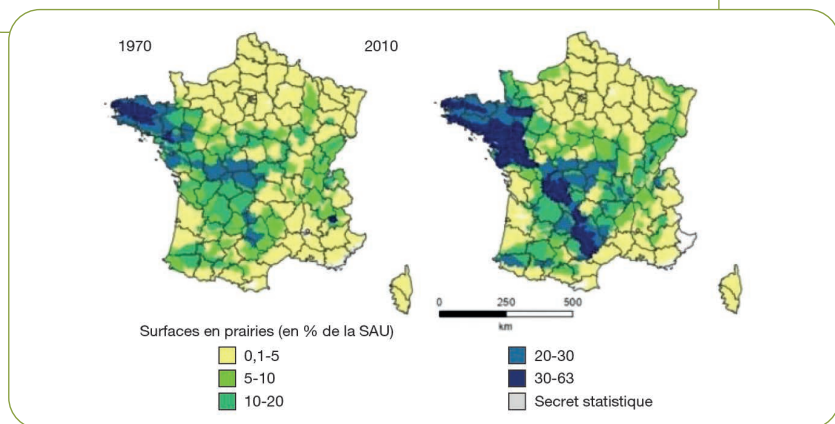
Les pratiques actuelles en France

Alors que la surface nationale en prairies permanentes poursuit une dynamique de régression importante engagée depuis plusieurs décennies, la surface en prairies temporaires s'est stabilisée dans les années 1990, et connaît depuis le début des années 2000 une phase d'accroissement. Les situations régionales sont toutefois très diverses (figure 4-34). Les prairies temporaires sont cultivées sur des durées de 3 à 6 ans, de plus en plus souvent en mélanges multi-espèces associant graminées et légumineuses.

Les prairies temporaires sont utilisées à parts égales en pâturage (23 %) ou en fauche (27 %) exclusifs, la majeure partie étant en mode d'exploitation mixte (48 %).

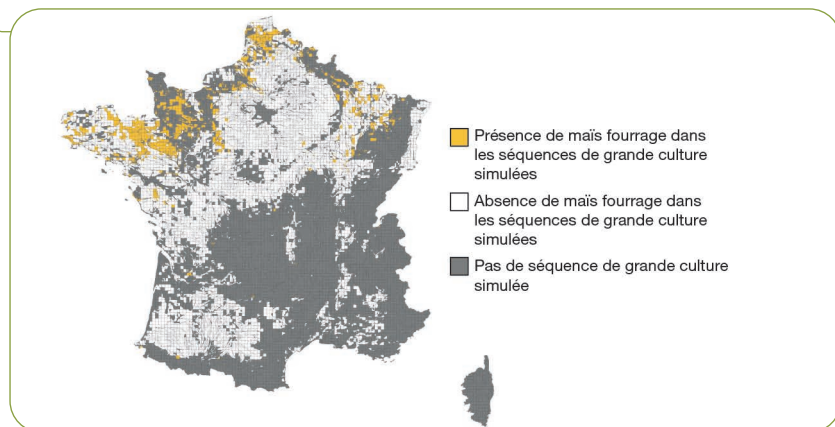
Les possibilités de développement des prairies temporaires sont limitées par les possibilités de valorisation de la biomasse produite, en particulier dans les zones sans élevage de ruminants. En zone d'élevage ou de polyculture-élevage, il peut s'agir d'accroître la fréquence ou la durée de la phase de prairie dans les rotations, au détriment de cultures fourragères annuelles, maïs ensilage par exemple, ayant un effet moins favorable sur le stock de C. Dans l'ouest de la France, les prairies temporaires coexistent avec la présence de maïs fourrage, les deux étant destinés à l'alimentation des ruminants, suggérant des possibilités de substitution (figure 4-35). En région de culture céréalière spécialisée, le débouché est un frein majeur. L'organisation d'échanges entre exploitations à l'échelle de territoires serait nécessaire pour permettre aux éleveurs de bénéficier du fourrage produit dans des exploitations céréalières, et aux céréaliers de bénéficier des effluents produits par les élevages. Ce type de scénario n'a pas été simulé.

Figure 4-34. Évolution de la part des surfaces en prairies temporaires dans la SAU par région agricole, entre 1970 et 2010.



Source : Recensements agricoles.

Figure 4-35. Présence de maïs fourrage dans les séquences de grandes cultures.



Simulations agronomiques des effets de l'extension des prairies temporaires

Scénarios simulés

L'analyse bibliographique a montré qu'une prairie temporaire doit rester en place au moins 3 ans pour avoir un impact significatif sur le stockage de COS. Le développement des prairies temporaires proposé comporte **deux scénarios** (figure 4-36). Le scénario « Allongement des prairies » consiste à augmenter à 3 années la durée des prairies de 2 ans, et à 5 années celle des prairies de 3 et 4 ans. Comme il ne concerne que les surfaces comportant déjà des prairies temporaires, son assiette est limitée au quart nord-ouest de la France et aux zones d'élevage du Sud (figure 4-5) ; 89 % des surfaces simulées de séquences mixtes sont éligibles à cet allongement. Le scénario « Insertion de prairies temporaires » consiste à remplacer une ou deux cultures de maïs fourrage par 3 années de prairie temporaire ; son assiette est encore plus réduite, car elle est restreinte aux UPC des cantons où le maïs fourrage est présent (figure 4-35) ; seules 8 % des surfaces simulées de séquences de grandes cultures pures sont ainsi éligibles.

Figure 4-36. Les deux scénarios d'extension des prairies temporaires.

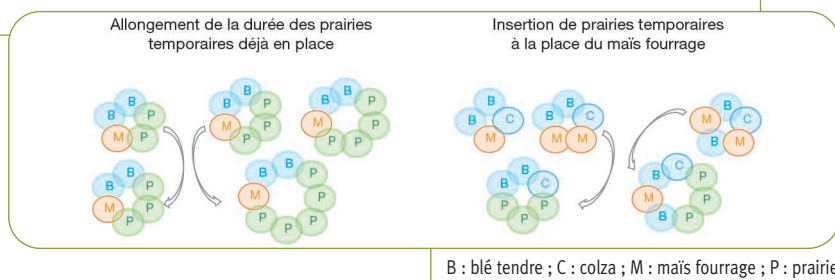


Figure 4-37. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario « Allongement des prairies temporaires ».

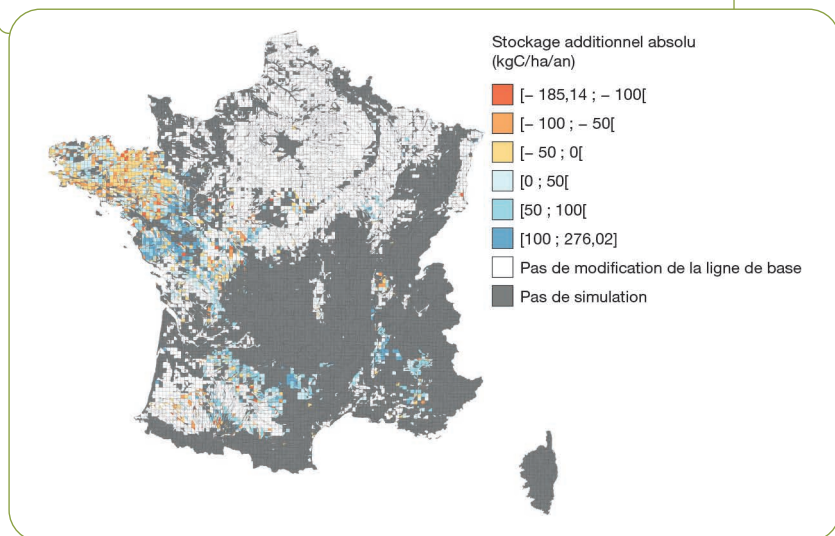
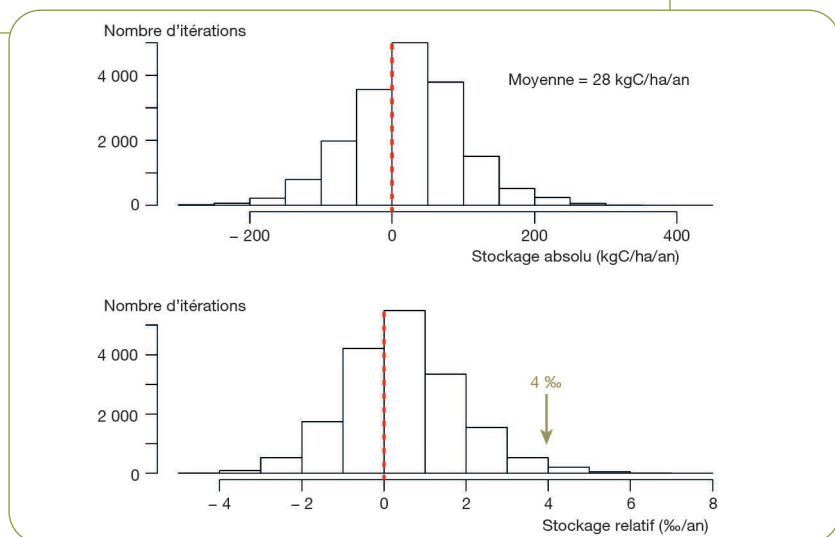


Figure 4-38. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Allongement des prairies temporaires ».



Stockage de carbone additionnel permis par les scénarios d'extension des prairies temporaires

L'**allongement des prairies** déjà existantes a un effet assez faible sur le stockage additionnel de C (figures 4-37 et 4-38). Il permet en moyenne un gain de **+ 28 kgC/ha/an**, soit **0,5 % par an**, avec des valeurs allant de - 185 à + 276 kgC/ha/an et un écart-type de 78 kgC/ha/an. L'incertitude sur le stock initial fait varier le stockage additionnel moyen de 26 à 44 kgC/ha/an, équivalent à une variation de 0,3 à 1 %/an du stock initial. Les situations de déstockage correspondent à de moindres retours de C au sol (figure 4-41), qui s'expliquent par le fait qu'allonger la prairie a réduit la fréquence des cultures telles que le maïs grain et le blé, dont les cannes et pailles retournaient au sol, et des cultures intermédiaires, dont toute la biomasse était restituée au sol.

En revanche, l'**insertion de 3 années de prairies temporaires** en remplacement d'une ou deux cultures de maïs fourrage a un effet très positif sur le stockage de C, avec un gain moyen de **+ 466 kgC/ha/an**, soit **+ 7,2 % par an**, avec un écart-type de 160 kgC/ha/an (figures 4-39 et 4-40). L'incertitude sur le stock initial fait varier le stockage additionnel moyen de + 434 à + 537 kgC/ha/an, soit une variation de 3,8 à 12,8 %/an. Cet effet est d'autant plus fort que le maïs fourrage est l'une des cultures générant le plus faible retour de C au sol, puisque presque toute sa biomasse aérienne est exportée, d'où une différence dans les retours de C moyens annuels très marquée (figure 4-41).

Ces résultats mettent en évidence l'effet nettement plus important de l'insertion de nouvelles prairies temporaires dans des successions n'en comprenant pas, par rapport à l'effet de l'allongement de prairies temporaires existantes. Les deux scénarios correspondent à des augmentations des restitutions de carbone très différentes (figure 4-41) : systématiques et importantes pour le premier, à peine supérieures, en moyenne, et très variables par rapport à la ligne de base pour le second.

Figure 4-39. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario « Insertion de prairies temporaires ».

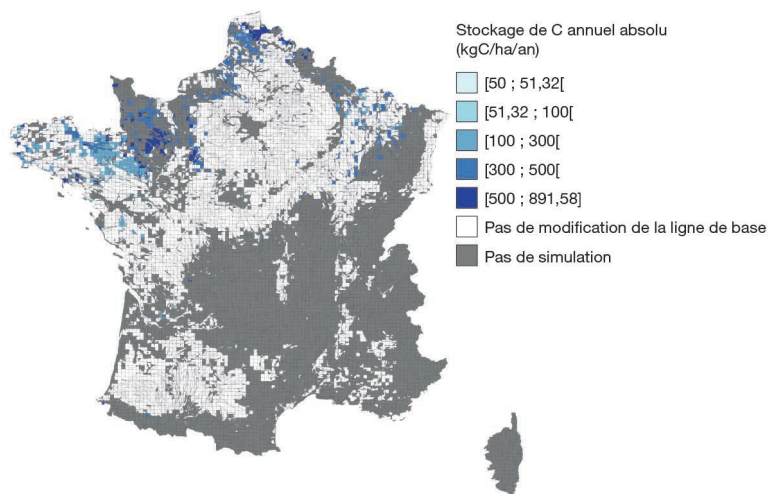


Figure 4-40. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Insertion de prairies temporaires ».

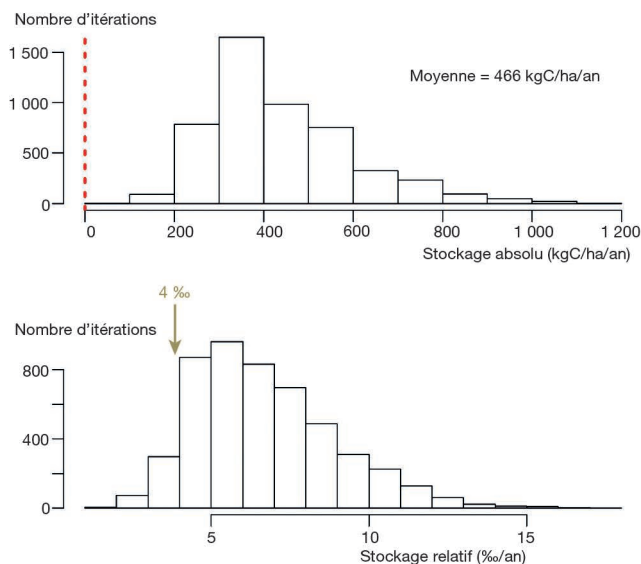
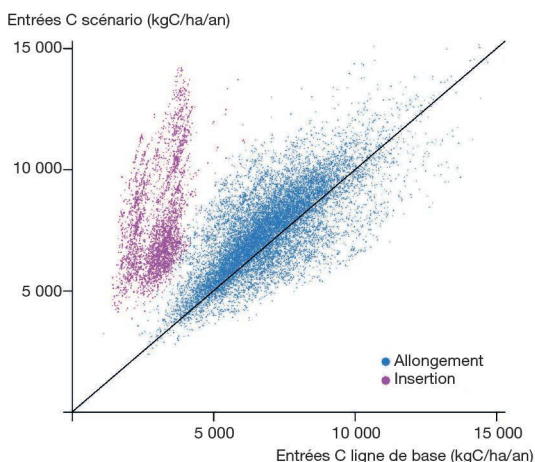


Figure 4-41. Comparaison des entrées de carbone au sol, avec les pratiques actuelles (ligne de base) en abscisse et après adoption des pratiques des scénarios « Allongement des prairies » (en bleu) et « Insertion de prairie » (en rose) en ordonnée.



Facteurs du milieu influençant le stockage

Influence du type de sol. Le pH a un effet sur le stockage additionnel du scénario « Insertion de prairie » : plus le pH est acide, moins les conditions sont favorables à la minéralisation, plus le gain de stockage est important. En revanche, les simulations ne mettent pas en évidence d'effet de la texture du sol sur le stockage additionnel de C pour ce scénario.

Influence du climat. La grande majorité des simulations du scénario « Insertion de prairie » étant situées en climat océanique, l'effet du type de climat ne peut être étudié. Sur le scénario « Allongement de prairie », le climat océanique semble légèrement moins favorable que les autres au stockage additionnel de C.

Bilan de GES

L'insertion de nouvelles prairies temporaires et l'allongement des prairies existantes réduisent les émissions directes et indirectes de N_2O (tableau 4-11). Les prairies étant en général moins fertilisées que les grandes cultures, leur extension réduit les apports d'engrais minéraux, et *in fine* la dénitrification et la volatilisation ; elle réduit également la lixiviation. La combinaison des deux scénarios insertion et allongement conduit à un bilan GES de $-617 \text{ kgCO}_2\text{e/ha/an}$.

Tableau 4-11. Effets des scénarios « Allongement des prairies » et « Insertion de prairies » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

Émissions N ₂ O directes	Volatilisation NH ₃	Lixiviation NO ₃ ⁻	Émissions N ₂ O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Émissions induites par la fabrication de fuel	Émissions 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 e/ha/an)			(kgCO ₂ e /ha/an)
- 0,14	- 0,49	- 7,41	- 93	- 2	- 1	- 105	- 467	- 668

Conclusion

La valeur de stockage additionnel de C du sol évaluée par simulation pour la pratique « Insertion de nouvelles prairies temporaires » (+ 466 kgC/ha/an), qui induit un passage de 0 % à 53 % de la durée moyenne de la phase de prairie dans les rotations, est tout à fait cohérente avec les données de la littérature, qui indiquent qu'après l'implantation d'une prairie suite à une séquence de cultures annuelles, la vitesse de stockage de C peut être relativement élevée et se maintenir à un niveau de près de 500 kgC/ha/an sur au moins une dizaine d'années (voir section « État des connaissances dans la bibliographie », p. 112).

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. L'insertion de nouvelles prairies temporaires a été limitée aux séquences comportant du maïs fourrage, qui attestent de la présence d'un élevage ruminant permettant de valoriser la prairie. 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 restrictifs pourraient être envisagés, certes avec plus de contraintes et 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, déterminée 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.

Estimation des coûts de l'allongement et de l'insertion de prairies temporaires

Cette pratique est en moyenne très coûteuse, de l'ordre de 91 €/ha/an (tableau 4-12), soit 712 €/tC (tableau 4-13), parce qu'elle implique une modification des assolements et un manque à gagner important sur les cultures de vente remplacées par la prairie.

Tableau 4-12. Coût technique par hectare de parcelle.

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Modification des assolements	Suppression de cultures intermédiaires (économie de semences et travail du sol)	- 3	- 18 à 0
	Diminution de la surface allouée aux cultures (manque à gagner sur les ventes de ces cultures)	94	22 à 295
	Changement d'itinéraires techniques sur les hectares concernés (baisse des charges en intrants variables)	- 23	- 101 à 20
	Modification des rations alimentaires pour les animaux (augmentation de l'herbe pâturée et du foin, et baisse du maïs fourrage)	8	- 84 à 166
<i>Taille du troupeau et part de prairie pâturée constantes</i>			
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 4 ^e poste)	23	- 38 à 57
Coût total pour l'agriculteur		91 €/ha/an	- 40 à 314

Potentiel et coût de stockage du scénario d'extension des prairies temporaires

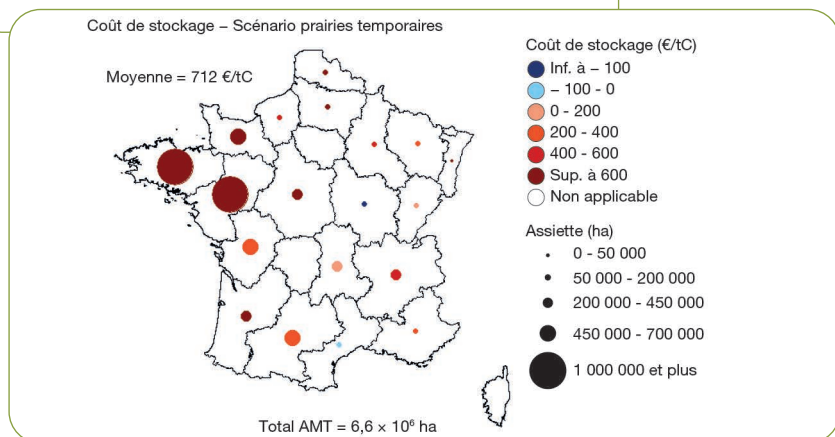
Le potentiel de stockage est élevé (de l'ordre de 0,84 MtC/an à l'échelle de la France), grâce à un stockage par unité de surface important, surtout pour l'insertion de nouvelles prairies, et ceci malgré une assiette calculée avec prudence, rendant la pratique intéressante pour atteindre de forts objectifs de stockage, mais également sensible aux variations de prix des céréales.

Tableau 4-13. Récapitulatif pour le scénario « Extension des prairies temporaires ».

Assiette théorique (AT)	Toutes surfaces en grandes cultures = 17,3 Mha
Assiette maximale technique (AMT)	6,6 Mha (38 % de la surface de GC)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune
Potentiel de stockage, unitaire → total national	127 kgC/ha/an → 0,84 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	91 €/ha/an (- 40 à 314 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	712 €/tC (- 406 à 2 803 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	194 €/tCO ₂ e
Coût total	602 M €/an

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 4-42). Le potentiel de stockage additionnel par hectare 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 4-42. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



I Apport au sol de matières organiques exogènes : mobilisation de nouvelles ressources

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. Ces sources de matières organiques exogènes seront appelées « produits résiduels organiques » (PRO). Actuellement, la quasi-totalité des effluents d'élevage et une partie non négligeable des autres PRO sont déjà épandus sur les sols agricoles. 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 C, seul le stockage associé à de *nouvelles* sources de C exogènes qui ne sont pas déjà épandues sur les sols doit être considéré.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

Les PRO ont un effet sur l'évolution du stock de C du sol principalement *via* l'entrée de carbone qu'ils représentent. On distingue classiquement deux grandes classes de produits : ceux qui sont plutôt sources d'éléments nutritifs pour les plantes à court terme (valeur fertilisante), et ceux qui vont contribuer à augmenter progressivement les teneurs et stocks de matières organiques dans les sols (valeur amendante). 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 au procédé de traitement ou de transformation qu'elles ont subi avant leur apport au sol. Dans le cadre de cette étude, on s'intéresse principalement à la **valeur amendante des PRO**, définie comme leur capacité à entretenir, voire à augmenter les teneurs et stocks de MO dans les sols. Cette augmentation dépend de nombreux facteurs : la fréquence et les doses d'application, les caractéristiques de la MO apportée et les conditions pédoclimatiques. Les caractéristiques physico-chimiques des sols, la température et la pluviométrie vont influencer les vitesses de transformation et de minéralisation dans les sols après apport.

Effets sur les stocks de carbone organique du sol

La bibliographie s'est surtout attachée à comparer différents produits. En combinant doses et fréquences classiques d'apports (10 à 40 tonnes de matière brute par hectare tous les 2 ou 3 ans) et teneurs moyennes en C des PRO, il apparaît que les composts ont les valeurs moyennes de stockage additionnel les plus élevées (+ 500 kgC/ha/an), suivis des fumiers (+ 300 kgC/ha/an) et lisiers (+ 100 kgC/ha/an). Le stockage additionnel est inférieur à 100 kgC/ha/an pour les boues d'épuration.

Le facteur de conversion du C des PRO, qui correspond à la part du C apporté stocké dans les sols, est de manière générale plus élevé avec les fumiers qu'avec les lisiers, avec des valeurs moyennes de 24 % (soit 0,24 kgC stocké par kgC apporté) pour des fumiers divers, 36 % pour les fumiers de bovins, *versus* 18 % en moyenne pour les lisiers. Le compostage des effluents d'élevage augmente le facteur de conversion, avec une moyenne de 38 % du C apporté. 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, et sont dans la même gamme que pour les composts issus d'effluents d'élevage. La moyenne du facteur de conversion du C des boues d'épuration calculé dans le cadre de cette synthèse est de 30 %. En raison du manque de données issues d'expérimentations au champ de longue durée, le facteur de conversion du C apporté est mal connu pour les digestats de méthanisation, eux-mêmes très divers.

Autres effets des produits résiduels organiques

Au-delà du stockage de carbone, l'épandage de PRO modifie le bilan de GES des parcelles concernées du fait d'émissions directes et indirectes de N₂O, notamment liées à la

volatilisation ammoniacale. Le remplacement d'engrais azotés de synthèse par des apports organiques réduit les émissions de CO_2 en amont du secteur agricole en raison du coût énergétique de fabrication des engrais. Une comparaison de l'empreinte carbone liée à l'utilisation d'un produit organique en remplacement d'un engrais azoté doit cependant également tenir compte des émissions de GES (N_2O , CH_4) lors de la collecte, du transport et des transformations du produit, ce qui peut vite s'avérer complexe. Enfin, l'épandage des PRO en parcelles agricoles soulève plusieurs autres questions liées à la contamination des sols et à l'acceptabilité sociale de cette pratique (voir l'expertise scientifique collective de l'Inra « Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire », 2014).

Conclusion

L'apport de PRO a un effet connu de longue date et bien quantifié sur l'évolution des stocks de C des sols des parcelles réceptrices. Cet effet dépend des quantités apportées, des caractéristiques du sol récepteur et de la nature des produits épandus. À cet effet de stockage additionnel de C s'ajoute un effet, majeur, de réduction des émissions de CO_2 liées à la fabrication des engrais minéraux azotés auxquels le PRO se substitue en partie dans le cas d'une fertilisation raisonnée, mais qui peut être atténué si on prend en compte les émissions de GES au cours des procédés de traitement amont. L'intérêt avéré du recyclage agricole des produits organiques vis-à-vis du stockage de C, et plus généralement de l'atténuation du changement climatique, conduit à s'interroger sur la possibilité de mobiliser de nouvelles ressources organiques (NRO), actuellement non collectées, incinérées ou mises en décharge. La qualité des produits et l'acceptabilité sociale de tels scénarios doit cependant être considérée. En matière d'atténuation du changement climatique, le chiffrage du stockage additionnel de carbone lié à la mobilisation de ces nouvelles ressources organiques doit être complété par des informations sur les autres postes du bilan de GES global, et sur la quantité de PRO mobilisable en fonction de leur qualité.

Les pratiques actuelles en France

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, dont la moitié est émise 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, ou 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).

La quasi-totalité des effluents d'élevage produits en France retournent au sol, et il y a donc très peu de possibilité d'accroître les stocks de C des sols par une mobilisation supplémentaire de ce gisement. D'autres produits organiques comme les boues d'épuration ne reviennent que partiellement au sol, le reste étant incinéré. Une utilisation accrue de ce gisement se heurte cependant à des problèmes d'acceptabilité sociale, d'impossibilité

technique de leur épandage, et potentiellement de non-conformité. L'analyse bibliographique a par ailleurs confirmé l'intérêt, pour le 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 déchets alimentaires 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 des facteurs à considérer (réseau de collecte, type de tri, mode de transformation, qualité des produits). La conformité environnementale et l'acceptabilité sociale des scénarios envisagés doivent là aussi être soigneusement considérées.

Simulations agronomiques des effets de la mobilisation de nouvelles ressources organiques

Scénarios simulés

Dans la **ligne de base**, la fertilisation organique est renseignée grâce aux enquêtes « Pratiques culturales » 2006 et 2011. Un type de produit dominant est conservé par culture 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 nouvelles ressources mobilisées par le **scénario** « Mobilisation de NRO » sont les déchets alimentaires et les déchets verts dont on augmente la collecte à hauteur de 50 % et 35 % des ressources, respectivement. Elles sont compostées ou méthanisées selon la disponibilité de déchets verts pour le compostage. Du fait des incertitudes liées aux questions d'acceptabilité et à leur conformité sanitaire, aucun contingent de boues de stations d'épuration (STEP) supplémentaire n'est mobilisé. Les boues qui étaient déjà épandues dans la ligne de base à l'état brut le sont toujours dans le scénario stockant, mais après avoir été compostées à l'aide de déchets verts. Ces ressources ne sont épandues que sur les systèmes de culture ne recevant aucune fertilisation organique actuellement, et le sont sous forme de compost en fin d'été avant blé ou colza, ou de digestat brut au printemps avant maïs ou tournesol. Une dose moyenne par hectare de 15 t MB de compost et de 25 m³ MB de digestat est retenue afin de ne pas dépasser les plafonds réglementaires d'apports d'azote dans les zones vulnérables. Aucune contrainte relative à la qualité des sols n'a été fixée.

Avec ces hypothèses sur la quantité de ressources disponibles, les surfaces épandables et la dose des apports, ce scénario est applicable sur 7 % de la surface en grandes cultures et prairies temporaires simulée.

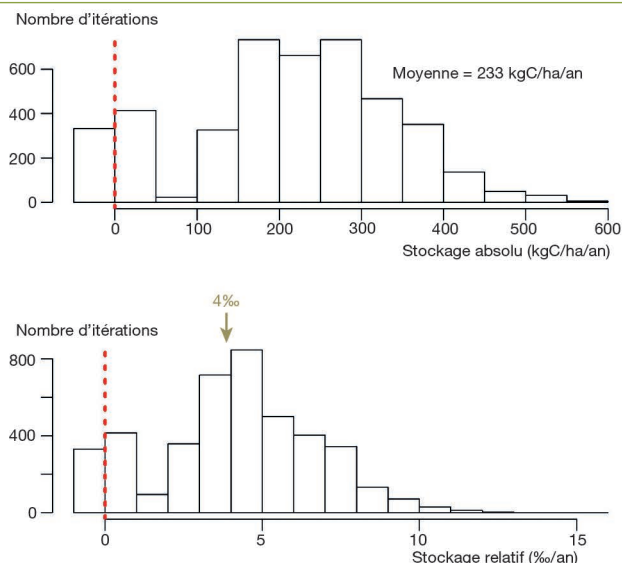
Les résultats des simulations présentés portent sur le stockage additionnel de C lié aux apports supplémentaires de PRO **dans les parcelles agricoles concernées par ces apports**. Cependant, nous avons fait l'hypothèse que le C apporté par les déchets verts dans les composts **revenait déjà au sol dans 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, **les valeurs de stockage additionnel simulées sur les parcelles agricoles, présentées ci-dessous, ont été corrigées au moment des calculs économiques et de l'agrégation des résultats.**

Stockage additionnel

Le scénario permet un stockage additionnel par rapport aux pratiques actuelles qui atteint en moyenne **+ 233 kgC/ha/an, soit 4,5 % par an**, avec des valeurs allant de - 21 à + 565 kgC/ha/an et un écart-type de 126 kgC/ha/an (figure 4-43). L'incertitude sur le stock initial fait varier le stockage additionnel moyen de 236 à 257 kgC/ha/an ou, exprimé en fonction du stock initial, de 1,9 à 8,9 %/an. Le gain de stockage résulte des entrées de C annuelles augmentées de 27 % en moyenne par rapport aux pratiques actuelles dans les systèmes concernés. Dans quelques cas, le scénario induit un très léger déstockage de C (- 3 kgC/ha/an en moyenne) : il se produit lorsque le premier apport d'azote minéral d'une culture de printemps est entièrement remplacé par un apport organique effectué à l'automne, au semis d'une culture intermédiaire, ce qui provoque une limitation de la croissance de la culture à la levée ; conserver un apport d'engrais minéral « starter » permettrait d'éviter cet effet dépressif.

Figure 4-43. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » (stockage absolu en haut, et stockage relatif en bas).

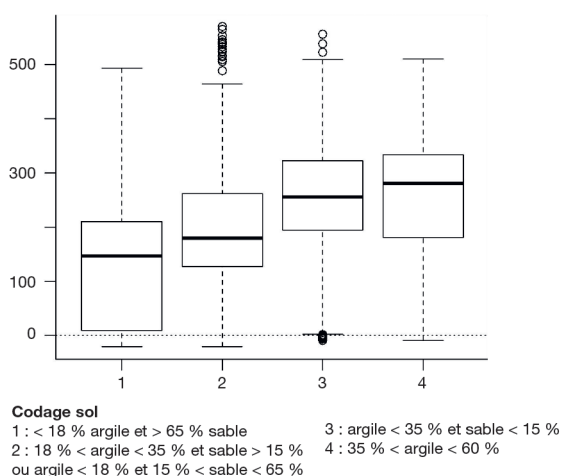


Facteurs du milieu influençant le stockage

Influence du climat. Les simulations ne mettent pas en évidence d'effet du climat sur le stockage additionnel de C par rapport aux pratiques actuelles.

Influence du type de sol. La texture du sol influe sur le gain de stockage de C du scénario en modifiant les conditions de minéralisation : plus le sol est argileux, plus la MO additionnelle se minéralise lentement et donc plus le gain de stockage est important (figure 4-44).

Figure 4-44. Stockage additionnel moyen (kgC/ha/an) en fonction du type de sol pour le scénario NRO.



Effets sur le bilan de gaz à effet de serre

Les nouveaux apports organiques du scénario augmentent les émissions directes de N_2O , la volatilisation d'ammoniac et la lixiviation de nitrate. Des apports d'engrais minéraux étant substitués par les nouveaux apports organiques, les émissions de GES liées à la production d'engrais s'en trouvent réduites. Les apports organiques augmentant fortement la fourniture d'azote par minéralisation à moyen terme, un ajustement de la fertilisation azotée au bout de quelques années serait nécessaire, et diminuerait d'autant la lixiviation ainsi que les émissions induites par la production d'engrais, et donc améliorerait encore le bilan de GES. Les émissions au cours des traitements en amont des parcelles ainsi que celles liées à la collecte de ces nouvelles ressources n'ont pas été prises en compte ; elles pourraient dégrader le bilan de GES.

Tableau 4-14. Effets du scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles)*.

Émissions N ₂ O directes	Volatilisation NH ₃	Lixiviation NO ₃ ⁻	Émissions N ₂ O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Émissions induites par la fabrication de fuel	Émissions induites par la fabrication d'engrais	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan
(kgN-N ₂ O /ha/an)	(kgN-NH ₃ /ha/an)	(kgN-NO ₃ ⁻ /ha/an)			(kgCO ₂ e/ha/an)			(kgCO ₂ e /ha/an)
0,2	0,7	19	165	24	6	- 37	- 847	- 689

* Ce bilan GES calculé de façon homogène par rapport aux autres pratiques stockantes n'est pas corrigé du fait que les déchets verts mobilisés retournaient déjà au sol dans la ligne de base (maïs hors parcelle agricole) et que leur décomposition s'accompagnait d'un stockage de C et d'émissions de N₂O hors parcelle agricole.

Conclusion

Le bilan de ce scénario est très positif sur le stockage additionnel de C sur les parcelles agricoles. Les déchets verts qui font partie des ressources supplémentaires mobilisées permettaient déjà de stocker du C en étant laissés sur place avant la mise en place du scénario. Pour cette raison, le stockage additionnel observé sur les parcelles agricoles est en partie un déplacement de C, **ce qui justifie la correction à la baisse réalisée dans les calculs qui suivent (passage d'un stockage additionnel sur les parcelles agricoles de + 233 kgC/ha/an à une séquestration effective de carbone de + 57 kgC/ha/an, voir tableau 4-16)**. Cependant, utiliser cette ressource en biomasse sur les parcelles agricoles plutôt qu'ailleurs (bords de route, jardins...) améliore les propriétés des sols agricoles et permet une économie d'intrants azotés bénéfique au bilan de GES global.

Estimation des coûts de la mobilisation de nouvelles ressources organiques

Le coût pour les agriculteurs de la mise en œuvre de l'épandage de nouvelles ressources organiques varie de - 92 €/ha à 269 €/ha d'assiette selon les régions, avec une moyenne nationale de l'ordre de **22,6 €/ha**, qui représente un coût pour l'agriculteur (tableau 4-15). La stabilisation et l'augmentation des rendements des cultures de vente sont le principal poste de gain, suivi dans une moindre mesure par les économies d'engrais minéral, mais qui ne suffisent pas à compenser l'achat, le transport et l'épandage des nouvelles ressources organiques par l'agriculteur. Au niveau régional, et compte tenu de nos hypothèses, le coût technique est très sensible aux types de NRO épandus : les composts et digestats de bio-déchets sont livrés et épandus gratuitement, les digestats eux-mêmes sont aussi gratuits.

Tableau 4-15. Coût technique par hectare d'assiette (un coût négatif représente un gain pour l'agriculteur).

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Achat, transport et épandage des NRO	Achat de NRO 17 €/tMB compost biodéchets ; 7,5 €/tMB composts boues ; 19 €/tMB composts déchets verts ; 0 €/tMB digestats	73	32,6 à 218,6
	Transport des NRO Composts de boues de STEP et digestats de biodéchets livrés gratuitement ; pour les autres composts, coût de 13 €/tMB pour une distance moyenne de 35 km	42,4	0 à 144,8
	Épandage des NRO Composts 15 tMB/ha épandu ; digestats 25 tMB/ha épandu ; composts de boues de STEP et digestats de biodéchets épandus gratuitement	4,8	1,3 à 10,3
↘ fertilisation minérale N	Diminution de la dose et du nombre de passages – 20 uN/ha de blé et colza, – 70 uN/ha de maïs, – 40 uN/ha de tournesol recevant des NRO 1 passage/ha en moins pour le maïs (grain et fourrage) et le tournesol	– 7,6	– 19,4 à – 1,5
Variations de rendements	Augmentation du rendement des cultures de vente <i>Simulée par Stics</i>	– 86,7	– 128,2 à – 8,8
	Variation de rendement des fourrages <i>Simulée par Stics</i>	– 3,2	– 26,4 à 3,8
Coût total pour l'agriculteur		22,6 €/ha/an	– 92 à 269

Potentiel et coût de stockage du scénario de mobilisation de nouvelles ressources organiques

Le tableau 4-16 récapitule l'assiette, le potentiel de stockage unitaire après correction et agrégé au niveau de la France, et les coûts.

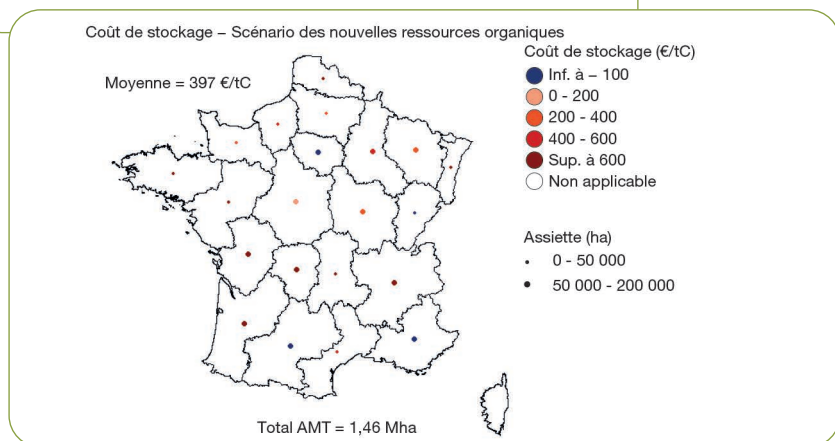
Tableau 4-16. Récapitulatif pour le scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques »*.

Assiette théorique (AT)	Surfaces en GC ne recevant aucune MO exogène 17,31 – 5,2 = 12,11 Mha
Restrictions techniques	Restriction des surfaces due à la quantité de NRO disponible
Assiette maximale technique (AMT)	1,46 Mha (12 % de l'AT ; 8 % de la surface de GC)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune
Potentiel de stockage, unitaire → total national	0,057 tC/ha/an (0,011 à 0,115) après correction → 0,08 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	– 22,6 €/ha/an (– 92 à 269 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	397 €/tC (– 801 à 5 866 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	– 108 €/tCO ₂ e
Coût total	33,2 M€/an

* La différence de potentiel de stockage unitaire par rapport au chiffre indiqué dans la section « Simulations agronomiques des effets de la mobilisation de nouvelles ressources organiques », p. 147 (+ 0,057 au lieu de + 0,233 tC/ha/an), est liée au fait que dans ce tableau on a corrigé le stockage additionnel simulé sur les parcelles recevant les PRO pour tenir compte du fait que les déchets verts épandus après compostage retournaient déjà au sol dans la ligne de base, mais hors parcelle agricole.

La carte des assiettes et des coûts de la tonne de C stockée par région montre que l'assiette du scénario « Mobilisation de nouvelles ressources organiques » est répartie sur l'ensemble des régions, avec un coût très variable et majoritairement positif (figure 4-45). À noter cependant que ce coût pour l'agriculteur n'est pas un coût pour la collectivité, laquelle prend en charge les frais de collecte, de transport et de traitement qui ne sont que très partiellement répercutés sur l'agriculteur.

Figure 4-45. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



I Développement de l'agroforesterie intraparcellaire

Le terme d'agroforesterie intraparcellaire regroupe un ensemble de pratiques agricoles qui associent des arbres à des cultures assolées ou à des prairies. Dans les zones tempérées et méditerranéennes, les pratiques agroforestières traditionnelles ont été progressivement abandonnées au cours du xx^e siècle, notamment pour des raisons liées à la mécanisation ; en Europe, il n'en subsiste que quelques formes comme les prés-vergers français ou la *dehesa* en Espagne. Des systèmes agroforestiers adaptés à la mécanisation ont cependant vu le jour et se développent actuellement en France. Il s'agit d'alignements d'arbres à faibles densités (30 à 200 arbres/ha), implantés au sein de parcelles cultivées (**système sylvo-arable**) ou de prairies, souvent pâturées (**système sylvo-pastoral**). Dans les systèmes sylvo-arables tempérés, les arbres sont plantés en alignements suffisamment distants pour permettre le passage des machines agricoles ; dans la majorité des cas, le sol sous les lignes d'arbres est occupé par une végétation herbacée.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

Les alignements d'arbres et la végétation herbacée associée induisent une distribution hétérogène du carbone dans la parcelle, avec des teneurs plus importantes à proximité des arbres qu'au milieu de l'inter-rang cultivé. Les bandes enherbées sous les arbres contribuent fortement au stockage de COS, notamment tant que les arbres sont jeunes. Leur gestion (couvert semé ou spontané, fauché ou non...) semble déterminante pour le stockage de COS, mais également pour d'autres effets, le développement d'adventices dans les parcelles ou l'installation d'auxiliaires de cultures.

L'intérêt de l'association arbres-cultures réside dans la plus grande productivité de ces systèmes, qui valorisent mieux que les monocultures les ressources du milieu (eau, nutriments, énergie lumineuse). Il en résulte une production de biomasse par hectare supérieure à celle obtenue sur la même surface avec un assolement séparant les arbres et les cultures. Les quantifications de cet effet, qui ne peut être évalué sur l'ensemble du cycle qu'après la récolte des arbres, sont toutefois encore très rares. Une partie de cette biomasse produite va retourner au sol (feuilles mortes, renouvellement des racines...). La contribution des arbres au stockage de COS, très limitée les premières années, augmente d'autant plus vite que leur croissance est favorisée par la faible compétition intraspécifique et les intrants agricoles. Cette augmentation des entrées de MO au sol, notamment racinaires, issues des arbres et de la végétation herbacée, est le principal facteur expliquant le stockage de COS dans les systèmes sylvo-arables. Mais il peut également être augmenté par la restitution au sol des résidus broyés issus de l'élagage des arbres.

D'autres processus jouent également un rôle important dans la dynamique des MOS en agroforesterie intraparcellaire (une stabilité accrue des agrégats du sol, une abondance et une diversité des vers de terre plus élevées), mais leurs impacts respectifs sur le stockage de COS restent à quantifier. La compétition exercée par les cultures associées provoque un enracinement en profondeur des arbres. L'effet du carbone ainsi injecté en profondeur par les racines et la rhizodéposition demeure toutefois incertain, car cet apport de MO fraîches pourrait stimuler la dégradation des MO anciennes ; ce mécanisme de *priming effect* pourrait donc limiter la capacité des systèmes agroforestiers à stocker du COS en profondeur. Enfin, les alignements d'arbres peuvent aussi réduire le ruissellement et donc les pertes de MO par érosion des sols. Les systèmes sylvo-arables mis en place sur des parcelles cultivées devraient permettre de stocker du COS durant toute la croissance des arbres (50 ans pour le noyer par exemple), car les stocks initiaux sont généralement bas. Après la coupe des arbres, la conservation des stocks acquis nécessite le maintien d'une pratique stockante équivalente sur la parcelle.

Dans les systèmes sylvo-pastoraux tempérés, la plantation d'arbres à faible densité ne semble pas fortement influencer les stocks de COS, les sols sous prairies permanentes étant déjà très riches en MO. La situation est probablement différente en cas de prairies ou de pâturages dégradés, mais la majorité des prairies françaises sont considérées comme en bon état. Y planter des arbres reste intéressant pour l'atténuation du changement climatique, puisque du C est stocké dans la biomasse des arbres.

Effet sur les stocks de carbone

Quasiment toutes les données disponibles sur le stockage de COS proviennent d'études synchroniques, c'est-à-dire comparant une parcelle agroforestière à une parcelle agricole adjacente prise comme témoin. Il existe très peu d'études diachroniques, quantifiant l'évolution des stocks de COS sur une même parcelle depuis la plantation des arbres. Plusieurs synthèses et méta-analyses récentes démontrent, de façon générale,

que les systèmes agroforestiers implantés sur des parcelles cultivées permettent d'augmenter les stocks de COS.

Pour les systèmes sylvo-arables, la synthèse des 25 références analysées indique un stockage moyen de **250 kgC/ha/an**, avec un intervalle de confiance à 95 % compris entre - 230 et 730 kgC/ha/an, pour une profondeur moyenne de 36 cm, une densité moyenne de 182 arbres/ha, et un âge moyen de 16 ans. Cette valeur est très proche de celle définie par l'étude Inra-DEPE de 2013, qui avait estimé un taux moyen de 300 (30-410) kgC/ha/an à partir des quelques publications disponibles à l'époque.

Pour les systèmes sylvo-pastoraux, aucun effet significatif de la plantation d'arbres sur des prairies permanentes n'a été observé pour le COS. Sur les 12 références analysées, le taux de stockage moyen est en effet estimé à 50 kgC/ha/an, mais avec un intervalle de confiance compris entre - 200 et + 290 kgC/ha/an. Ces chiffres correspondent à une profondeur moyenne de 43 cm, une densité moyenne de 272 arbres/ha, et un âge moyen de 25 ans. Cette absence d'effet est très loin de l'estimation retenue par l'étude Inra-DEPE de 2013 qui, en l'absence de données publiées, avait fait l'hypothèse d'un stockage additionnel de COS équivalent à celui observé dans les systèmes sylvo-arables (300 kgC/ha/an).

Autres effets de l'agroforesterie intraparcellaire

En plus du stockage additionnel de C dans le sol, la plantation d'arbres en parcelles agricoles accroît la séquestration de C dans la biomasse ligneuse. Les bandes enherbées sous les lignes d'arbres réduisent la surface assolée et donc la production de cultures annuelles, et ne reçoivent généralement pas d'intrants, ce qui devrait se traduire par de moindres émissions de N₂O par hectare. Au-delà d'une contribution à l'atténuation du changement climatique, les systèmes agroforestiers rendent un ensemble d'autres services écosystémiques : habitat pour la biodiversité, réduction de l'érosion, amélioration de la qualité de l'eau, esthétique des paysages.

Conclusion

Le développement de l'agroforesterie intraparcellaire est une pratique permettant d'accroître les stocks de C du sol en systèmes de grande culture, avec de multiples autres co-bénéfices environnementaux, mais avec une perte de production inévitable de la culture annuelle du fait d'une réduction de la surface assolée. Mais d'autres productions marchandes doivent être prises en considération (bois, combustible, miel, fruits...). Le stockage de C dans la biomasse et les moindres émissions de N₂O par hectare renforcent l'intérêt de cette pratique.

Pratiques actuelles en France

L'agroforesterie bénéficie d'un engouement certain depuis quelques années, encouragé par un Plan de développement de l'agroforesterie lancé en 2015 par le ministère chargé de l'Agriculture. Son adoption reste cependant limitée. Il s'agit d'un choix de long

terme avec de multiples implications en matière d'investissement, de temps de travail, de mécanisation. Au vu des informations disponibles (résultats d'une enquête de 2014, parcelles déclarées à la PAC, expertise des acteurs de terrain), la surface totale de plantation agroforestière actuelle est estimée à environ **10 000 ha**, et son extension à **500-600 ha plantés par an**. 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 induire une dynamique d'adoption plus forte.

Valeurs de stockage de carbone organique du sol retenues et bilan de gaz à effet de serre

La modélisation de la dynamique des MOS dans les systèmes agroforestiers est complexe, notamment en raison de l'hétérogénéité spatiale de ces systèmes, des interactions arbres-cultures, de la diversité des litières produites, du microclimat induit par les arbres... Des travaux sont en cours pour parvenir, par le couplage de modèles de dynamique du C et de modules arbres, à simuler les effets de systèmes agroforestiers ou bocagers sur le carbone du sol, ou sur sa redistribution par l'érosion à l'échelle du paysage. Actuellement, les modèles Stics et PaSim ne permettent pas de modéliser le stockage de COS dans les systèmes intégrant des plantes pérennes ligneuses.

Pour estimer les potentialités de stockage de COS liées à la plantation d'arbres dans des parcelles agricoles, nous proposons donc de se baser sur la valeur de Cardinael *et al.* (2017) d'un stockage de COS 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. En prenant en compte le stockage additionnel moindre dans les rotations avec prairie temporaire, la moyenne nationale de stockage est estimée à **207 kgC/ha/an**. La prise en compte des autres postes d'émissions de GES modifiés par l'agroforesterie conduit à un bilan encore plus favorable, principalement du fait du stockage de C dans la biomasse ligneuse qui s'ajoute au stockage de C dans le sol (tableau 4-17).

Tableau 4-17. Bilan de GES de l'agroforesterie intraparcellaire.

Émissions N ₂ O directes et indirectes	Émissions CO ₂ directes	Émissions CO ₂ induites	Stockage C dans la biomasse	Stockage C dans le sol	Bilan
(kgCO ₂ e/ha/an)					(kgCO ₂ e/ha/an)
- 118	- 6	- 450	- 3 300	- 759	- 4 633

Estimation de l'assiette technique et des coûts de l'adoption de l'agroforesterie intraparcellaire

Pour estimer les surfaces potentiellement mobilisables pour développer l'agroforesterie intraparcellaire, l'étude Inra-DEPE de 2013 avait défini des critères techniques. Le groupe d'experts de terrain réuni en 2018 (associations promouvant l'agroforesterie, bureau d'études spécialisé, conseillers techniques de chambres d'agriculture...) a revu ces critères pour se rapprocher des pratiques actuelles de plantation agroforestière, qui ont évolué en quelques années, tout en restant cohérents avec les caractéristiques des parcelles dans lesquelles les taux de stockage ont été mesurés (densité d'arbres et emprise au sol des linéaires herbacés). Le groupe a également reconstitué un itinéraire technique réaliste, et fourni des références sur ses coûts de mise en œuvre. Cependant, les coûts d'implantation et de gestion, et les bénéfices tirés de la production de bois varient fortement en fonction de nombreux paramètres (l'itinéraire technique appliqué, la perte de rendement supposée, le prix du bois...).

Tableau 4-18. Coût technique par hectare de parcelle agroforestière (annuité constante).

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Annuité moyenne (€/ha/an)
Mise en place et entretien du système agroforestier	Mise en place du système agroforestier (conseil, piquetage, plantation...) <i>75 arbres/ha, de type noyers hybrides ou merisiers ; lignes d'arbres espacées de 24 m ; bande enherbée semée de 3 m</i>	85
	Entretien de l'herbe et des arbres <i>Fauche ; élagages les années 4 à 15 ; 1 éclaircie à 10 ans</i>	49
Production de bois	Vente du bois (élagages et éclaircie) <i>Valorisation en bois de chauffage</i>	- 16
	Vente du bois (récolte) <i>Récolte à 50 ans ; valorisation en bois d'œuvre</i>	- 143
Baisse de production de grandes cultures	Perte de surface en culture <i>12,5 % de la parcelle (bandes enherbées de 3 m de large tous les 24 m)</i>	86
	Baisse de rendement sur la surface en culture restante <i>Négligeable les 15 premières années, de 7,5 % ensuite</i>	57
Coût total pour l'agriculteur		118 €/ha/an

Le tableau 4-18 détaille les calculs aboutissant au coût unitaire. Les surcoûts bruts moyens se répartissent en trois tiers : les pertes liées aux surcoûts de mise en place du système agroforestier, les coûts d'opportunité liés aux pertes de surface cultivée, et ceux liés à

la baisse de rendement sur les surfaces restantes. Les recettes nettes supplémentaires tirées de la vente du bois réduisent environ de moitié le surcoût brut.

Potentiel et coût de stockage du scénario d'agroforesterie intraparcellaire

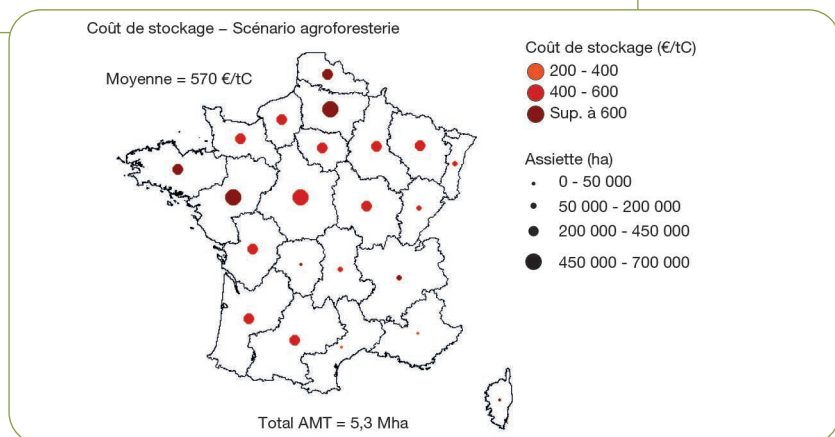
Le tableau 4-19 récapitule l'assiette, le potentiel de stockage unitaire et agrégé au niveau de la France, et les coûts.

La carte des assiettes et des coûts de la tonne de C stockée par région (figure 4-46) montre que l'assiette concerne principalement les régions de grandes cultures ou de polyculture-élevage, ce qui est logique puisque seuls les systèmes sylvo-arables ont été considérés, avec des coûts relativement importants dans toutes les régions. Les contraintes agronomiques liées à la pratique restreignent l'assiette aux sols profonds des zones de grande culture, grand Bassin parisien notamment. La variabilité régionale du coût dépend essentiellement de celle des marges des cultures qui sont réduites par la mise en œuvre de la pratique.

Tableau 4-19. Récapitulatif pour le scénario « Agroforesterie intraparcellaire ».

Assiette théorique (AT)	Toutes surfaces en grandes cultures = 17,3 Mha
Conditions techniques	Profondeur de sol > 1 m ; parcelle > 1 ha ; sols non hydromorphes
Surfaces déjà en agroforesterie intraparcellaire	10 000 ha
Assiette maximale technique (AMT)	5,3 Mha (31 % de la surface de GC)
Interactions avec d'autres pratiques stockantes	Réduit de 12,5 % la surface pour « Semis direct », « Cultures intermédiaires », « Prairies temporaires » et « NRO »
Potentiel de stockage, unitaire → total national	207 kgC/ha/an → 1,10 M tC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	118 €/ha/an (63 à 179 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	570 €/tC (368 à 728 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	155 €/tCO ₂ e
Coût total	628 M€/an

Figure 4-46. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



■ Implantation de haies

Les haies sont des alignements d'arbres et d'arbustes situés en périphérie des parcelles agricoles. Autrefois très nombreuses, notamment dans l'ouest de la France, elles ont fortement régressé suite à des plans de remembrement successifs.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

Les mécanismes à l'origine d'un stockage additionnel de carbone dans le sol sont les mêmes qu'en agroforesterie intraparcellaire. Une partie de la biomasse produite par la végétation ligneuse va retourner au sol (feuilles mortes, renouvellement des racines...) et être stabilisée sous forme de carbone organique. Cette augmentation des entrées de MO au sol, notamment racinaires, est le principal facteur expliquant le stockage de COS sous les haies. D'autres effets favorables au stockage de COS, notamment une stabilité accrue des agrégats du sol, y contribuent comme en agroforesterie intraparcellaire. Les haies peuvent aussi réduire le ruissellement et donc les pertes de MO par érosion des sols (stockage de COS *apparent* à l'échelle de la parcelle).

Taux de stockage de carbone dans le sol

Là encore, les données disponibles sur le stockage de COS proviennent d'études synchroniques. Les taux de stockage sont d'autant plus difficiles à estimer que la date d'implantation des haies bocagères est rarement connue.

Le taux de stockage de COS est d'abord exprimé par hectare de haies (et non par hectare de SAU), puis pondéré par la surface effectivement occupée par les haies. Pour les 12 études retenues pour l'analyse bibliographique, il atteint **+ 750 kgC/ha de haie/an**, avec un intervalle de confiance compris entre + 490 et + 1 020 kgC/ha/an pour les haies implantées sur des parcelles cultivées. Ces chiffres correspondent à une profondeur moyenne de 39 cm, une densité moyenne de 739 arbres/km, et à un âge moyen de 27 ans. Pour les haies plantées en périphérie de prairies permanentes, l'effet sur le carbone du sol apparaît négligeable.

Autres effets

Comme dans le cas de l'agroforesterie intraparcellaire, l'intérêt des haies vis-à-vis de l'atténuation du changement climatique est aussi de stocker du C dans la biomasse ligneuse, lequel peut être valorisé pour la production d'énergie avec un effet de substitution. Les haies participent à l'identité paysagère de certaines régions, constituent un habitat et contribuent de ce fait à de nombreuses régulations biologiques. Elles jouent un rôle déterminant dans la régulation des flux hydriques, la réduction des transferts de polluants vers le système hydrographique et la limitation du risque d'érosion.

Les pratiques actuelles en France

Les estimations du linéaire de haies actuel convergent vers 700 000 km linéaires de haies, soit environ 11,5 millions d'hectares (de cultures et prairies) où des haies sont déjà implantées. Les experts estiment que la tendance serait à la régression. La création, en cours, d'un Observatoire national du bocage, porté par l'IGN et l'ONCFS, devrait permettre prochainement d'obtenir par télédétection des chiffres plus fiables. Des modifications de la Politique agricole commune (notamment des bonnes conditions agricoles et environnementales actuelles) pourraient inverser la tendance actuelle. La plantation et l'entretien des haies nécessitent des investissements et du temps de travail dédié.

Valeurs de stockage de carbone organique du sol retenues et bilan de gaz à effet de serre

Les modèles Stics et PaSim ne permettant pas pour l'instant de modéliser le stockage de COS dans les systèmes intégrant des plantes pérennes ligneuses, nous proposons de retenir la valeur moyenne issue de l'analyse bibliographique (750 kgC/ha de haie/an). En considérant qu'une haie de 2 m de large est associée à une bande enherbée de 3 m de large, le stockage additionnel est estimé à 650 kgC/ha de haie/an, soit en moyenne 20 kgC/ha/an en grande culture pure, et à 220 kgC/ha de haie/an, soit en moyenne 6 kgC/ha/an en

rotation de grandes cultures avec prairie temporaire. En tenant compte des surfaces respectives en grandes cultures pures et en rotations associant grandes cultures et prairies temporaires, cela aboutit à un stockage additionnel moyen de **+ 17 kgC/ha de SAU/an**.

Comme dans le cas de l'agroforesterie intraparcellaire, le bilan de GES global (tableau 4-20) 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 4-20. Effets du scénario d'implantation de haies sur le bilan de GES.

Émissions N ₂ O directes et indirectes	Émissions CO ₂ directes	Émissions CO ₂ induites	Stockage C dans la biomasse	Stockage C dans le sol	Bilan
(kgCO ₂ e/ha/an)					(kgCO ₂ e/ha/an)
- 28	- 8	- 191	- 893	- 61	- 1 182

Estimations de l'assiette technique et des coûts de l'implantation de haies

Comme pour l'agroforesterie intraparcellaire, le groupe d'experts de terrain réuni en 2018 a revu les critères techniques pour l'implantation de haies par rapport à l'étude GES de 2013 : la taille minimale des parcelles ou îlots de parcelles entourés de haies a été agrandie, l'emprise totale au sol a été élargie en considérant une bande enherbée de part et d'autre de la haie.

Le type de haie (composition spécifique, type de gestion) ayant 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, une seule modalité de haie est envisagée. Il s'agit d'une haie pluristrate, alternant arbres de haut-jet et essences arbustives, de 2 m de large ; elle est bordée de part et d'autre d'une bande enherbée de 1,5 m. L'emprise totale au sol de la haie est donc de 5 m de large, soit 2,5 m dans chacune des parcelles adjacentes. Le scénario considère que ne sont implantées des haies qu'autour de parcelles ou îlots de parcelles d'au moins 8 ha, d'où un potentiel de 49 à 68 m linéaires par hectare, en fonction de la taille moyenne des parcelles de la région.

Dans ces conditions, le coût annuel moyen pour l'agriculteur s'élève à 73 €/ha/an en moyenne ; il varie de 54 à 87 € selon les régions. Ces différences de coûts régionaux sont dues au fait que la surface soustraite à la production par l'emprise de la haie ne concerne pas les mêmes cultures, et induit donc des pertes de revenus différentes (tableau 4-21).

Tableau 4-21. Coût technique par hectare de parcelle (annuité constante).

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Annuité moyenne (€/ha/an)
Mise en place et entretien de la haie	Mise en place de la haie (conseil, piquetage, plantation...)	34
	Entretien de la bande enherbée (broyage une fois par an) et des arbres	41
Production de bois	Récolte de bois de chauffage <i>Recépages (hors hauts-jets) tous les 15 ans</i>	- 6
	Vente de bois d'œuvre Récolte à 30 ans (châtaigner...) ou 45 ans (chêne)	- 17
Baisse de production de grandes cultures	Perte de surface en culture <i>Réduction de 3,5 % (emprise de 2,5 m de large)</i>	20
	Baisse de rendement sur la surface en culture restante <i>Considérée comme nulle (haie d'une hauteur maximale de 10 m)</i>	-
Coût total pour l'agriculteur		73 €/ha/an

Potentiel et coût de stockage du scénario d'implantation de haies

Le tableau 4-22 récapitule l'assiette, les potentiels de stockage unitaire et agrégé, ainsi que les coûts de stockage. Ceux-ci apparaissent très élevés (plus de 4 000 € par tonne de C stockée). Ce résultat est lié au fait que le stockage additionnel de C dans le sol est faible, au regard des coûts élevés d'implantation et d'entretien des haies. Ce calcul ne tient pas compte de l'ensemble des autres services rendus par les haies, qui n'ont pas été monétarisés.

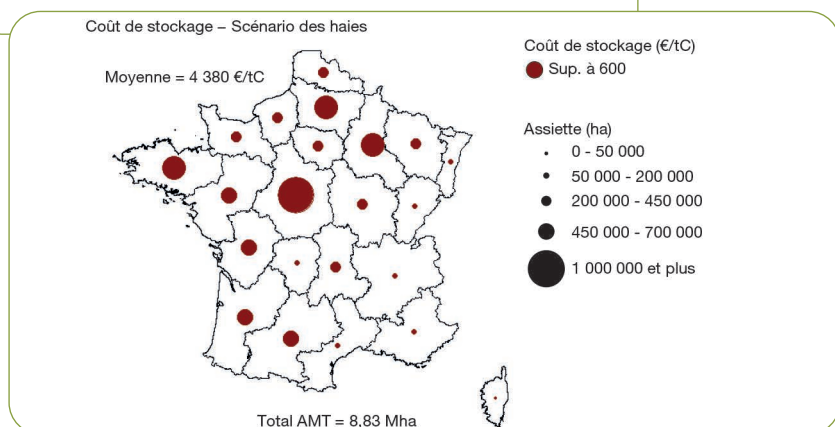
Tableau 4-22. Récapitulatif pour le scénario « Implantation de haies ».

Assiette théorique (AT)	Toutes surfaces en grandes cultures = 17,3 Mha
Restrictions techniques	Profondeur du sol > 0,5 m Parcelle ou îlot de parcelles ≥ 8 ha
Assiette maximale technique (AMT)	8,83 Mha (51 % de la surface de GC)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Réduit de 2,4 à 3,4 %, selon les régions, la surface pour « Semis direct », « Cultures intermédiaires », « Prairies temporaires » et « NRO »
Stockage de carbone sous la haie	650 kgC/ha sous l'ensemble haie + bande enherbée (soit sur 2,4 à 3,4 % de la surface des parcelles)
Potentiel de stockage, unitaire → total national	17 kgC/ha/an → 0,15 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	73 €/ha/an (54 à 87 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	4 380 €/tC (3 797 à 6 824 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	1 195 €/tCO ₂ e
Coût total	645 M€

La carte des assiettes et des coûts de la tonne de C stockée par région (figure 4-47) fait apparaître une assiette importante dans des régions de grandes cultures caractérisées par une très faible présence de haies actuellement, et des coûts de stockage uniformément élevés.

Les contraintes agronomiques liées à la pratique restreignent l'assiette aux zones de grande culture où dominent les parcelles de grande taille, Bassin parisien notamment. La variabilité régionale du coût dépend essentiellement de celle des marges des cultures qui sont réduites par la mise en œuvre de la pratique.

Figure 4-47. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



I Enherbement des vignobles

L'enherbement des vignobles consiste à implanter des bandes herbacées entre les rangs de vignes. Bien qu'il ne s'agisse pas d'une obligation réglementaire, cette couverture du sol est pratiquée depuis longtemps par les viticulteurs, pour lutter contre les adventices, améliorer la quantité de matières organiques et le fonctionnement biologique des sols, et réduire l'érosion, mais aussi pour maîtriser la vigueur de la vigne afin de contrôler la qualité des vins.

État des connaissances dans la bibliographie

L'accroissement du stock de C du sol résulte de la production de biomasse et de son retour au sol au niveau de la bande enherbée. Pour l'**enherbement permanent** des cultures pérennes, l'expertise « Carbone » de 2002 proposait d'utiliser comme référence le stockage sous prairie temporaire, dont le niveau était évalué à 490 kgC/ha/an à l'échelle nationale ; cette valeur est cohérente avec celle de 500 kgC/ha/an que l'analyse

bibliographique de la présente étude retient pour les dix premières années suivant l'implantation d'une prairie. Pour l'**enherbement hivernal**, les références mobilisables sont celles produites par l'étude de l'Inra de 2012 sur les cultures intermédiaires, et reprises par l'étude GES de 2013, soit une valeur de 160 kgC/ha/an. Les études comparant différentes conduites des vignobles ne permettent pas de quantifier les effets spécifiques de l'enherbement sur les émissions de GES dans les conditions françaises. En particulier, on ne dispose pas de références concernant l'atténuation des émissions de N₂O que l'on pourrait en attendre. D'après les travaux menés sur les vignobles de Californie, l'enherbement pourrait conduire à des flux de N₂O soit équivalents soit plus faibles que la conduite en sol nu.

Pratiques actuelles en France

L'enquête « Pratiques culturales » en viticulture de 2013 met en évidence la diversité des pratiques de gestion des sols (sol nu ; enherbement temporaire hivernal ; enherbement de tous les inter-rangs, d'un inter-rang sur deux, ou moins) et les disparités fortes entre territoires viticoles. Ainsi, de 72 à 89 % des surfaces restent en sol nu dans les vignobles de Champagne, de Bourgogne, des Côtes-du-Rhône sud, des Bouches-du-Rhône, de Provence-Alpes-Côte d'Azur, du Languedoc et des Pyrénées-Orientales. Au moins 83 % des surfaces ont un enherbement permanent (spontané ou semé) dans les vignobles d'Alsace, du Bordelais, de Dordogne et du Lot-et-Garonne. Au niveau national, 55 % des surfaces sont sans enherbement, 33 % en enherbement permanent spontané, 7 % en enherbement permanent semé et 5 % en enherbement temporaire. Les pratiques dépendent du climat, de l'écartement des rangs de vigne (de 1 à 3 mètres), de la pente des parcelles. Ces données de l'enquête de 2013 sont utilisées pour définir la ligne de base, qui détermine les marges de mise en œuvre du scénario.

Estimations du stockage de carbone organique du sol et du bilan de gaz à effet de serre

Le scénario propose une couverture de tous les inter-rangs du vignoble, occupant les 2/3 de la surface, et envisage **deux options** techniques différentes : un enherbement permanent ; un enherbement hivernal, avec le semis d'un couvert puis sa destruction à la sortie de l'hiver, lorsque la période végétative de la vigne reprend.

Potentiel de stockage par unité de surface. Par manque d'information spécifique sur le niveau de stockage de l'enherbement en vignoble, la valeur retenue pour l'enherbement permanent est 490 kgC/ha/an ; elle est appliquée à 2/3 de la surface si la vigne est initialement en sol nu ou en enherbement hivernal, et à 1/3 de la surface si la vigne est déjà enherbée un inter-rang sur deux. Pour l'enherbement hivernal, la valeur de stockage utilisée est 159 kgC/ha (pour un couvert sur 2/3 de la surface du vignoble). 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).

Bilan de GES. Faut de données disponibles concernant le territoire français, l'effet de l'enherbement des vignes sur les émissions de N_2O n'est pas pris en compte. Ne sont donc comptabilisés (tableau 4-23) 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 à la fabrication d'engrais azoté, mais aussi 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 4-23. Effets des deux options du scénario « Enherbement des vignobles » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

	Émissions N_2O directes et indirectes	Émissions CO_2 directes	Émissions CO_2 induites	Stockage C	Bilan
	(kg CO_2 e/ha/an)			(kg CO_2 e/ha/an)	
Enherbement permanent	95	- 7	80	- 903	- 737
Enherbement hivernal	-	10	3	- 583	- 570

Estimation de l'assiette technique et des coûts de l'adoption

Coût technique pour l'agriculteur

Dans l'option **enherbement permanent**, la modification de l'itinéraire technique (et donc des coûts additionnels) dépend de la situation initiale du vignoble. Si l'état de départ est un sol nu, la mise en place d'un couvert implique la réalisation du semis la première année, et chaque année la suppression d'un labour et d'un traitement herbicide, l'augmentation de la dose d'engrais et la réalisation de trois tontes ; le coût est de - **26 €/ha**. Il est de - 29 €/ha pour une situation initiale d'enherbement un inter-rang sur deux, et de - 14 €/ha pour un enherbement hivernal au départ. Cet effet de la situation initiale induit des disparités de coûts entre régions (de - 22 à - 27 €/ha), dont les pratiques actuelles d'enherbement sont différentes.

L'option **enherbement hivernal**, toujours appliquée à une situation initiale de sol nu, nécessite une opération de semis chaque année et permet la suppression de la dose d'herbicide. Le coût à l'hectare est de - **15 €** ; il est identique pour tout le territoire.

Dans les deux options, le coût est négatif pour l'agriculteur (tableau 4-24) : les économies de désherbage (suppression d'un labour et de la dose d'herbicide principalement) font plus que compenser les charges additionnelles. Il convient toutefois de rappeler que l'hypothèse simplificatrice de ne pas prendre en compte d'effet sur le rendement de la vigne peut conduire à sous-estimer sensiblement le coût pour l'agriculteur.

Tableau 4-24. Coût technique par hectare de vignoble.

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes <i>Hypothèses techniques et économiques retenues</i>	Enherbement permanent			Enherbement hivernal
		Coût annuel (€/ha/an)			Coût annuel (€/ha/an)
		Moyenne nationale en fonction de la situation initiale			Valeur nationale
		Sol nu	Hivernal	1 rang sur 2	
Implantation des bandes enherbées	Préparation du sol et semis <i>Coûts du labour, du semis, de la semence</i>	3	- 56	2	56
Entretien du couvert permanent	Apport supplémentaire d'engrais <i>+ 30 uN/ha</i>	32	32	0	-
	Tonte du couvert	108	108	54	-
Économie de désherbage/ destruction du couvert hivernal	Suppression d'un labour	- 98	- 98	- 49	-
	Suppression d'une destruction chimique <i>1 traitement au glyphosate</i>	- 71	0	- 36	- 71
Baisse de rendement de la vigne	<i>Considérée comme négligeable</i>		-		-
Coût total pour l'agriculteur		- 26 €/ha/an			- 15 €/ha/an
		- 26 € si situation initiale de sol nu			
		- 14 € si enherbement hivernal			
		- 29 € si enherbement 1 rang sur 2			

Critères d'assiette

Sont considérés comme non compatibles avec l'enherbement permanent les vignobles du pourtour méditerranéen et de Cognac, où la perte de rendement résultant de la mise en œuvre de la pratique est forte et difficile à évaluer. Sont également exclus les sols présentant une forte pierrosité, qui rend les opérations mécaniques impraticables (et est souvent corrélée avec une faible réserve en eau). Sont ensuite défalquées les surfaces déjà enherbées de la ligne de base (tableau 4-25).

Tableau 4-25. Estimation de l'assiette maximale technique et interactions avec les autres pratiques stockantes.

	Enherbement permanent	Enherbement hivernal
Assiette théorique (AT) : toutes surfaces en vignes (moyenne 2009-2013 de la SAA)	0,80 Mha	
Restrictions techniques	Exclusion des vignobles méditerranéens et de Cognac, et des sols à forte pierrosité – 0,57 Mha	Aucune
Vignobles déjà enherbés (en 2013)	– 0,078 Mha	– 0,348 Mha
Assiette maximale technique (AMT) nationale	0,15 Mha (19 % de l'AT)	0,41 Mha (52 % de l'AT)
Incompatibilités entre pratiques stockantes	Aucune. Les 2 options sont disjointes.	

Potentiel et coût de stockage du scénario d'enherbement des vignobles

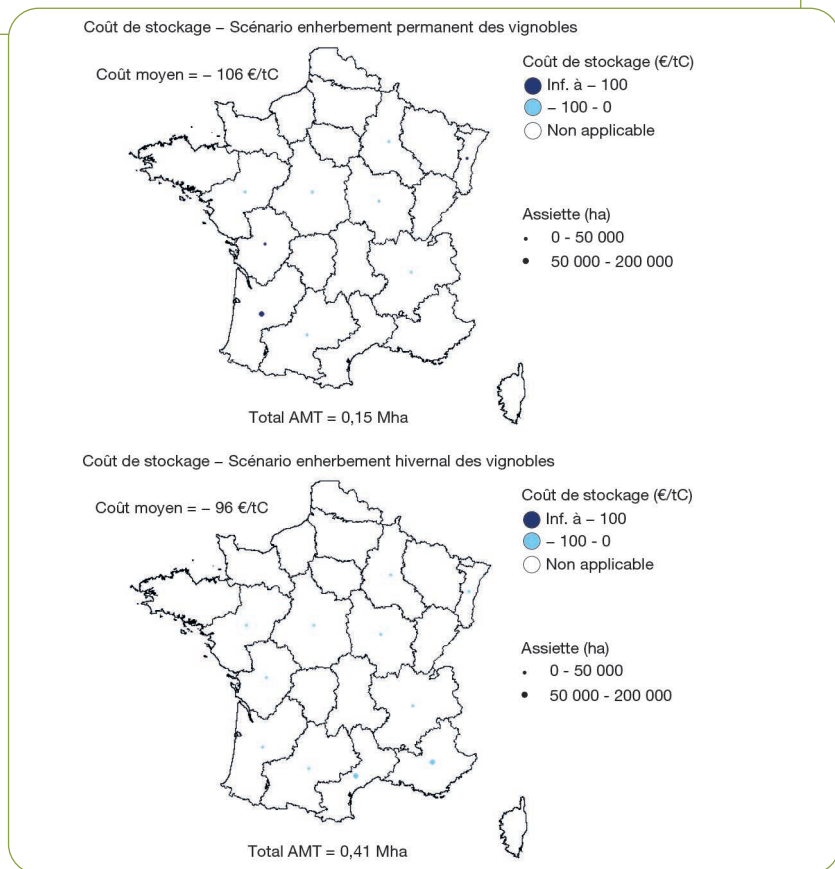
Au niveau national (tableau 4-26), l'**enherbement permanent**, avec un stockage unitaire de 246 kgC/ha/an en moyenne (variable selon les régions), permet un stockage additionnel de 0,037 MtC/an sur l'ensemble de l'assiette, à un coût de – 106 €/tC. L'**enherbement hivernal**, avec un stockage unitaire de 159 kgC/ha/an (sans différenciation régionale), permet un stockage additionnel de 0,065 MtC sur l'ensemble de l'assiette, à un coût de – 96 €/tC.

Tableau 4-26. Récapitulatif pour le scénario « Enherbement des vignobles ».

	Enherbement permanent		Enherbement hivernal	
	Moyenne	Total national	Moyenne	Total national
Assiette maximale technique (AMT)	19 % de la surface de vignes	0,15 Mha	52 % de la surface de vignes	0,41 Mha
Potentiel de stockage	246 kgC/ha	0,04 MtC	159 kgC/ha	0,07 MtC
Coût pour l'agriculteur	– 26 €/ha/an (– 22 à – 27)		– 15 €/ha/an	
Coût de stockage de la tonne de C	– 106 €/tC (– 79 à – 146)		– 96 €/tC	
Coût d'atténuation en équivalent CO ₂	– 29 €/tCO ₂ e	– 4 M €	– 26 €/tCO ₂ e	– 6,2 M €

La cartographie des valeurs régionales d'AMT et de coût de la tonne de C stockée met surtout en évidence la faiblesse des surfaces concernées (figure 4-48).

Figure 4-48. Scénario « Enherbement des vignobles » : coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et assiette maximale technique (ha), par région.



Potentiel de stockage additionnel de carbone dans les systèmes de prairies permanentes

LES PRAIRIES PERMANENTES REPRÉSENTENT ACTUELLEMENT 9,3 Mha, dont 25 % correspondent à des landes, parcours, estives peu productives (prairies de type 1 du Registre parcellaire graphique) et 75 % sont des prairies exploitées plus intensivement (prairies de

type 4 du RPG). Afin de préserver les écosystèmes que représentent les prairies de type 1, les scénarios stockants ont été limités aux prairies permanentes « productives » de type 4.

Dans un contexte pédoclimatique donné, le stockage de C dans les sols de prairie dépend de la productivité nette de l'écosystème, qui détermine elle-même les entrées de C vers la végétation puis le sol. Les pratiques qui influent sur cette productivité englobent la fertilisation (minérale et organique), la présence de légumineuses ou encore le pâturage, qui recycle directement une partie des nutriments prélevés sur les prairies pâturées *via* les déjections animales. Viennent ensuite des pratiques qui jouent sur la quantité de C transférée vers le sol, comme le mode d'exploitation de l'herbe et son intensité (fauche, pâturage, mixte), dont dépendent la quantité et la qualité des litières végétales.

Ce sont ces pratiques de stimulation de la production nette (essentiellement par la fertilisation) d'une part, de gestion de l'exploitation de l'herbe d'autre part, qui sont *a priori* les plus prometteuses en matière d'amélioration du stockage de C en prairies permanentes et qui sont actuellement les plus documentées. Deux pratiques ont donc été retenues : une réduction de la fauche au profit du pâturage d'une part, une fertilisation additionnelle modérée des prairies peu fertilisées d'autre part.

I Réduction de la fauche au profit du pâturage

Plusieurs études ont montré que le stockage de C en prairies fauchées était inférieur à celui de prairies pâturées, avec une variabilité liée à la fréquence et à la date des fauches qui joue sur la production primaire et donc sur les entrées de C vers le sol. La fauche de l'herbe destinée à la production de foin ou d'ensilage est généralement motivée par la nécessité de constituer des réserves pour l'alimentation hivernale des animaux. Un remplacement systématique des fauches par du pâturage est donc inenvisageable. Il existe en revanche des possibilités d'allongement de la période de pâturage. Ce levier a été exploré, mais avec beaucoup de prudence concernant l'assiette sur laquelle il peut être mis en œuvre.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

Les effets du pâturage (et partiellement de la fauche) sur le stock de C sous prairie peuvent s'expliquer par l'impact qu'a le pâturage sur : l'état du couvert (intensité des prélèvements, sélection, piétinement), le retour de matière organique au sol *via* la litière végétale et les restitutions animales, et la modification de la structure, voire de la chimie, du sol. Ainsi, la végétation des prairies pâturées présente une hauteur de végétation et une qualité nutritive plus variables (zones de refus) qu'en fauche.

L'intensité d'utilisation de l'herbe peut être approchée par le chargement animal à l'hectare multiplié par le nombre annuel de journées de pâturage (exprimée en unité gros bovins × jours pâturés par hectare et par an), ainsi qu'au travers du nombre annuel de fauches. Ainsi, à de faibles intensités de pâturage, il semble que la présence des animaux favorise le cycle de l'azote dans le sol et la productivité primaire nette du couvert, conduisant à

une augmentation du stockage de C. 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.

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. 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. Il résulte de ces différents mécanismes un retour au sol de C plus élevé dans le cas des prairies pâturées. À l'échelle du système de production, il faut cependant tenir compte du fait qu'une partie du C exporté dans le cas d'une fauche peut revenir au sol (pas forcément dans la même parcelle) *via* les épandages de fumier ou de lisier.

Effet sur les stocks de carbone du sol

L'analyse de la littérature mobilisée dans le cadre de l'étude confirme 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. L'écart de stockage entre fauche et pâturage est vraisemblablement dû au fait que le pâturage exporte moins de C que la fauche, et en restitue une partie *via* les déjections animales. La mise en relation du stockage de C avec le taux d'utilisation de l'herbe calculé semble de plus indiquer que le stockage de C en prairie permanente augmente avec le degré d'utilisation de l'herbe, jusqu'à un seuil optimum (correspondant à un taux d'utilisation estimé de 40 ± 16 %, pour tous modes de gestion et méthodes confondus) au-delà duquel le stockage de C diminue.

Autres effets

Le remplacement d'une fauche par un pâturage induit des émissions accrues de N_2O et de CH_4 entérique sur les parcelles pâturées, du fait de la présence des animaux et de leurs restitutions, mais 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 animale.

Conclusion

Le remplacement de fauches par des pâturages est favorable au stockage de C. L'extension de la période de pâturage est par ailleurs susceptible d'être favorisée par le changement climatique. Le bilan de GES du remplacement fauche/pâturage est cependant complexe à calculer, car il donne lieu à des déplacements d'émissions entre bâtiments et parcelles, avec beaucoup de modifications associées.

Les pratiques actuelles en France

Actuellement, 8 % des prairies permanentes sont exploitées en fauche exclusive, 65 % en pâturage exclusif et le reste en mode mixte. L'extension du pâturage, bien qu'il présente

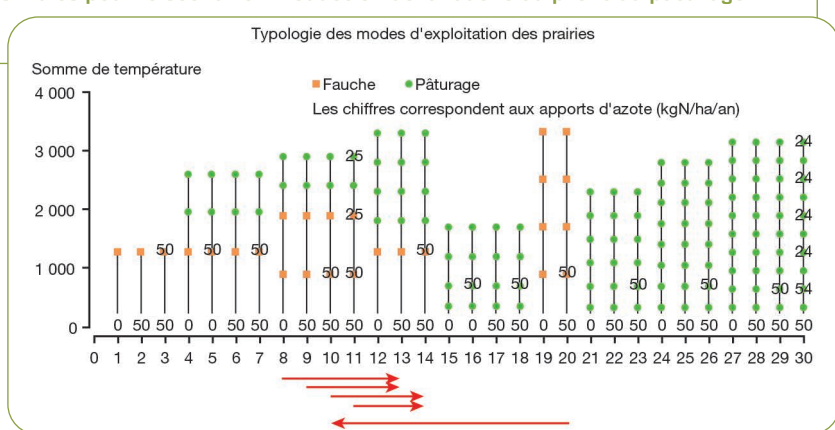
un intérêt vis-à-vis du stockage de C et d'autres services écosystémiques, se heurte à plusieurs limites, dont la nécessité de constituer des réserves hivernales. La distance des parcelles au siège de l'exploitation et l'accessibilité pour le troupeau peuvent aussi contraindre les possibilités de pâturage. 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.

Simulations agronomiques des effets du changement de pratique

Scénario simulé

Le scénario consiste à remplacer, dans des prairies à gestion mixte (fauchées et pâturées) ou uniquement fauchées, une ou plusieurs exploitations prévues pour la production de fourrages conservés par une ou plusieurs séquences de pâturage (figure 4-49) ; il se décline en cinq changements de modes d'exploitation (dont deux modifient aussi la fertilisation). L'objectif est d'augmenter les retours nets de C au sol sous la forme de restitutions animales et végétales, qui sont plus importantes lorsqu'il y a du pâturage. Les surfaces concernées par ce scénario sont très limitées (1 % de la surface en prairies productives simulée) ; il s'agit de prairies situées en Languedoc-Roussillon, dans le Massif central et en Basse-Normandie.

Figure 4-49. Les cinq changements de modes d'exploitation (flèches rouges) simulés pour le scénario « Réduction de la fauche au profit du pâturage ».



Stockage de carbone additionnel permis par le scénario

D'après les simulations réalisées avec le modèle PaSim, le scénario induit un gain de stockage de C dans toutes les situations simulées en moyenne de **+ 265 ± 79 kgC/ha/an**, soit **3,3 % par an** (figures 4-50 et 4-51). Cependant, les prairies concernées étaient à la base en situation de déstockage (– 411 kgC/ha/an), et elles le restent (– 146 kgC/ha/an).

Figure 4-50. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario « Réduction de la fauche au profit du pâturage ».

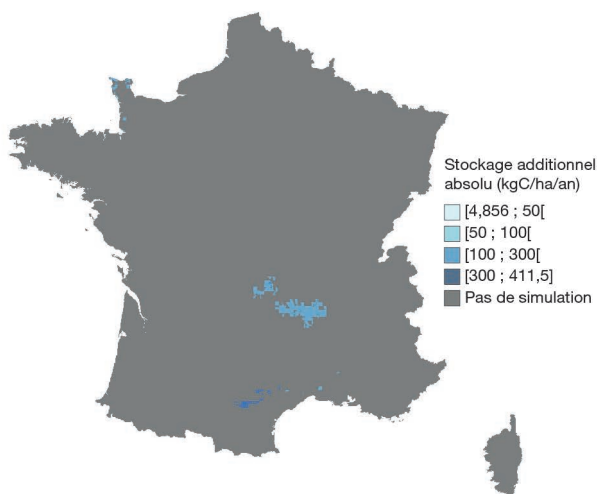
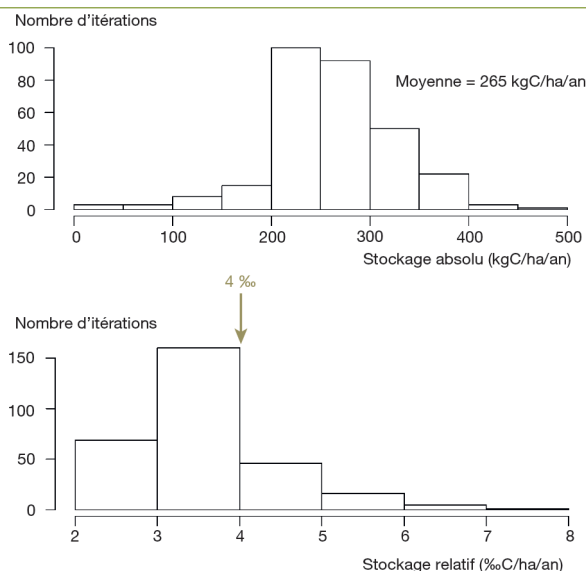


Figure 4-51. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Réduction de la fauche au profit du pâturage ».



Facteurs du milieu influençant le stockage

La faible surface concernée par ce scénario et la faible diversité des contextes dans lesquels il est mis en œuvre ne permettent pas une analyse des facteurs de variation du stockage additionnel simulé.

Effets sur le bilan de gaz à effet de serre

Le scénario induit sur les parcelles simulées des émissions supplémentaires d'azote sous forme de N_2O et sous forme de NH_3 , ainsi qu'un peu de lixiviation de nitrate supplémentaire (tableau 4-27). Les émissions additionnelles directes et indirectes de N_2O qui en résultent réduisent de moitié l'intérêt de cette pratique en matière de stockage additionnel de C dans le sol quand on établit son bilan de GES complet (passage de -973 à -477 $kgCO_2e/ha/an$ pour le calcul sans correction). Une correction de ce bilan parcellaire est cependant nécessaire, car ce scénario de réduction des fauches au profit du pâturage déplace des émissions de GES des bâtiments d'élevage vers les parcelles de prairies. En estimant les émissions évitées au bâtiment, le bilan de GES calculé du remplacement fauche-pâturage est amélioré, et passe de -477 à -630 $kgCO_2e/ha/an$. Ce facteur de correction est très approximatif. Il affecte le bilan de GES de la pratique, mais très peu les résultats agrégés au niveau de la France entière compte tenu de la très faible assiette de cette pratique.

Tableau 4-27. Effets du scénario « Réduction de la fauche au profit du pâturage » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

Émissions N_2O directes	Volatilisation NH_3	Lixiviation NO_3^-	Émissions N_2O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Émissions induites par la fabrication de fuel	Émissions induites par la fabrication d'engrais	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan
($kgN-N_2O/ha/an$)	($kgN-NH_3/ha/an$)	($kgN-NO_3^-/ha/an$)		(kgCO ₂ e/ha/an)				(kgCO ₂ e/ha/an)
0,91	1,04	3,70	442 (sans correction) 289 (avec correction)	- 88	- 23	165	- 973	- 477 (sans correction) - 630 (avec correction)

Conclusion

En accord avec la bibliographie, les résultats de simulations montrent qu'il y a un stockage additionnel de C dans le sol en cas de remplacement de fauches par des pâturages. Le bilan de GES reste favorable malgré l'augmentation des émissions de N_2O . Le bilan de GES global est cependant difficile à calculer compte tenu des déplacements d'émissions de GES occasionnés par cette pratique, caractérisée par ailleurs par une très faible assiette.

Estimation des coûts du scénario

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 les ventes d'aliments qui sont adaptés pour cet objectif de production.

Tableau 4-28. Coût technique par hectare d'assiette.

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettesModifications variables selon les changements de mode d'exploitation [moyenne nationale pour les 5 changements considérés]	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Coût de fertilisation	Modification de la fertilisation minérale (coûts de l'épandage et de l'engrais minéral) [moyenne nationale : + 0,6 passage/ha ; + 31 uN/ha]	+ 36	0 à + 58
	Modification de la fertilisation organique (coût de l'épandage ; fumier autoproduit) [moyenne nationale : - 0,4 passage/ha ; - 6,5 t fumier/ha]	- 21	- 30 à + 25
	Total fertilisation	+ 15	0 à + 60
Coût de récolte des fourrages	Récolte de foin (coûts de la fauche au stockage inclus) [moyenne nationale : + 0,1 ha récolté en foin ; + 2,24 tMS/ha]	+ 66	+ 42 à + 207
	Récolte d'ensilage (coûts de la fauche au stockage inclus) [moyenne nationale : - 1,1 ha récolté en ensilage ; - 4,2 tMS/ha]	- 217	- 532 à - 184
	Installation d'une clôture autour de parcelles initialement uniquement fauchées [moyenne nationale : + 5 % clôture/ha]	+ 1	0 à + 18
	Total récolte des fourrages	- 150	- 307 à - 134
Valeur des fourrages récoltés	Gain de foin [moyenne nationale : + 2,24 tMS/ha]	- 224	- 447 à - 128
	Perte d'ensilage [moyenne nationale : - 4,2 tMS/ha]	+ 503	+ 328 à + 746
	Gain d'herbe [moyenne nationale : + 0,6 tMS/ha]	- 71	- 117 à - 48
	Total valeur des aliments	+ 208	+ 71 à + 263
Coût total pour l'agriculteur		73 €/ha/an	- 85 à + 146

La mise en œuvre de cette pratique s'accompagne parfois d'une augmentation modérée de la fertilisation azotée. L'azote est apporté sous forme organique ou minérale, selon les disponibilités en engrais organique de la région et selon les pratiques généralement observées sur ces prairies. Le surcoût de fertilisation reste modeste (15 €/ha/an en moyenne). Certaines récoltes d'ensilage sont supprimées, d'autres sont remplacées par une fauche en foin. Il y a donc une augmentation du foin récolté et une baisse plus conséquente de l'ensilage récolté. Si la parcelle est initialement en fauche exclusive, la pose d'une clôture est comptabilisée. Au total, les moindres surfaces et quantités de fourrage récoltées permettent d'économiser 150 €/ha de frais de récolte en moyenne. La moindre quantité de fourrage récolté n'est pas compensée par l'herbe pâturée en plus. La perte de fourrage pour alimenter le troupeau est ainsi évaluée à 208 €/ha en moyenne. Le coût total de la pratique s'élève à **73 €/ha/an en moyenne**, mais la variabilité entre régions est forte : de - 85 €/ha à + 146 €/ha. Le coût est négatif lorsque les baisses de biomasse valorisée totale sont faibles (< 14 %) et dans le cas où 2 ensilages sur 4 sont supprimés (tableau 4-28).

Potentiel et coût de stockage du scénario

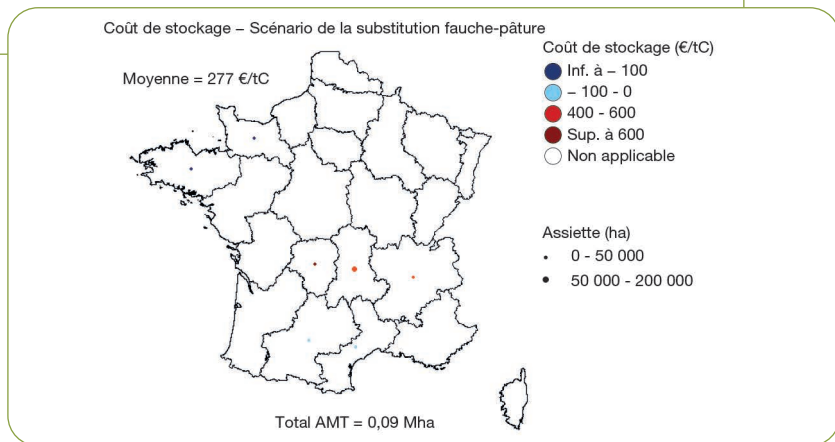
Cette pratique permettrait de stocker 265 kgC/ha/an en moyenne sur 30 ans, ce qui avoisinerait 0,023 MtC/an pour toute la France. Le coût unitaire de ce stock additionnel de carbone s'élèverait à 277 €/tC en moyenne, soit 6 millions d'euros par an pour la France entière (tableau 4-29).

Tableau 4-29. Récapitulatif pour le scénario « Réduction de la fauche au profit du pâturage ».

Assiette théorique (AT)	Toutes surfaces en prairies permanentes (type 4) = 7 Mha
Conditions techniques	Surfaces avec les modes d'exploitations 8, 9, 10 ou 20 en 2013
Assiette maximale technique (AMT)	0,09 Mha (1 % des surfaces de prairies permanentes)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune
Potentiel de stockage, unitaire → total national	265 kgC/ha/an → 0,02 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	73 €/ha/an (- 85 à 146 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	277 €/tC (- 3 815 à 708 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	76 €/tCO ₂ e
Coût total	6 M€/an

La carte des assiettes et des coûts de la tonne de C stockée par région (figure 4-52) montre que l'assiette de cette pratique, globalement très faible, est évidemment limitée aux régions d'élevage (Auvergne, Limousin), avec un coût élevé dans ces régions.

Figure 4-52. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.



■ Fertilisation additionnelle modérée des prairies peu fertilisées

La fertilisation est un facteur clé de régulation du stockage de C sous prairie. Les prairies permanentes reçoivent des quantités très variables d'éléments minéraux (N, P, K, Mg, Ca, S) sous la forme d'engrais de synthèse (azotés, phosphatés, potassiques), de fertilisants organiques et d'amendements (magnésie, soufre et chaux). Parmi ces apports en éléments minéraux, les effets des engrais N, P et K et du chaulage sont les plus étudiés.

État des connaissances dans la bibliographie

Mécanismes

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. À l'inverse, un apport élevé peut stimuler la minéralisation de la matière organique des sols et par conséquent réduire le stockage de C dans le sol.

Effet sur les stocks de carbone du sol

L'ordre de grandeur du stockage additionnel de C d'une prairie fertilisée par rapport à une situation non fertilisée s'échelonne de 0 à + 300 kgC/ha/an. 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. L'analyse de la littérature mobilisée par l'étude confirme un effet bénéfique de la fertilisation sur le stockage de C

en prairie permanente. Elle semble indiquer l'existence d'une relation non linéaire entre la quantité d'azote apportée annuellement et le stockage de C, cette relation étant dépendante de la façon dont l'herbe est exploitée (pâturage, fauche ou mixte). 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, lié à l'apport de C supplémentaire par les engrais organiques.

Autres effets

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 N_2O . 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 matière 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 (NH_3 , N_2O). 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.

Conclusion

Compte tenu de son effet positif avéré sur le stockage de C, l'intérêt de cette pratique a été exploré. L'intensification, même modérée, de l'utilisation des prairies se heurte cependant 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. Le bilan de GES global et les autres postes d'émissions liés à cette pratique ont donc été examinés avec soin.

Les pratiques actuelles en France

Les pratiques de fertilisation minérale et *a fortiori* organiques sur prairies permanentes sont moins bien caractérisées dans les enquêtes nationales que les pratiques de fertilisation en grandes cultures et prairies temporaires. Les données du dispositif ISOP font état d'apports d'azote allant de 0 à 200 kgN/ha/an.

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. 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

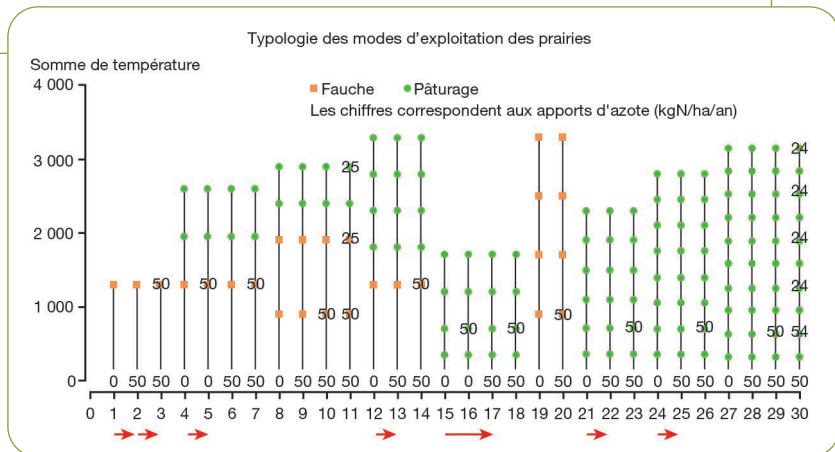
l'emploi d'engrais minéraux. Cependant, la quasi-totalité des effluents d'élevage produits en France est déjà restituée au sol, ce qui laisse peu de marge de manœuvre.

Enfin, la modification des niveaux de production d'herbe, suite à une légère intensification des prairies 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.

Simulations agronomiques des effets du changement de pratique

Scénario simulé

Figure 4-53. Les sept changements de modes d'exploitation (flèches rouges) simulés pour le scénario « Fertilisation additionnelle modérée ».



Le scénario consiste à apporter une fertilisation additionnelle modérée, de 50 unités d'azote par an, sur prairies fauchées et/ou pâturées de façon extensive, sans intensifier pour autant le degré d'exploitation de l'herbe par la fauche et/ou le pâturage. Il correspond à sept transitions de modes d'exploitation, dont six concernent des prairies initialement non fertilisées (figure 4-53). Cette fertilisation a pour but d'augmenter la production primaire et les retours de C au sol sous forme de restitutions végétales. Seules les prairies pas (88 % des cas) ou peu fertilisées (50 kgN/ha) sont concernées ; ces surfaces totalisent 56 % des prairies permanentes françaises.

Stockage de carbone additionnel permis par le scénario

D'après les simulations réalisées avec le modèle PaSim, le gain de stockage moyen permis par ce scénario est de **+ 176 ± 63 kgC/ha/an**, soit **2,1 % par an** (figures 4-54 et 4-55). Étant 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, ce résultat était attendu (cf. figure 4-17).

Figure 4-54. Stockage additionnel absolu (kgC/ha/an) sur 0-30 cm avec le scénario « Fertilisation additionnelle modérée ».

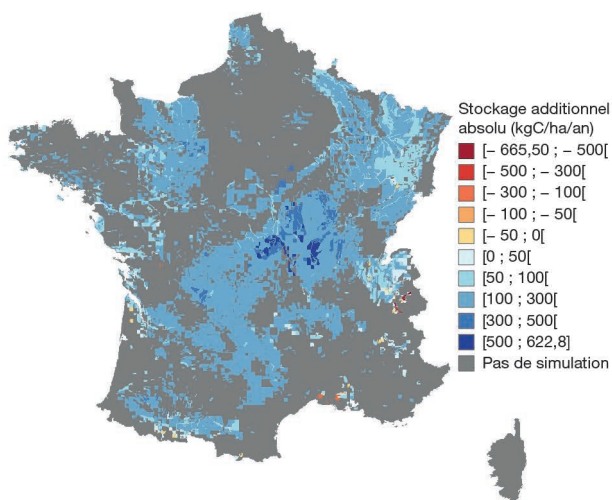
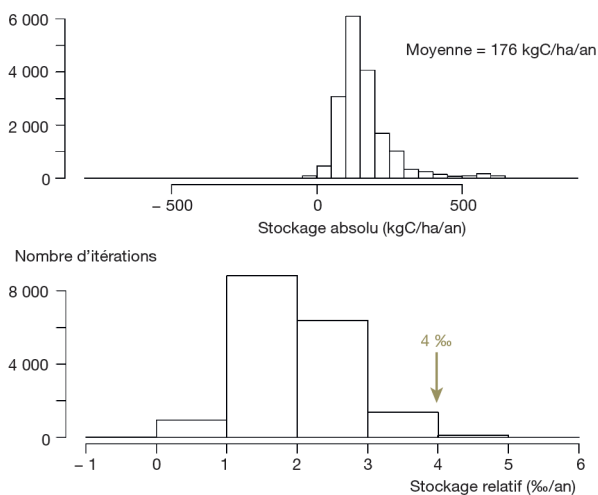


Figure 4-55. Stockage additionnel annuel moyen sur 0-30 cm avec le scénario « Fertilisation additionnelle modérée ».



Facteurs du milieu influençant le stockage

L'analyse des relations entre le stockage additionnel simulé et les facteurs pédoclimatiques n'a pas permis de mettre en évidence des effets importants. Cette observation 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 se produisent pour l'ensemble des pédoclimats.

Effets sur le bilan de gaz à effet de serre

Comme attendu, l'augmentation de la fertilisation azotée accroît les émissions d'azote dans l'environnement par nitrification/dénitrification, volatilisation et lixiviation (tableau 4-30). L'augmentation des émissions directes et indirectes de N_2O , ainsi que les émissions induites de CO_2 liées à la fabrication des engrais azotés font plus que contrebalancer le stockage additionnel de C dans le sol, ce qui disqualifie cette pratique du point de vue de son intérêt en matière d'atténuation du changement climatique.

Tableau 4-30. Effets du scénario « Fertilisation additionnelle modérée » sur le bilan de GES (différence avec les pratiques actuelles).

Émissions N_2O directes	Volatilisation NH_3	Lixiviation NO_3^-	Émissions N_2O directes et indirectes	Consommation de carburant par les opérations agricoles	Émissions induites par la fabrication de fuel	Émissions induites par la fabrication d'engrais	C séquestré sur 0-30 cm	Bilan
(kgN- N_2O /ha/an)	(kgN- NH_3 /ha/an)	(kgN- NO_3^- /ha/an)			(kgCO ₂ e/ha/an)			(kgCO ₂ e /ha/an)
1,16	1,28	2,80	557	7	2	225	- 646	145

Conclusion

Le stockage additionnel de C avec l'augmentation modérée de la fertilisation azotée des prairies non ou peu fertilisées est cohérent avec les données de la bibliographie et avec ce qui avait été observé dans la ligne de base. Le bilan de GES de cette pratique est cependant défavorable, puisque le stockage accru de C ne permet pas de compenser les émissions de N_2O et de CO_2 liées à l'épandage et à la fabrication des engrais.

Estimation des coûts

L'azote est apporté sous forme organique ou minérale, selon les disponibilités en engrais organique de la région et selon les pratiques généralement observées sur ces prairies. La fertilisation est le poste de dépense le plus important (+ 57 €/ha en moyenne) du fait du coût unitaire assez élevé de l'azote minéral. L'augmentation de la production de biomasse générée est soit récoltée en foin, soit pâturée (sans augmentation du nombre

de pâturages). Le fourrage supplémentaire représente une économie pour les élevages (– 38 €/ha), qui seront plus autonomes ou pourront éventuellement vendre le surplus de production. Cette économie dépend de la productivité des prairies et de leur réponse à un apport d'azote. Le surcoût de la récolte et du stockage du fourrage récolté (9 €/ha) est assez marginal par rapport aux deux autres postes. Le coût total de la pratique s'élève en moyenne à 28 €/ha, avec une variabilité entre régions relativement faible (tableau 4-31).

Tableau 4-31. Coût technique de la fertilisation additionnelle modérée, par hectare.

Effets à considérer	Postes de dépenses et recettes Modifications variables selon les changements de mode d'exploitation <i>[moyenne nationale pour les 7 changements considérés]</i>	Coût annuel moyen (€/ha/an)	
		Moyenne nationale	Extrêmes régionaux
Augmentation de la fertilisation	Modification de la fertilisation minérale (coûts de l'épandage et de l'engrais minéral) <i>[moyenne nationale : + 0,8 passage/ha ; + 42 uN/ha]</i>	+ 49	+ 41 à + 58
	Modification de la fertilisation organique (coût de l'épandage ; fumier autoproduit) <i>[moyenne nationale : + 0,2 passage/ha ; + 2 t fumier/ha]</i>	+ 8	0 à + 15
	Total fertilisation	+ 57	+ 56 à + 58
Récolte de fourrages augmentée	Récolte de foin sur les mêmes surfaces <i>[moyenne nationale : + 0,32 tMS/ha]</i>	+ 9	+ 4 à + 14
Coût alimentaire des fourrages	Gain de foin <i>[moyenne nationale : + 0,32 tMS/ha]</i>	– 32	– 14 à – 49
	Gain d'herbe <i>[moyenne nationale : + 0,6 tMS/ha]</i>	– 6	– 14 à 0
	Total valeur des aliments	– 38	– 22 à – 57
	Coût total pour l'agriculteur	28 €/ha/an	12 à 38

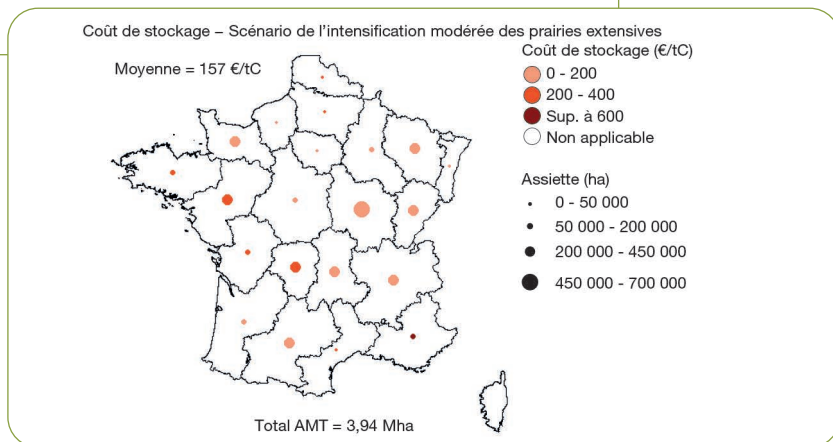
Potentiel et coût de stockage du scénario de fertilisation additionnelle modérée des prairies

Cette pratique permet de stocker 176 kgC/ha/an en moyenne sur 30 ans, ce qui représente 0,69 MtC/an pour toute la France. Le coût unitaire de ce stock additionnel de C s'élève à 157 €/tC en moyenne, soit 109 millions d'euros par an pour la France entière (tableau 4-32).

Tableau 4-32. Récapitulatif pour le scénario « Fertilisation additionnelle modérée des prairies permanentes ».

Assiette théorique (AT)	Toutes les prairies permanentes (type 4) = 7 Mha
Conditions techniques	Limité aux prairies non ou peu fertilisées (< 50 kgN/ha)
Assiette maximale technique (AMT)	3,94 Mha (56 % des surfaces de prairies permanentes)
Incompatibilités avec d'autres pratiques stockantes	Aucune
Potentiel de stockage, unitaire → total national	176 kgC/ha/an → 0,69 MtC/an
Coût unitaire pour l'agriculteur	28 €/ha/an (12 à 38 selon régions)
Coût de stockage de la tonne de C	157 €/tC (73 à 1 439 selon régions)
Coût d'atténuation de la tonne de CO ₂ e	43 €/tCO ₂ e
Coût total	109 M€/an

La carte des assiettes et des coûts de la tonne de C stockée par région (figure 4-56) montre que l'assiette de cette pratique est répartie sur l'ensemble des régions herbagères, avec des coûts assez homogènes entre régions.

Figure 4-56. Coût de la tonne de carbone stockée (€/tC) et AMT (ha) de la pratique, par région.

Analyse transversale du potentiel de stockage et du coût, et allocation coût-efficace de l'effort de stockage

I Stockage additionnel, variations tendanciennes des stocks et contribution à l'atténuation du changement climatique

Stockage additionnel lié à l'adoption de pratiques stockantes

Le tableau 4-33 indique, par grands modes d'occupation du sol, le stockage additionnel calculé sur l'horizon 0-30 cm pour chaque pratique stockante étudiée (exprimé en kg de C 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 2-11. La figure 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.

Sur l'ensemble des surfaces agricoles et forestières considérées dans l'étude, le stockage additionnel de C 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).**

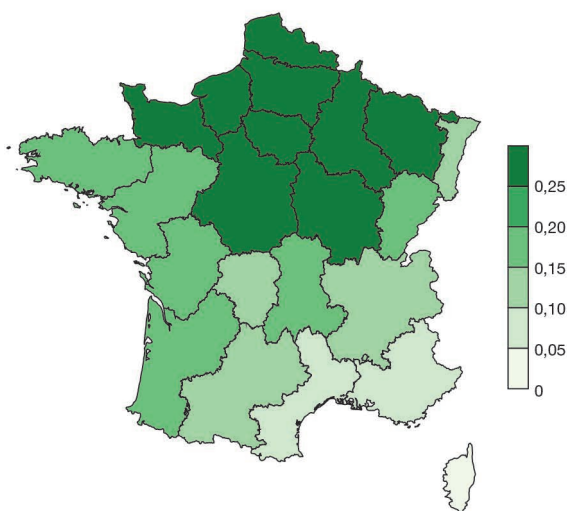
Le potentiel de stockage additionnel par adoption de pratiques stockantes se trouve très majoritairement dans les systèmes de grandes cultures, qui représentent à eux seuls 85,6 % du potentiel total. Pour les grandes cultures considérées isolément, le stockage additionnel permis en supposant la mise 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 intraparcellaire** (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 pâtures, dont la mise en œuvre est limitée par la nécessité de constituer des réserves 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 additionnel de stockage par région (figure 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 ou viticoles. Enfin, rappelons que l'analyse bibliographique n'a pas permis d'identifier de pratiques plus stockantes que les pratiques actuelles en forêts.

Tableau 4-33. Stockage additionnel par pratique.

	Stockage additionnel par ha d'assiette Horizon 0-30 cm	Assiette	Stockage additionnel France entière Horizon 0-30 cm	Stockage additionnel, rapporté au stock du mode d'occupation du sol correspondant
	kgC/ha/an	Mha	MtC/an	‰/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			+ 4,873* (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

* 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. À ce stade de l'analyse, ce calcul ne tient pas non plus compte des interactions d'assiette, qui concernent principalement l'agroforesterie intraparcellaire 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.

Figure 4-57. Potentiel de stockage additionnel sur l'horizon 0-30 cm par région (tC/haSAU/an).



Évolutions tendancielles de stock et stockage additionnel

Le tableau 4-34 récapitule, par grands modes d'occupation du sol, les surfaces et stocks de carbone du sol correspondants, les évolutions tendanciennes 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 la conclusion de la section « Évolutions des stocks de carbone des sols sous les systèmes actuels de grandes cultures et de prairies permanentes » (p. 93), la connaissance des évolutions tendanciennes 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 tendanciel 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 4-34. Stockage tendanciel et additionnel par catégorie d'occupation du sol.

Surfaces	Stock agrégé France entière Horizon 0-30 cm	Stockage tendanciel Valeur littérature Valeur simulations	Stockage tendanciel Valeur littérature Valeur simulations	Stockage additionnel relatif permis par l'adoption de pratiques stockantes	Stockage total (tendanciel + additionnel) en relatif Valeur littérature Valeur simulations
	(Mha)	(MtC)	(kgC/ha/an)	(‰/an)	(‰/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 de la France entière sont inférieures à celles indiquées dans la figure 2-11, 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.

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 (voir section « Cinétique de décomposition des MO et temps moyen de résidence du C », p. 35). Dans le cas particulier du semis direct, et en accord avec la bibliographie (voir section « Réduction du travail du sol, passage au semis direct », p. 112), 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 (voir les sections « Potentiel de stockage additionnel de carbone dans les systèmes de grande culture et de cultures pérennes », p. 111, et « Potentiel de stockage additionnel de carbone dans les systèmes de prairies permanentes », p. 168), 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 4-35 indique, pour chaque pratique stockante, le stockage additionnel de C 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

Tableau 4-35. 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)	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par stockage additionnel de C (sur tout le profil)	Principaux autres postes d'émissions modifiés	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par les modifications des autres postes d'émissions	CO ₂ soustrait de l'atmosphère tenant compte du bilan de GES complet	Assiette	CO ₂ soustrait de l'atmosphère par séquestration de C (France entière)	CO ₂ e soustrait de l'atmosphère en tenant compte du bilan de GES (France entière)
	(kgC/ha/an)	(kgCO ₂ /ha/an)		(kgCO ₂ e/ha/an)	(kgCO ₂ e/ha/an)	(Mha)	(MtCO ₂ e/an)	(MtCO ₂ e/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	-1432	↗ Stockage C biomasse	-3874	-5306	5,33	-7,63	-28,28
Haies	-31	-115	↗ Stockage C biomasse	-1121	-1236	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	-1328	↗ N ₂ O	343	-986	0,09	-0,12	-0,09
Enherbement permanent des vignobles	-464	-1701		167	-1534	0,15	-0,26	-0,23
Enherbement hivernal des vignobles	-300	-1100		13	-1087	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 4-14.

dernières colonnes indiquent les quantités de CO_2e soustraies 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 C 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 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. 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 N_2O , liée à la réduction des pertes par lixiviation de nitrate, est en partie compensée par l'augmentation des émissions de CO_2 liées aux carburants consommés pour les opérations de mise en place et de destruction du couvert.

Pour trois pratiques, agroforesterie intraparcellaire, 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 matière d'atténuation. Dans le cas de l'agroforesterie intraparcellaire 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 N_2O , 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 N_2O liées aux apports d'azote et les émissions de CO_2 nécessaires à leur fabrication.

I Coût technique des pratiques stockantes et allocation coût-efficace de l'effort de stockage

Le tableau 4-36 regroupe l'ensemble des informations concernant les coûts : le coût unitaire de chaque pratique (en €/ha/an) qui, multiplié par l'AMT, permet de calculer un coût total à l'année pour chaque pratique ; ce même coût unitaire, rapporté au stockage additionnel, donne pour chaque pratique un coût de la tonne de C stockée. Ces coûts unitaires sont ici exprimés en moyenne nationale. 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 de la pratique stockante. Cette variabilité n'est pas reprise dans cette analyse transversale, mais elle a été prise en considération dans les calculs mobilisés pour classer les pratiques en termes d'efficacité-coût. Elle est importante pour toutes les pratiques, sauf pour l'enherbement des vignobles.

Tableau 4-36. Récapitulatif des coûts par pratique, en moyenne au niveau national, selon que l'horizon de stockage considéré est 0-30 cm ou sur l'ensemble du profil de sol.

Pratiques stockantes	Coût technique unitaire	AMT	Coût total	Tout le profil de sol	Horizon 0-30 cm
				Coût de stockage	Coût de stockage
	(€/ha/an)	(Mha)	(M€/an)	(€/tC)	(€/tC)
Extension des cultures intermédiaires	39	16,03	619	180	307
Semis direct	13	11,29	142	*	210
Nouvelles ressources organiques	22,6	1,46	33	231	397
Insertion et allongement des prairies temporaires	91	6,63	602	423	712
Agroforesterie intraparcellaire	118	5,33	628	302	570
Haies	73	8,83	645	2 322	4 380
Intensification modérée des prairies permanentes	28	3,94	109	130	157
Remplacement fauche-pâturage en prairies permanentes	73	0,09	6	203	277
Enherbement des inter-rangs des vignobles	permanent	- 26	0,15	- 4	- 56
	hivernal	- 15	0,41	- 6	- 51

* Non calculé, car conformément à l'analyse bibliographique il a été considéré qu'il n'y avait pas de stockage additionnel de C par passage au semis direct quand on considère toute la profondeur du profil de sol.

Coûts techniques unitaires et efficience comparés des pratiques

L'analyse des coûts unitaires, rapportés au stockage additionnel de C sur tout le profil de sol, permet de distinguer 3 catégories de pratiques.

Les pratiques à faible coût technique et de stockage

Une seule pratique a un coût technique « négatif », c'est-à-dire correspondant à un gain pour l'agriculteur. C'est le cas de l'enherbement des inter-rangs en vignoble, qui réduit les opérations culturales. Cette pratique, sous hypothèse d'additivité, 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, notamment de types organisationnels, 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. Notons enfin que la prise en compte des autres postes d'émission de GES (tableau 4-35) n'a pas d'impact sur l'efficacité de cette pratique.

Les pratiques à coûts technique et de stockage modérés (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. Ces coûts modérés s'expliquent souvent par une économie de coût de récolte (remplacement fauche-pâturage) ou 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 et les nouvelles ressources organiques), qui viennent compenser une partie des dépenses supplémentaires en intrants ou liées aux interventions sur les parcelles (fertilisation minérale pour l'intensification modérée des prairies, achat et transport des composts de déchets verts et biodéchets pour les nouvelles ressources organiques, semences et implantation pour les cultures intermédiaires). Sous hypothèse d'additivité, ces pratiques représentent 52 % du potentiel total, majoritairement en grande culture (81 % des 52 %), pour un coût total de 768 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 la substitution fauche-pâturage ou, pour les nouvelles ressources organiques, liés à la réticence vis-à-vis des produits épandus, du fait des risques éventuels que leur utilisation implique, et de l'épandage de composts et digestats, qui suppose de s'adapter à ces nouveaux modes de fertilisation. Enfin, pour les nouvelles ressources organiques, le coût pour l'agriculteur ne représente pas le coût pour la collectivité. Si on tient compte de l'ensemble des postes d'émission de GES en moyenne nationale (voir section « Contribution à l'atténuation du changement climatique des pratiques stockantes », p. 187), et non plus du seul stockage de C dans le sol, la pratique d'intensification modérée des prairies permanentes est disqualifiée puisqu'elle coûte sans améliorer le bilan GES global, 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 % respectivement.

Les pratiques à coût de stockage élevé (> 250 €/tC)

Les pratiques comme l'introduction et l'allongement des prairies temporaires, l'agroforesterie intraparcellaire 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. Ramenées à la tonne de C 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 intraparcellaire et des haies réside avant tout dans le stockage de C dans la biomasse aérienne (voir section « Contribution à l'atténuation du changement climatique des pratiques stockantes », p. 187), 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, incluant le stockage de C dans la biomasse. 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 C du sol.

Discussion

Globalement, l'analyse qui précède montre que, hormis pour 1 des 9 pratiques étudiées, le stockage additionnel de C 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 intraparcellaire, totalisant 83 % du potentiel technique de stockage) portent sur les grandes cultures et ont des coûts de stockage moyens compris entre 180 et 423 €/tC et par an, 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 C 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 C dans le sol, alors que plusieurs d'entre elles ont un bilan de GES net renforcé quand on considère leur bilan GES complet, incluant notamment le stockage de C dans la biomasse. Rapportée à la tonne de CO₂e soustraite de l'atmosphère, l'efficacité de ces pratiques est modifiée et améliorée.

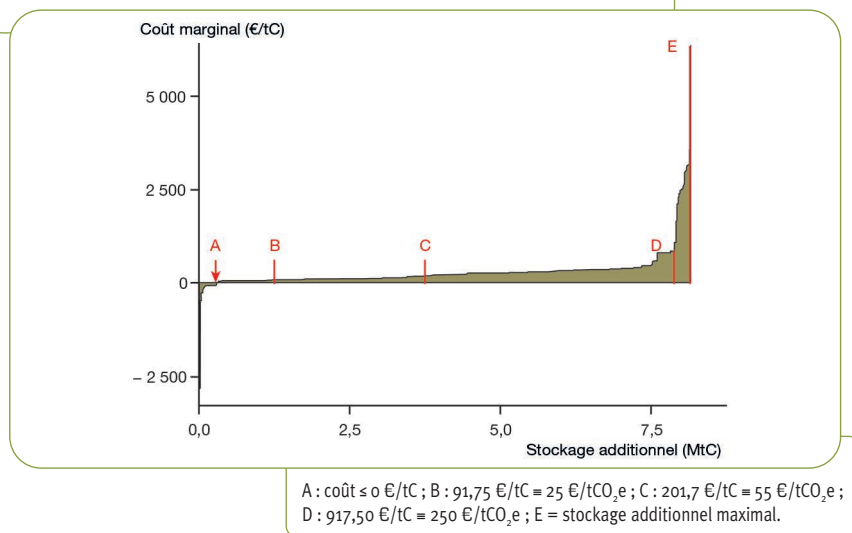
En dehors des pratiques d'intensification modérée des prairies, d'implantation de haies et d'enherbement des vignobles, les coûts des pratiques présentent une grande variabilité régionale non détaillée dans cette section, mais qui a été décrite dans la section précédente présentant la structure des coûts, 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.

Il convient également de garder à l'esprit que ces coûts 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.

Allocation coût-efficace de l'effort de stockage

Les assiettes maximales techniques (AMT), les coûts techniques unitaires et les valeurs de stockage additionnel par hectare ont été utilisés¹³ pour générer une courbe de coût marginal de stockage en France métropolitaine (figure 4-58)¹⁴. La figure 4-59 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.

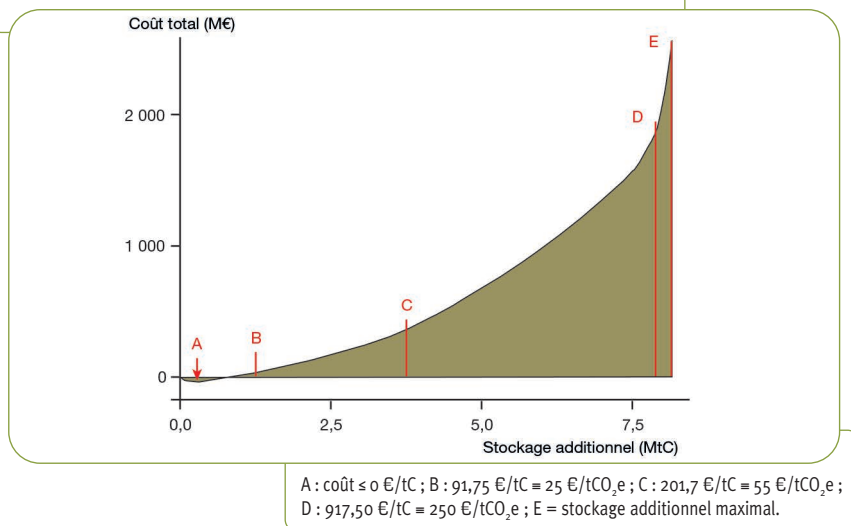
Figure 4-58. Courbe de coût marginal de stockage dans le sol (sur l'ensemble du profil de sol).



13. Les couples (pratique, région) qui déstockaient n'ont pas été intégrés dans le modèle.

14. Le modèle utilisé pour générer la courbe de coût marginal est présenté dans la section « Détermination de l'allocation optimale de l'effort de stockage par le modèle Banco », p. 91.

Figure 4-59. Courbe de coût total de stockage correspondant à chaque cible de stockage additionnel dans le sol (sur l'ensemble du profil de sol).



Les pratiques sont supposées additives et sans interaction d'assiette, sauf pour, d'une part, les pratiques agroforesterie intraparcellaire et haies, qui diminuent la surface des grandes cultures là où elles sont mises en œuvre, et, d'autre part, l'enherbement du vignoble, qui est soit hivernal, soit permanent, sur une même surface.

La courbe de coût d'abattement marginal obtenue (figure 4-58) a été analysée en plusieurs points d'intérêt :

- 0 €/tC (A sur la courbe) : c'est-à-dire sans incitation à stocker du C ;
- 91,75 €/tC = 25 €/tCO₂e (B) : prix actuel du C ;
- 201,7 €/tC = 55 €/tCO₂e (C) : prix de la composante C de la « contribution climat-énergie » initialement prévue en 2019, correspondant également à la valeur tutélaire du C initialement prévue en 2020 ;
- 917,50 €/tC = 250 €/tCO₂e (D) : valeur tutélaire 2030 du C en France (commission Quinet, 2019) ;
- stockage additionnel maximal (E).

Les résultats sont présentés dans le tableau 4-37.

Tableau 4-37. 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 ₂ e 91,75 €/tC	(C) 55 €/tCO ₂ e 201,7 €/tC	(D) 250 €/tCO ₂ e 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	1 859,6	2 568
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-pâturage en prairies permanentes	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 intraparcellaire	0	0	0,012	2,080	2,080
Haies	0	0	0	0	0,271

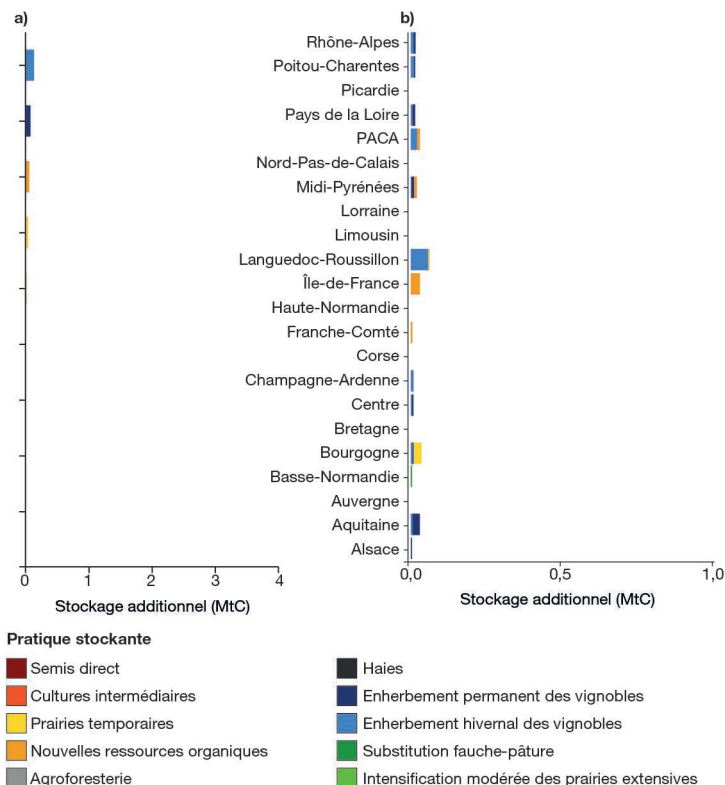
Prix du carbone de 0 €/tC

Sans incitation, pour un prix du C 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 C 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 4-60a).

Figure 4-60. Contribution au stockage additionnel obtenu pour un prix du carbone de 0 €/tC.

a) France entière. b) Par région.



L'apport de NRO (régions Île-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 mis en œuvre dans les régions où elles ont un coût négatif (figure 4-60b).

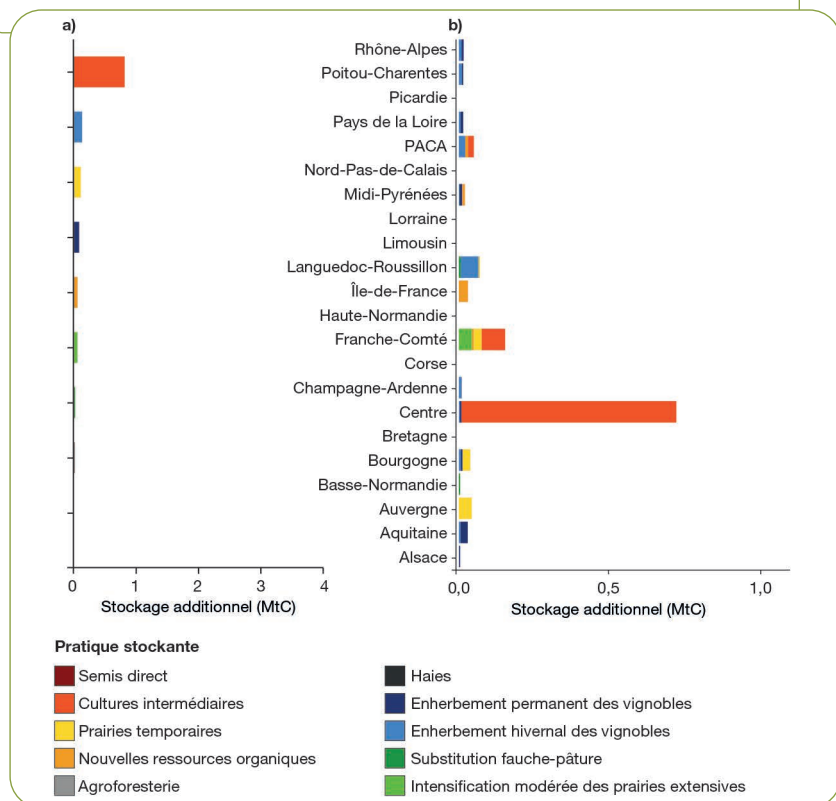
Exprimé en CO_2e , le stockage additionnel sans incitation revient à extraire $1,06 \text{ MtCO}_2\text{e/an}$ de l'atmosphère. Ce bilan n'est pas modifié par la prise en compte des autres postes d'émissions de GES.

Prix actuel du carbone

Au prix actuel du C de 25 €/tCO₂e, soit 91,75 €/tC (prix moyen en avril et mai 2019 sur le marché d'échange de quotas de C européen, qui n'inclut pas le secteur agricole), le stockage quadruple et atteint 1,21 MtC/an (+ 0,43 % sur les terres agricoles, calculé sur toute la profondeur de sol), 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.

Figure 4-61. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu au prix actuel du carbone de 91,75 €/tC.

a) France entière. b) Par région.



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 4-61a) et principalement dans la région Centre-Val de Loire (figure 4-61b). 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 Nitrates) 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 négligeable.

En payant la tonne de C additionnelle stockée à 25 €/tCO₂e, on peut ainsi 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.

Prix du carbone au niveau de la composante carbone de la contribution climat-énergie

En valorisant la tonne de C 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 Provence-Alpes-Côte d'Azur), en commençant par la région Bourgogne-Franche-Comté (figure 4-62b) qui a les coûts les plus faibles. L'agroforesterie intraparcellaire fait son entrée sur de petites surfaces en Languedoc-Roussillon et Provence-Alpes-Côte d'Azur. L'extension des cultures 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 4-62a). 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 C 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 (tableaux 4-30 et 4-35).

Prix du carbone au niveau de la valeur tutélaire 2030 du carbone

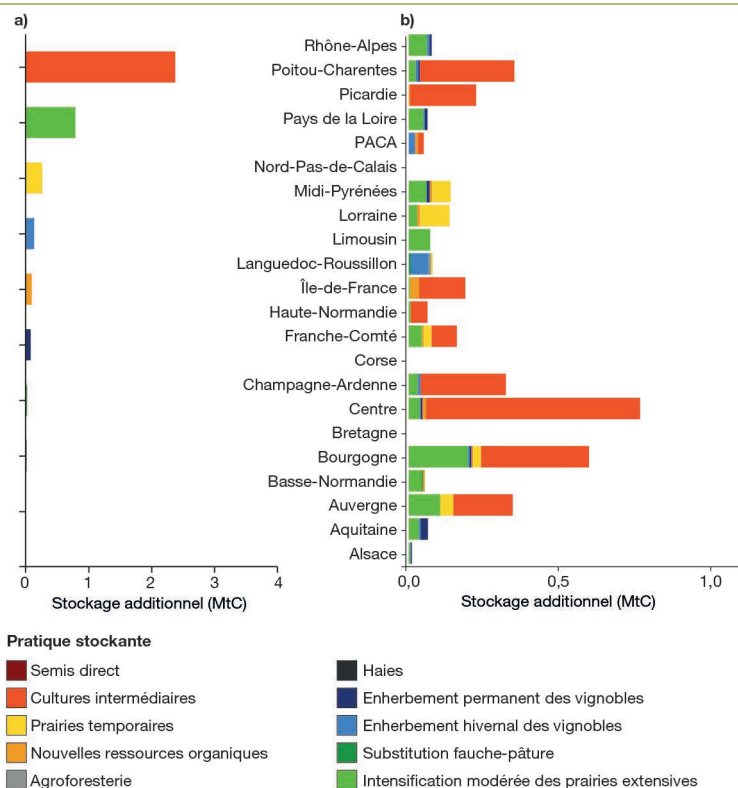
À la valeur tutélaire¹⁵ du C en France à horizon 2030 (250 €/tCO₂e, soit 917,5 €/tC), presque 5 fois plus élevée que celle initialement fixée en 2020, il est possible de stocker 7,87 MtC/an (correspondant à + 2,8 ‰ pour les sols agricoles, calculé sur toute la profondeur de sol) pour un coût total de 1 860 M€/an.

Trois pratiques représentent à elles seules 85 % du stockage : l'extension des cultures intermédiaires (41 %), l'agroforesterie intraparcellaire (26 %) et l'introduction et l'allongement des prairies temporaires (17 %). L'agroforesterie intraparcellaire 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.

15. La valeur tutélaire du C 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.

Figure 4-62. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu avec une valeur du carbone de 201,7 €/tC.

a) France entière. b) Par région.



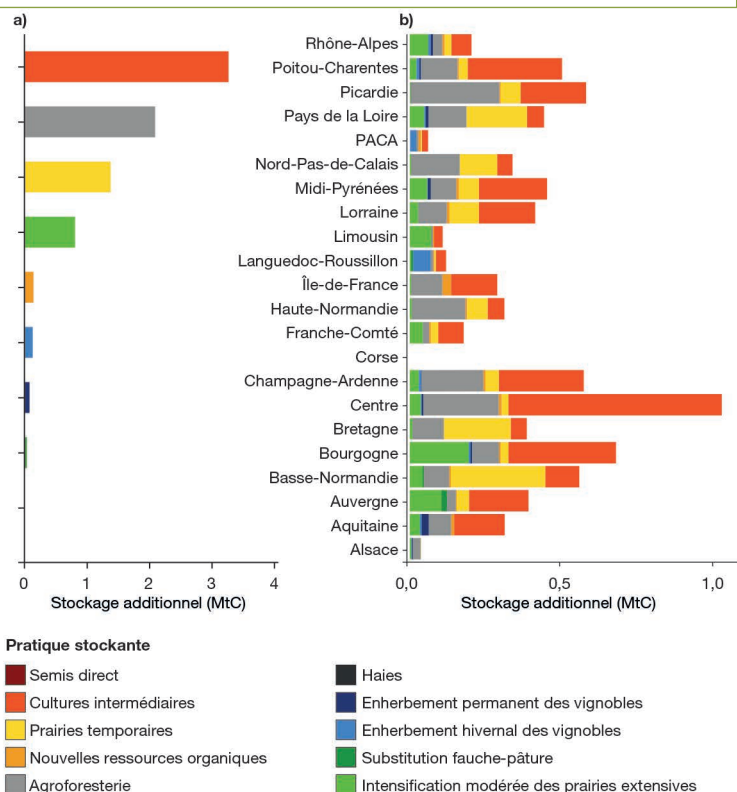
La pratique portant sur l'introduction et l'allongement des prairies temporaires est quasiment à son potentiel maximal, et contribue notamment fortement au potentiel de stockage additionnel des régions Basse-Normandie et Bretagne, mais pour des raisons différentes. En Basse-Normandie, où les prairies 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. Finalement, seules les haies, ayant un coût de la tonne additionnelle de C supérieur à la valeur tutélaire 2030, et ce quelle que soit la région, ne sont pas encore mobilisées (figure 4-63).

En valorisant la tonne de C 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 C dans la biomasse aérienne permis par l'agroforesterie intraparcellaire qui vient s'ajouter au stockage additionnel de C dans le sol.

Stockage additionnel maximal

Enfin, le potentiel maximal de stockage au niveau national est proche de celui permis par la valeur tutélaire 2030 du C : 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 C stockées sont très coûteuses, car permises par l'implantation

Figure 4-63. Contribution des pratiques au stockage additionnel obtenu pour la valeur tutélaire du carbone en 2030, soit un prix de 917 €/tC.
a) France entière. b) Par région.



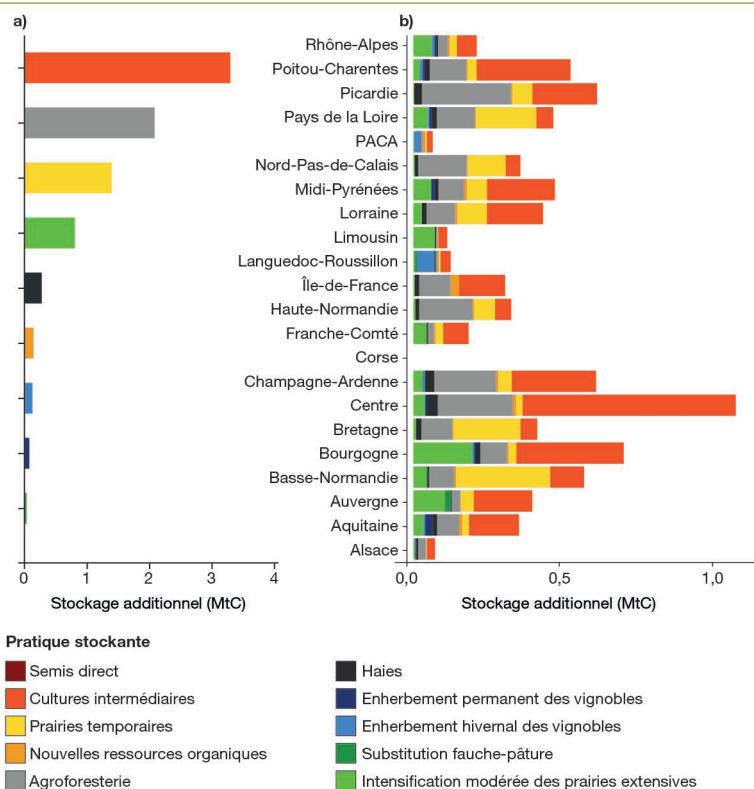
de haies, qui empiètent sur les cultures et réduisent (comme l'agroforesterie intraparcellaire) l'assiette allouée aux autres pratiques, et la production agricole correspondant à cette perte de surface cultivée.

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, calculé sur toute la profondeur de sol, de 2,9 %.

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 C dans la biomasse aérienne permis par l'agroforesterie intraparcellaire et les haies (figure 4-64).

Figure 4-64. Contribution des pratiques au stockage additionnel maximal.
a) France entière. b) Par région.



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 C 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 C 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 C stockée à 55 €/tCO₂e (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 C stockée au niveau de la valeur tutélaire du C telle qu'établie par la commission Quinet en 2019 (environ 917 €/tC) conduirait à une augmentation notable du stockage additionnel de C 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 C 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. 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 intraparcellaire 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 intraparcellaire 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 C 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'efficacité, pour une certaine flexibilité laissée aux États, 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 intraparcellaire et des haies, compte tenu des coûts élevés, la compensation ne devrait pas être basée uniquement sur leur capacité à stocker du C 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.

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 C 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 C 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 C dans les sols, mais qui y contribuent indirectement : différentes mesures des bonnes conditions agricoles et environnementales de la Politique agricole commune et différentes mesures agro-environnementales et climatiques (MAEC), 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 C 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 C des prairies et des forêts est capitale. 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...

Conclusion générale

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). Ce stock dépend 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 4-34). 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 %** 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 1 000 (+ 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 par 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 1 000 dans les sols français, mais les incertitudes sur la ligne de base sont actuellement trop fortes pour 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, mais l'assiette 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 mais 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 intraparcellaire », « 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 N_2O 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 à 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 intraparcellaire, 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 intraparcellaire) 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 d'abandon du glyphosate. Des solutions de destruction mécanique sans recours à des herbicides, adaptées aux différents contextes agropédoclimatiques, 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 N_2O , liées à l'usage des engrais azotés, et de CH_4 , 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, réassociation 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 km^2), 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. À 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'elle ne présente 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 matière 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 intraparcellaire 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.

Il y a finalement un besoin de prospective pour disposer de scénarios des systèmes de production agricoles 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.

Glossaire spécifique au stockage de carbone dans les sols

Termes relatifs aux quantités et états

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 (tC/ha). On fait référence fréquemment à la biomasse végétale aérienne, à la biomasse végétale souterraine et à la biomasse microbienne du 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 d'un pH de 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, 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.

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 mesurée (NF/ISO10694) par le coefficient historique 1,724. 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 %.

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 (gC/kg sol) en stock (kgC/m^3 ou tC/ha). On l'exprime en g/cm^3 , t/m^3 ou Mg/m^3 , qui sont synonymes.

Horizon O, litières, mulch. Les horizons O (Référentiel pédologique) sont les couches de matières organiques situées au-dessus de la surface minérale des sols. Ils sont parfois définis comme ayant une teneur en carbone supérieure à 200 g/kg. Ils représentent une partie non négligeable du carbone organique des sols forestiers (Horizons OF de « fermentation » et OH « humiques » des litières forestières), des sols de prairies (« mat racinaire ») ou des sols agricoles conduits en semis direct (« mulch »), et des tourbes (horizon H « histique »).

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.

Stock de C. 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/m² (kgC/m²) ou en t/ha (tC/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.

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 (gC/kg sol), mais parfois aussi en % (gC/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.

Termes relatifs à la dynamique

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 « inerte » ou « passif » 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 il peut comprendre la contribution directe du carbone issu de l'apport et une contribution indirecte au stockage additionnel, par exemple due à la stimulation de la production primaire ou de la production de racines.

Saturation, déficit de saturation. Le concept de saturation 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 observées couramment, mais on rencontre des sols dont le stock est supérieur à ladite limite de saturation. 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. 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 proportionnelles à l'augmentation des apports.

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 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 d'un sol sous une pratique de référence A à partir d'un état initial commun de ces deux sols. Le stockage additionnel est défini pour deux pratiques, un site donné, et dépend du temps écoulé depuis la différenciation des pratiques.

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

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 selon un changement de gestion donné.

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. 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, car il a parfois des acceptions différentes : soit temps de turnover, soit âge moyen des matières organiques présentes dans le sol.

Termes relatifs aux mécanismes

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 dissous.

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 ; c'est la différence entre la fixation photosynthétique des végétaux (production primaire brute) et le flux de respiration de ces végétaux (respiration autotrophe). On peut l'exprimer

en $\text{kgC}/\text{m}^2/\text{an}$. 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 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. 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 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.

Sigles et abréviations

Ademe Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

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)

BCAE Bonnes conditions agricoles et environnementales

BDAT Base de données d'analyses des terres

BDGSF Base de données géographique des sols de France

C Carbone

CaCO₃ Carbonate de calcium

CEC Capacité d'échange cationique

CH₄ Méthane

Citepa Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique

CO₂ Gaz carbonique

CO₂e Gaz carbonique équivalent

COD Carbone organique dissous

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 études de l'Inra

GES Gaz à effet de serre

GIEC Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution 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 Nitrates

Sélection bibliographique

Références non appelées dans le texte, mais classées selon quelques grandes thématiques.

Contexte général de l'étude, initiative 4 pour 1 000

- 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. <https://hal.inrae.fr/hal-02832661>.
- Chenu C., Angers D.A., Barre P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J., 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, 41-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>.
- 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/>.
- 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., Richer-de-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>.
- 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. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01186943>.
- 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., 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>.

Mécanismes, dynamique du carbone dans les sols

- Balesdent J., Chenu C., Balabane M., 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and 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., 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., 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.
- Hénin S., Dupuis M., 1945. Essai de bilan de la matière organique. *Annales agronomiques*, 15, 17-29.
- Lehmann J., Kleber M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528 (7580), 60-68. <http://dx.doi.org/10.1038/nature16069>.
- 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>.
- 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>.

Modélisation des pratiques agricoles et du carbone du sol

- 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., Maraun 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).
- 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 and 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>.
- 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 and 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 and 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., García de Cortazar-Atauri I., Ripoche D., Beaudoin 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 and Software*, 64, 177-190. <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 and Software*, 72, 356-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.007>.

Effets du carbone dans les sols

- 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.
- Calvet R., Chenu C., Houot S., 2011. *Les matières organiques des sols : rôles agronomiques et environnementaux*, Paris, Éditions France Agricole, 347 p.
- 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>.
- Loveland P., Webb J., 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and 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).
- 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>.
- 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'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques*. Rapport d'étude, Paris, Inra, 966 p. <https://hal.inrae.fr/hal-02791232>.

Stocks actuels, effet des changements d'occupation des sols et des changements de pratiques

- 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. <https://hal.inrae.fr/hal-02791450v1>.
- 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., Oliso 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 and Environment*, 139 (3), 363-383. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.09.020>.
- 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. Part2: croplands. *Global Change Biology*, 16 (5), 1409-1428. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02055.x>.
- 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.

- 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.
- IPCC, Eggleston S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol. 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>.
- Laganière 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>.
- Le Quere C., Andrew R.M., Friedlingstein P., Sitch S., Pongratz J., Manning A.C., Korsbakken J.L., 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., Metzl 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-Luijckx 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>.
- 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 (coll. Développement durable), 111-128.
- Meersmans J., Martin M.P., Lacarce 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>.
- 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>.
- Mignolet C., Schott S., 2017. Couverts végétaux gérés. In : *Volet « écosystèmes agricoles » de l'Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques* (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., Ripoché D., Ruget F., Rulleau B., Rush A., Salles J.-M., Sauvau D., Schott C., Tardieu L., eds). Rapport d'étude, Paris, Inra, 100-116.
- 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>.
- 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>.

RMQS, Réseau de mesures de la qualité des sols : <https://www.gissol.fr/donnees/tableaux-de-donnees/stock-de-C-par-region-et-par-occupation-du-sol-3045>.

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>.

Pratiques stockantes

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>.

I Forêts

Achat D.L., Deleuze C., Landmann G., Pousse N., Ranger J., Augusto L., 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth. A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 348, 124-141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.042>.

Augusto L., Saint-André L., Bureau F., Derrien D., Pousse N., Cécillon L., 2019. Séquestration de carbone organique dans les sols forestiers : impacts de la gestion sylvicole. *Forêt-Entreprise*, 245, 62-66.

Dhôte J.-F., Leban J.-M., Saint-André L., Derrien D., Zhun M., Loustau D., Achat D., Roux A., Schmitt B., 2016. *Leviers 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.

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>.

I Prairies permanentes

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 intensively managed grasslands. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 253, 62-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>.

Graux A.I., Bellocchi G., Lardy R., Soussana J.-F., 2013. Ensemble modelling of climate change risks and opportunities for managed grasslands in France. *Agricultural and Forest Meteorology*, 170, 114-131. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2012.06.010>.

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 and Software*, 72, 356-371. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.03.007>.

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>.

- Schulze E.D., Luyssaert S., Ciais P., Freibauer A., Janssens I.A., Soussana J.-F., Smith P., Grace J., Levin I., Thiruchittampalam B., Heimann M., Dolman A.J., Valentini R., Bousquet P., Peylin P., Peters W., Rodenbeck C., Etiope G., Vuichard N., Wattenbach M., Nabuurs G.J., Poussi Z., Nieschulze J., Gash J.H., CarboEurope T., 2009. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geoscience*, 2 (12), 842-850. <http://dx.doi.org/10.1038/ngeo686>.
- 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>.

I Grandes cultures

Semis direct

- 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>.
- 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 and Environment*, 188, 134-146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.014>.
- 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>.
- Labreuche J., Lecomte V., Gilles S., Nathaël L., Longueval C., Michel M., Gilles E., Roger-Estrade J., 2014. Travail du sol et rendement des cultures : conditions et modalités de mise en œuvre pour les principales espèces de grande culture. In : *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable* (Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J., eds), Versailles, Quæ, coll. Savoir-faire, 27-48.

Résidus de culture

- 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>.
- Warren Raffa D., Bogdanskı 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>.

Cultures intermédiaires

- 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 and Environment*, 147, 36-46. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.006>.

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., Souchère 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 de l'étude, Paris, Inra-DEPE, 64 p. <https://hal.inrae.fr/hal-03130201v1>.

Poeplau C., Don A., 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops. A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 200, 33-41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.

Insertion prairies temporaires

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 and Environment*, 190, 18-26. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>.

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>.

Vertès F., Hatch D., Velthof G., Taube F., Laurent F., Loiseau P., Recous S., 2007. 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.

Nouvelles ressources organiques

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., Genermont S., Giamberini L., Helias A., Jardé E., Lupton S., Marron N., Menasseri-Aubry S., Mollier A., Morel C., Mougin 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 Perchech 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. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03148748v1>.

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>.

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., Ruyschaert 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>.

Fertilisation, irrigation

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. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2005.tb00105.x>.

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 and Environment*, 140 (1-2), 234-244. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.010>.

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 and Environment*, 228, 70-81. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.030>.

Agroforesterie

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>.

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 and Environment*, 236, 243-255. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.011>.

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 and Environment*, 247, 98-111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.018>.

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 and Development*, 29 (11), 3886-3897. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3136>.

Effet global des systèmes de cultures sur le stockage de carbone

King A.E., Blesh J., 2018. Crop rotations for increased soil carbon: perennality as a guiding principle. *Ecological Applications*, 28 (1), 249-261. <https://doi.org/10.1002/eap.1648>.

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>.

Therond O., Duru M., Roger-Estrade J., Richard G., 2017. 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>.

Évaluation des coûts

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 Études socio-économiques*, 38, 53-71. <https://agriculture.gouv.fr/notes-et-etudes-socio-economiques-ndeg38>.

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.

Pellerin S., Bamière L., Angers D., Beline 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., 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 and Policy*, 77, 130-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>.

Outils incitatifs, politiques publiques

- Bangsund D.A., Larry Leistriz 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>.
- 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/document>.
- 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>.
- 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>.

Les participants à l'étude

Pilotes scientifiques

Laure Bamière, Inra, UMR Économie publique, Grignon. Économie 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. Étude 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'écosystème prairial », Clermont-Ferrand. Simulations agronomiques sous PaSim

Michele Schiavo, Inra, DEPE « Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études », Paris. Calcul des coûts techniques et assemblage des simulations agronomiques et économiques

Experts scientifiques

I 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 continents », Paris. *Dynamique du carbone dans les sols*

I 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'études 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 « Écologie fonctionnelle et éco-toxicologie des agro-écosystèmes », 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*

I Pratiques stockantes en prairies

François Gastal, Inra, UR P3F « Unité de recherche pluridisciplinaire Prairies et plantes fourragères », Lusignan. *Écologie 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'écosystème prairial », Clermont-Ferrand. *Système d'élevages, sols de prairie*

Combinaison des pratiques

Olivier Théron 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 écosystèmes forestiers », Nancy. *Gestion forestière*

I 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*

I Économie

Valentin Bellassen, Inra, UMR Cesaer « Centre d'économie et de sociologie appliquées à l'agriculture et aux espaces ruraux », Dijon. *Marché des droits carbone, agroécologie*

Philippe Delacote, Inra, UMR BETA « Bureau d'économie théorique et appliquée », Nancy, et chaire d'Économie du climat, Paris. *Économie de l'environnement, modélisation secteur forêt*

Nathalie Delame, Inra, UMR Économie publique, Grignon. *Économie des exploitations agricoles*

Élodie Letort, Inra, UMR Smart-Lereco « Laboratoire d'études et de recherches en économie 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. *Élevage, changement climatique*

I Experts contributeurs ponctuels

Florent Chlebowsky, 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'études 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'études 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 Économie 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

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

Équipe projet

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

Sacha Desbourdes. INRAE InfoSol, infographie pour l'édition du présent ouvrage

Kim Girard. Suivi logistique et administratif

Samia Oukaci. Suivi logistique et administratif

Olivier Réchauchère. Conduite du projet, rédaction

Isabelle Savini. Rédaction, 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 Églin** (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 (Agrooof 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 Feuillette (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 énergies 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'étude des sols), Danielle Lanquetuit (Association française d'agronomie), Séverin Lavoyer (Association française d'agroforesterie), Gwenäelle Le Borgne, Étienne Mathias et Colas Robert (Citepa), Blaise Leclerc (ITAB), Hélène Leriche (Orée), Raoul Leturcq (FNAB), Paul Luu (Initiative « 4 pour 1 000 »), Jean-Baptiste Millard (saf agr'iDées), Jean-Claude Moreau (Réseau Civam), Anne Schneider (Terres Inovia), Marie-Hélène Schwoob (Iddri).

Remerciements

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 culturelles-grandes cultures et Pratiques élevage, de l'enquête Structures des exploitations agricoles et du Réseau d'information comptable agricole.

Anne Meillet, Thomas Poméon et Éric 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 Efese-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 Agroclic, Avignon, pour la mise à disposition des données climatiques Météo-France.

Coordination éditoriale : Valérie Mary

Édition : Juliette Blanchet

Mise en page :  EliLoCom

L'initiative « 4 pour 1000 : les sols pour la sécurité alimentaire et le climat » propose d'augmenter chaque année d'un quatre millième le stock de carbone présent dans tous les sols du monde. À la demande de l'Ademe et du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, l'Inra (devenu aujourd'hui INRAE) a conduit une étude, centrée sur la France métropolitaine, visant à estimer le potentiel de stockage de carbone des sols agricoles et forestiers et, *in fine*, à mesurer la contribution potentielle de ce levier à l'objectif de réduction des émissions nettes de gaz à effet de serre.

Diverses pratiques candidates (cultures intermédiaires, apport de nouvelles ressources organiques, gestion des prairies, agroforesterie...) ont été évaluées. Les résultats obtenus ont montré une forte variabilité du stockage additionnel de carbone. L'étude a également permis d'estimer le coût supplémentaire, pour les agriculteurs, de mise en œuvre de ces pratiques de stockage, puis une allocation de l'effort de stockage entre les pratiques et les régions a été effectuée. Ces données permettront aux différents acteurs concernés de faire les meilleurs choix pour stocker davantage de carbone dans les sols.

Cet ouvrage s'adresse aux décideurs chargés de l'élaboration des politiques publiques climatiques dans le domaine agricole, aux responsables territoriaux, aux aménageurs, aux ingénieurs et techniciens, aux agriculteurs et à l'ensemble des citoyens intéressés par la problématique de l'agriculture et du changement climatique.

Sylvain Pellerin, chercheur INRAE à l'UMR ISPA « Interactions sol-plante-atmosphère » (centre de Bordeaux-Aquitaine), est l'un des deux pilotes scientifiques de l'étude. Il travaille sur les cycles carbone et éléments nutritifs dans les agroécosystèmes et leur modélisation.

Laure Bamière, chercheur INRAE à l'UMR Économie publique (centre de Versailles-Grignon) est l'une des deux pilotes scientifiques de l'étude. Économiste de l'environnement, elle étudie et modélise les liens entre les activités agricoles et l'atténuation du changement climatique.

Isabelle Savini est chargée d'études à la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études d'INRAE à Paris.

Olivier Réchauchère, agronome et coordinateur du projet, était chargé d'études à la Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études d'INRAE à Paris. Il est désormais chercheur à l'UMR Agronomie (centre de Versailles-Grignon).

40 €

ISBN: 978-2-7592-3148-5

éditions
Quæ

INRAE



9 782759 231485