



HAL
open science

Mesure et modélisation spatialisées des flux de CO₂ à l'interface entre le sol, les agroécosystèmes et l'atmosphère dans le contexte de la transition agroécologique

Nicolas Breil

► **To cite this version:**

Nicolas Breil. Mesure et modélisation spatialisées des flux de CO₂ à l'interface entre le sol, les agroécosystèmes et l'atmosphère dans le contexte de la transition agroécologique. Sciences de la Terre. Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2022. Français. NNT : 2022TOU30337 . tel-04557551

HAL Id: tel-04557551

<https://theses.hal.science/tel-04557551v1>

Submitted on 24 Apr 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.

Université Fédérale



Toulouse Midi-Pyrénées

THESE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par :

Université Toulouse 3 Paul Sabatier (UT3 Paul Sabatier)

Présentée et soutenue par :

Nicolas Lucien Breil

Le 18 novembre 2022

Titre :

Mesure et modélisation spatialisées des flux de CO₂ à l'interface entre le sol,
les agroécosystèmes et l'atmosphère dans le contexte de la transition
agroécologique

École doctorale et discipline ou spécialité :

ED SDU2E: Surfaces et interfaces continentales, Hydrologie

Unité de recherche :

CESBIO - Centre d'Etudes Spatiale de la Biosphère

Directeur/trice(s) de Thèse :

Thierry Lamaze et Nathalie Pellé

Jury :

M. Benjamin Loubet, Rapporteur

M. Bernard Longdoz, Rapporteur

Mme Tiphaine Chevallier, Rapporteur

Mme Claire Chenu, Examinatrice

M. Ahmad Al-Bitar, Examineur

M. Thierry Lamaze, Directeur de thèse

Mme Nathalie Pellé, Co-directrice de thèse

Résumé

Le changement climatique et les modifications de l'environnement d'origine anthropique impactent notre planète à l'échelle mondiale, conduisant notamment à des perturbations climatiques extrêmes. Pourtant, les émissions de gaz à effet de serre d'origine anthropiques ne décroissent pas. Les surfaces agricoles, constituant plus de 30% des terres continentales, jouent un rôle important dans ces émissions puisqu'elles sont similaires aux rejets du trafic aérien mondial. Ces surfaces fortement anthropisées et en lien direct avec l'environnement sont des zones d'intérêt de l'impact des activités humaines. Les terres cultivables peuvent se comporter comme des puits ou des sources de carbone, notamment en fonction de la conduite agricole. L'impact des pratiques issues de l'agroécologie (non-labour, couvert intermédiaire, agroforesteries, etc.), de plus en plus utilisées en France, reste cependant mal compris notamment concernant les combinaisons de pratiques. Cette thèse s'intéresse à l'impact de pratiques agroécologiques combinées sur les stocks de carbone du sol et les émissions vers l'atmosphère de CO₂ à travers la respiration du sol. Nous avons modélisé les flux de respiration du sol et adapté un ensemble d'équations permettant de représenter la dynamique des stocks et flux de carbone du sol, ainsi que l'effet priming pour des pratiques agroécologiques (non-labour combiné au couvert intermédiaire) et conventionnelles.

La première partie de la thèse a consisté à réaliser un ensemble de mesures spatialisées de terrain sur des parcelles de maïs. Les deux sites étudiés sont caractérisés par des quantités de carbone très contrastées : un sol très riche en carbone en 2018 à Lalouquette (64) et un autre relativement pauvre en 2019 à Estampes (32). Chaque site d'étude est composé de deux parcelles contiguës, l'une sous itinéraire agroécologique, depuis 16 ans à Lalouquette et 19 ans à Estampes (non-labour, couvert intermédiaire), l'autre sous itinéraire conventionnel (labour, période de sol nu). Les mesures ont été réalisées sur chaque parcelle au cours de la saison permettant de caractériser la respiration du sol. A Estampes, le sol de la parcelle agroécologique contient plus de carbone et respire plus que la parcelle conventionnelle. Ainsi, les pratiques agroécologiques peuvent augmenter les stocks de carbone du sol tout en augmentant la respiration vers l'atmosphère. Sur le site de Lalouquette, les deux parcelles présentent des stocks de carbone plus importants et des respirations plus faibles qu'à Estampes, mais sont similaires entre les conduites agroécologiques et conventionnelles. La combinaison de pratiques agroécologiques n'a donc pas eu le même effet sur les deux sites. L'impact positif des pratiques agroécologiques combinées sur le stockage de carbone du sol semble limité par la capacité du sol à accumuler ce carbone. Enfin, pour comprendre l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration, une analyse de composante principale complétée par une méthode d'apprentissage automatique (ou *machine learning*) en forêt d'arbres décisionnels (ou *random forest*) a été réalisée. L'hétérogénéité de la respiration du sol est principalement due aux variations de température pour la parcelle AE et température et humidité pour la parcelle Conv, confirmant les conclusions de l'analyse globale des données.

Dans une deuxième partie, nous avons simulé les flux et stocks de carbone du sol pour les deux modalités de cultures agroécologie et conventionnel. Le modèle SAFYE-CO2 développé au CESBIO est capable de simuler les flux de carbone de l'échelle de la parcelle jusqu'à l'échelle régionale. Un nouveau module, COP pour « CO₂ flux and Priming effect estimation », a été développé pour le modèle SAFYE-CO2. Ce module permet de prendre en compte les stocks de carbone du sol, la respiration hétérotrophe ainsi que l'estimation de l'effet priming à partir d'un formalisme adapté du modèle ORCHIDEE-PRIM. Ce module permet des simulations de meilleure qualité des flux de respiration hétérotrophe du sol en complétant la représentation des composantes du cycle du carbone déjà prises en compte par SAFYE-CO2.

Abstract

Climate change and anthropogenic environmental changes are impacting our planet on a global scale, leading to extreme weather events. However, anthropogenic greenhouse gas emissions are not decreasing. Agricultural surfaces, which make up more than 30% of continental land, play an important role in these emissions, since they are similar to the emissions from global air traffic. These highly anthropized surfaces, directly linked to the environment, are areas of interest for the impact of human activities. Farmland can act as a sink or source of carbon, depending on agricultural practices. The impact of agroecological practices (no-tillage, cover cropping, agroforestry, etc.), which are increasingly used in France, is still poorly understood, particularly with regard to combinations of practices. This thesis focuses on the impact of combined agroecological practices on soil carbon stocks and CO₂ emissions to the atmosphere through soil respiration. We modeled soil respiration fluxes and adapted a set of equations to represent the dynamics of soil carbon stocks and fluxes, as well as the priming effect for agroecological (no-till combined with cover cropping) and conventional practices.

The first part of the thesis consisted in carrying out a set of spatialized field measurements on maize plots. The two study sites are characterized by very contrasting amounts of carbon: a soil very rich in carbon in 2018 in Lalouquette (64) and another relatively poor in 2019 in Estampes (32). Each study site is composed of two contiguous plots, one under an agroecological itinerary, for 16 years in Lalouquette and 19 years in Estampes (no-till, intermediate cover), the other under a conventional itinerary (tillage, bare soil period). Measurements were carried out on each plot during the season to characterize the soil respiration. In Estampes, the soil of the agroecological plot contains more carbon and shows greater soil respiration than the conventional plot. Thus, agroecological practices can increase soil carbon stocks while increasing respiration to the atmosphere. At the Lalouquette site, both plots have higher carbon stocks and lower respiration than at Estampes, but are similar between agroecological and conventional management. The combination of agroecological practices did not have the same effect on the two sites. The positive impact of the combined agroecological practices on soil carbon storage seems to be limited by the soil's capacity to accumulate carbon. Finally, to understand the spatial heterogeneity of respiration fluxes, a principal component analysis completed by a machine learning method in a decision tree forest (or random forest) was performed. The heterogeneity of soil respiration is mainly due to temperature variations for the AE plot and temperature and humidity for the Conv plot, confirming the conclusions of the global data analysis.

In a second part, we simulated soil carbon fluxes and stocks for both agroecological and conventional cropping modalities. The SAFYE-CO₂ model developed at CESBIO is able to simulate carbon fluxes from the plot scale to the regional scale. A new module, COP for "*CO₂ flux and Priming effect estimation*", has been developed for SAFYE-CO₂ model. This module allows to take into account soil carbon stocks, heterotrophic respiration and the estimation of the priming effect from a formalism adapted from the ORCHIDEE-PRIM model. This module allows better quality simulations of soil heterotrophic respiration fluxes by completing the representation of carbon cycle components already taken into account by SAFYE-CO₂.

Remerciements

Je me dois de rendre honneur à tous ceux qui ont permis la réalisation de ce travail. Cette section me permet donc d'adresser tous mes remerciements les plus sincères aux personnes m'ayant entouré, écouté et accompagné au long de ce parcours.

Alors oui, c'est long. Mais c'est fondamentalement nécessaire de bien comprendre que ce travail ne peut se faire seul. Alors oui, je vais me pencher du côté sentimentaliste des remerciements, c'est comme ça, il faut l'accepter.

Je remercie la région Occitanie, l'Université Toulouse III – Paul Sabatier ainsi que l'agglomération Grand Auch, Cœur de Gascogne pour avoir participé au financement de ce projet de thèse ainsi qu'à son prolongement suite à la crise sanitaire de 2020.

Je souhaite également remercier l'IUT Toulouse III – Paul Sabatier pour m'avoir permis de réaliser ce projet et de le poursuivre avec un poste d'ATER. Merci de m'avoir accordé votre confiance.

A l'IUT d'Auch, vous aurez l'opportunité de croiser des tas de personnes. Des gentilles, des moins gentilles mais également des bon vivants. Je remercie énormément le personnel du CROUS, Francine, Loïc, Nicolas et Thibaut pour leur accueil chaleureux et leur bonne humeur constante.

Écrire ce mémoire a certainement été l'une des épreuves les plus délicates que j'ai eu à mener, mais le relire a dû l'être tout autant. Je remercie très chaleureusement les rapporteurs de ce manuscrit, Benjamin Loubet, Tiphaine Chevallier et Bernard Longdoz. Merci infiniment d'avoir accepté de réaliser ce travail. Vos conseils et remarques m'ont profondément aidé à m'améliorer.

Je souhaite également remercier les membres du comité de suivi de thèse qui ont accepté de suivre mes travaux. Merci à Emmanuelle Vaudour, Eric Ceschia et Julie Constantin pour leur encadrement précieux.

Bien évidemment, je ne pourrais nommer individuellement toutes les personnes que j'ai croisées et avec qui j'ai pu échanger et qui m'ont toujours apporté bienveillance et chaleur au cours de ce parcours. L'IUT d'Auch n'est peut-être pas le plus grand, mais il contient beaucoup de personnes formidables. Je souhaite ici remercier Virginie, Christiane, Grazia, Marie-Line, Olivier et Luisa.

Mais en plus du travail de recherche, j'ai eu la chance de pouvoir m'essayer au rôle d'enseignant. Je dois avouer que je me suis pris au jeu et que j'ai adoré travailler mes enseignements. Je remercie les étudiants que j'ai pu rencontrer pour les formidables échanges qui m'ont conforté dans le choix de ce que je souhaitais faire de ma vie.

Je souhaite remercier profondément l'ensemble du département HSE pour les années d'enseignements passées avec vous. Je remercie les trois chefs de département que j'ai connus ainsi que l'ensemble de l'équipe pédagogique, toujours solidaire, toujours motrice et engagée dans la qualité pédagogique. Je remercie Simon, Raphaëlle, Rémi, Clément, Mélanie, Chrystel et Florence pour la confiance que vous m'avez accordée et l'entrain avec lequel vous dirigez ce département.

Forcément, ce travail de recherche n'aurait jamais pu voir le jour sans le laboratoire de recherche associé. Je remercie fortement le CESBIO pour m'avoir permis de réaliser ce travail, Laurent, Mehrez, pour la direction de ce laboratoire, ainsi que toute l'équipe administrative pour les nombreux échanges que nous avons eus. Eric, Tiphaine, Claire, Ahmad, Gaetan, Taeken, Ludovic et Nicole, je vous remercie pour l'aide que vous m'avez apportée au cours de ces travaux.

Solen et Sébastien, je vous remercie pour la qualité de vie incroyable de ce bureau. Solen, avec toi on ne s'ennuie pas, on papote parfois et on rigole autant que l'on travaille. Je te remercie pour toute ta générosité et ta bienveillance. Je te laisse prendre soin de ce bureau et je te fais confiance pour y maintenir cette ambiance de travail formidable. Sébastien, je te remercie pour la qualité de nos échanges, parfois un peu potaches sur les étudiants, mais toujours riches d'enseignements et de partage d'expérience.

Je remercie très chaleureusement Vincent et Benoit pour nos discussions, nos rigolades et pour toutes les heures de réflexions qui s'en sont suivies. J'ai été très heureux de vous avoir à côté pendant toutes ces années, pour pouvoir venir échanger un bon moment à n'importe quelle heure. Je vous remercie pour tout ce que vous m'avez apporté, même ce dont vous ne soupçonnez pas l'importance. J'espère que vous pourrez continuer à tenir ces rôles au sein de l'IUT Auch aussi longtemps que possible, car les jeunes chercheurs en herbes en ont bien besoin.

Je remercie de tout mon cœur les autres membres de cette grande famille qu'est l'espace recherche de l'IUT d'Auch. Claire, Laurie, Phillipe, Cathy, Julie, Bruno, Valérie G., Valérie L., Yassine, Elisabeth, Claire-Emmanuelle, je vous remercie pour votre joie de vivre, votre humanité et pour tous ces merveilleux moments partagés. Je rajoute dans le lot Hervé et Gaele, qui ne font pas partie du LBAE mais qui ont souvent participé à nos réunions secrètes de 10 et 16h (c'est le temps de la pause ou bien ?).

Toutes ensemble, ces personnes ont formé une seconde famille au cours de ces 5 dernières années, et il ne m'est pas facile de les quitter. Je vous remercie énormément pour tout ce que vous m'avez donné.

Parmi toutes les personnes qui m'ont accompagné, il en est deux qui ont compté plus que les autres. Thierry et Nathalie, je vous remercie pour votre encadrement et votre engagement dans l'accompagnement de ce projet. J'ai pu compter sur vous tout du long, et pour votre patience et votre engagement, je vous remercie. Evidemment, ça n'a pas toujours été facile, mais je vous dois beaucoup. Vous m'avez accordé liberté et confiance et je vous en suis extrêmement reconnaissant. C'est à travers cette confiance et nos entretiens réguliers que j'ai lentement appris à devenir un meilleur scientifique.

Nathalie, ce projet n'a pas été un long fleuve tranquille, mais je suis heureux de pouvoir dire que je l'ai fait à tes côtés. Ton exigence et ton sens de la rigueur m'ont aidé à m'améliorer tout au long de ce processus parfois difficile, mais largement récompensé. Pour tout ce que tu as fait pour moi, pour ta patience, ton écoute et ton humanité je te remercie.

Thierry, malgré la distance entre Toulouse et Auch tu as su être présent tout au long de ce projet. La rigueur et le niveau scientifique que tu as engagé à mes côtés m'ont été grandement bénéfique et je ne serai pas le jeune scientifique que je suis sans ton appui. Pour tout cela, je te remercie profondément.

Au moment où j'écris ces lignes, il y a un troisième co-bureau assis juste en face de moi. Sa présence me rappelle l'ensemble des personnes qui sont passés (trop) rapidement entre les murs du labo et qui y ont laissé un part d'eux-mêmes. Je remercie Lizzie et Alix, et leur présente mes excuses pour les malaises et autre coup de soleil attrapés au cours de l'été 2019. Anthony, Farah, Camélia, Paolina, Fanny, Néréa, Luka, Thomas vous êtes des personnes merveilleuses et je vous remercie pour les moments passés ensemble et vous souhaite le meilleur pour la suite.

D'autres locataires sont également passés par le laboratoire, certains avant mon arrivé, d'autres y seront encore après que j'ai fini de rédiger ces lignes, et certains les lirons peut-être quand je serai bien loin ! Dans tous les cas, sachez que vous, les doctorants, êtes le cœur vibrant de ces lieux. Si j'ai réussi à faire quelque chose ici, c'est indéniablement grâce à votre joie de vivre. Mathis, Maël, Meriem, Benoit et Enguerrand ; je vous remercie pour l'accueil que vous m'avez fait lors de mon arrivée sur le site et pour les liens d'amitié qui s'y sont créés par la suite. J'espère que nous continuerons de nous retrouver comme si nous étions tous encore de jeunes docteurs !

Après cette première équipe s'est installée une deuxième mouture de jeunes chercheurs, tous aussi formidable les uns que les autres. Abdo - le Flamboyant, Paul – le Scouser, Emmanuelle – la Gourmande et Thomas – l'Athlète, vous êtes parmi les personnes les plus drôles et stimulantes que j'ai connus. Je ne vous remercierai jamais assez pour tous les moments formidables que nous avons passé ensemble. La thèse est un moment singulier qui n'aurai pas trouvé de sens sans vous avoir à mes côtés. Vous êtes devenus des amis proches et je vous aime. Vous dire au-revoir sera sans doute bien plus dur que ce que je voudrai le faire croire. Je vous souhaite tout le bonheur du monde, que vous méritez largement.

Je suis aussi extrêmement reconnaissant d'avoir été entouré de mes amis depuis de nombreuses années maintenant. Dodo, Jc, Chris, Lolo, Flo, Léa, Téo, Lolo, Anaël, vous m'avez aidé, souvent sans le savoir à aller plus loin dans tous mes projets. Je vous remercie de m'avoir toujours écouté et soutenus, remonté le moral et redonné confiance en moi lors des moments où je ne savais plus comment faire. Vous m'avez porté à bout de bras sans le savoir, la musique et les jeux ont été nos espaces d'expression et sans ces bouffées d'air frais, je n'aurai pas réussi à tenir le rythme. L'amitié c'est de l'amour et je vous aime putain.

Il est devenu rapidement clair pour tout le monde que ma famille occupe une place toute particulière dans ma vie. Vous avez naturellement été là dès le début, et jusqu'à la fin de ce projet de thèse. Puisque j'écris ces lignes après la soutenance, je peux vous dire que lors de cette journée, votre présence, vos regards, votre chaleur, tout ce que l'on a partagé, tout cela m'a poussé à me dépasser. Je vous suis tous reconnaissant de ce que vous avez fait pour moi. Je sais que nous sommes unis et que rien ne déferra ces liens, mais on ne l'exprime pas assez, alors je dois vous l'avouer ici. Vous m'êtes essentiels. Chaque réunion, chaque repas, chaque petit moment, chaque petit message me rappelle l'amour que je vous porte. Je vous aime tous du plus profond de mon gros cœur de barbu. Maurice, Nicole, Alain, Faby, Béa, Pierre, Emilie, Marie, Anthony, Charlotte, Alice, Eric, Claudine, Pauline, Mathieu, Jules, je vous donne tous rendez-vous très bientôt pour un nouveau moment que j'ai déjà hâte de partager.

Depuis plusieurs années maintenant, une autre branche s'est ajoutée à ce buisson familial et je les remercie tous profondément pour le soutien qu'ils m'ont apporté. Daniel, Murielle, Robin, Aude et Eléa, je vous remercie pour votre accueil, votre écoute et votre simplicité. Je suis heureux que fassiez tous parti de cette grande famille.

Je fais ici quelques petites mentions honorables.

A commencer par mes parents. Papa, maman, je ne crois pas vous avoir un jour suffisamment dit merci pour tout ce que vous avez fait pour moi, et ce paragraphe n'y changera pas grand-chose. Mais vous devez savoir que j'ai bien conscience de tout ce que vous avez fait et je vous en serai éternellement reconnaissant. Vous avez toujours cru en moi (sauf peut-être quand j'ai essayé le sport avec le ballon ovale là, pas dingue cette histoire), vous avez toujours été là pour m'aider, dans tout ce que j'ai entrepris. Vous m'avez donné la meilleure éducation possible, vous m'avez aidé à prendre mon indépendance, vous m'avez accompagné jusqu'au bout de mon projet et aujourd'hui,

j'ai l'impression d'avoir réussi à vous rendre fier. Je crois que c'est là que je tire l'une de mes plus grandes joies après tout ce périple, je crois que je vous ai rendu fier. Je vous aime je dois vous avouer que moi aussi, je suis fier de vous.

Abby et Pyrène, qui ne verrez jamais ces lignes mais qui y avez grandement contribuées, je vous remercie pour votre amour.

Elodie, je ne crois pas avoir de souvenir d'une période de ma vie où tu ne m'as pas soutenu. De mes premiers concerts, en passant par le permis, le bac, la fac, puis la thèse... Tous ces souvenirs que j'ai sont remplis de ta présence. Pour tout ce que tu as fait pour moi, depuis l'enfance, je te dois énormément. Je t'aime fort ma sœur.

Papi Lulu, comme je l'ai dit le jour de la soutenance, je n'aurai sans doute jamais fait tout ça si tu ne m'avais pas transmis la fascination que l'on peut avoir pour le monde vivant. J'ai appris avec toi à regarder les choses pousser et j'ai compris le fonctionnement des plantes avant même d'avoir mis les pieds dans une salle de classe. Tu es le plus grand professeur que j'ai connu et je dois te rassurer là-dessus. Tu croyais ne pas avoir suffisamment de diplômes pour discuter avec les scientifiques présents au labo alors que tu les surpasses tous, sans exception. Tes mains contiennent plus de savoir que les scientifiques ne pourront accumuler et je suis fier de pouvoir dire que je suis ton petit-fils. Tu m'as donné plus que je ne pourrais le quantifier et je te remercie infiniment pour tout ce que tu as fait pour moi. C'est d'ailleurs une de tes facettes les plus importantes, la générosité. Tu m'as transmis tout cela et je ne pourrais jamais suffisamment de le rendre. Je t'aime fort.

Tu m'as aussi donné quelque chose qui ressemble à « Et quin i chuls es coun ! », mais ça ne doit pas s'écrire comme ça...

Mamie Yvette, tu es certainement la personne la plus gentille, patiente et sage que je connaisse. Tu as toujours été là et je sais que tu le seras toujours. Quand on se voit, quand on s'appelle, même pour ne rien se dire, tu trouves toujours le bon mot pour m'aider à continuer. Tu es un guide, une lumière, et il ne me tarde que de te retrouver autour d'un café. Je t'aime de tout mon cœur.

Une petite mention super-honorable pour le Dr. Olaf Sorcier du Fromage, qui m'a soutenu et réchauffé depuis longtemps et tout au long de ma rédaction de thèse. Je souhaite que notre collaboration dure toute la vie.

Sylène. Là, ça va être difficile de dire tout ce pour quoi je te remercie sans y passer 10 pages. Tu sais la place fondamentale que tu occupes dans ma vie et je suis heureux de dire qu'après tout ce que l'on a vécu, je t'aime toujours autant si ce n'est plus. Je te dois tous mes plus beaux souvenirs et mes plus grands projets. J'ai toujours pu compter sur ton soutien et ton amour et je ne sais pas comment te remercier pour cela. Tu m'as accompagné depuis le début de la fac jusqu'à la thèse, tu m'as soutenu, donné confiance et fait grandir. Je ne pourrais pas énumérer tout ce que j'ai appris à tes côtés tellement nous avons évolué et grandi ensemble. C'est dingue cette histoire. Au moment où j'écris ces lignes, tu n'es pas bien loin, en train de te plaindre que je n'ai pas fait le lit, mais hé oh, on s'en fou. Je t'aime, c'est tout.

Table des matières

Résumé.....	3
Abstract.....	4
Remerciements.....	5
Table des matières.....	10
Introduction générale	13
1 Impacts des pratiques agricoles sur les flux et stocks de carbone du sol	20
1.1 La dynamique du carbone des sols agricoles : entre la perte par respiration et le stockage par accumulation.....	20
1.1.1 La respiration du sol	22
1.1.2 Stocker du carbone dans les sols : de l'accumulation à la stabilisation	32
1.2 Les pratiques agroécologiques	36
1.2.1 Non-labour : limiter les perturbations pour favoriser la conservation	37
1.2.2 Couverts intermédiaires : les bénéfices des plantes associés à la protection du sol	46
1.3 La modélisation des flux et stocks de carbone	52
1.3.1 Historique de la modélisation des flux et stocks de carbone	53
1.3.2 La modélisation des flux de carbone dans SAFYE-CO2.....	55
1.3.3 La modélisation de l'effet priming	58
1.4 Points à retenir.....	61
2 Mesure de la respiration du sol : les échanges de carbone entre les agroécosystèmes et l'atmosphère	65
2.1 Impact des pratiques agroécologiques combinées sur les flux et les stocks de carbone du sol 65	
2.1.1 Résumé de l'article	66
2.1.2 Combined impact of no-tillage and cover crops on soil carbon stocks and fluxes in maize crops..	69
2.1.3 Conclusions de l'article en français	95
2.2 Stabilité du carbone des sols d'Estampes et Lalouquette	95
2.2.1 Méthode de mesure de la stabilité du carbone des sols.....	95
2.2.2 La méthode RockEval	98
2.2.3 Résultats.....	98
2.2.4 Conclusions	105
2.3 Impact des résidus de culture sur les flux de respiration du sol	105
2.3.1 Résumé de l'article	105
2.3.2 Impact of Cover-Crop Residuals on Soil Carbon Sequestration and Respiration	107
2.4 Analyse de l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration.....	110
2.4.1 Résultats d'analyse de l'hétérogénéité spatiale.....	113
2.4.2 Conclusions sur l'étude de l'hétérogénéité des flux de C du sol	122
2.5 Points à retenir.....	123

3	<i>Simulation de la respiration du sol.....</i>	126
3.1	Zone d'étude et données	127
3.1.1	Les sites d'études	127
3.1.2	Présentation des données utilisées.....	130
3.2	Mise en place du module COP	132
3.2.1	Représentation de la respiration et des stocks de carbone du sol	133
3.2.2	Présentation des équations du module COP.....	135
3.3	Calibration des paramètres de végétation pour le site de Lamasquère	142
3.3.1	Méthode et résultats de la calibration des paramètres de végétation.....	142
3.3.2	Performances des simulations pour le site de Lamasquère.....	144
3.4	Simulation des dynamiques de la respiration du sol et de l'effet priming dans SAFYE-CO2 avec le module COP	146
3.4.1	Calibration des paramètres du module COP	146
3.4.2	Résultats et performances du module COP	147
3.4.3	Performances du module COP pour le site de Lamasquère en 2015 : validation de l'approche pour les flux Reco	152
3.4.4	Etude de la sensibilité des paramètres du module COP	155
3.4.5	Estimation de l'effet priming par le module COP.....	157
3.5	Discussion sur les performances du module COP	159
3.6	Conclusion.....	161
	<i>Discussion générale</i>	166
	<i>Conclusion générale.....</i>	177
	<i>Références.....</i>	184
	<i>Annexes.....</i>	207

Introduction générale

L'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère est à l'origine de changements climatiques observés à l'échelle globale de plus en plus intenses Aspin et al., « Extreme Drought Pushes Stream Invertebrate Communities over Functional Thresholds »; Quante et al., « Regions of Intensification of Extreme Snowfall under Future Warming »; Tabari, « Climate Change Impact on Flood and Extreme Precipitation Increases with Water Availability ».. Parmi les GES impliqués dans ces changements globaux, le CO₂ tient un rôle principal. Historiquement, la concentration en CO₂ dans l'atmosphère était d'environ 280 ppm avant la révolution industrielle de la seconde moitié du XVIII^{ème} siècle. Ce chiffre n'a cessé d'augmenter (Fig. 1) jusqu'à dépasser le seuil symbolique de 400 ppm IPCC, « Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change »..

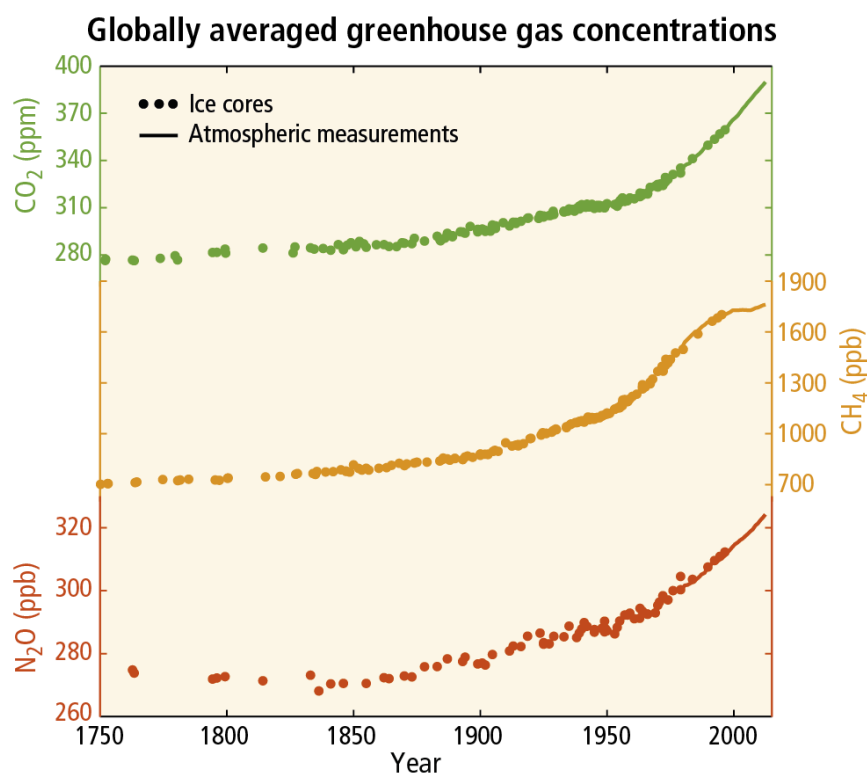


Figure 1 : Concentration des GES dans l'atmosphère 1750 à 2010 (IPCC, 2014)

L'origine du CO₂ contenu dans l'atmosphère est variée. L'ensemble des organismes vivants participe aux échanges de CO₂ entre la biosphère et l'atmosphère à travers la respiration et la photosynthèse, comme la lithosphère échange avec l'atmosphère à travers l'activité volcanique. Les flux supplémentaires qui viennent accélérer l'accumulation de CO₂ dans l'atmosphère sont essentiellement dus aux activités anthropiques Friedlingstein et al., « Global Carbon Budget 2020 ».. L'ensemble des activités de changement d'occupation des sols et la combustion d'énergies fossiles (Fig. 2a et 2b) participent principalement à augmenter la concentration de l'atmosphère en CO₂ (Fig. 2d) et autres GES.

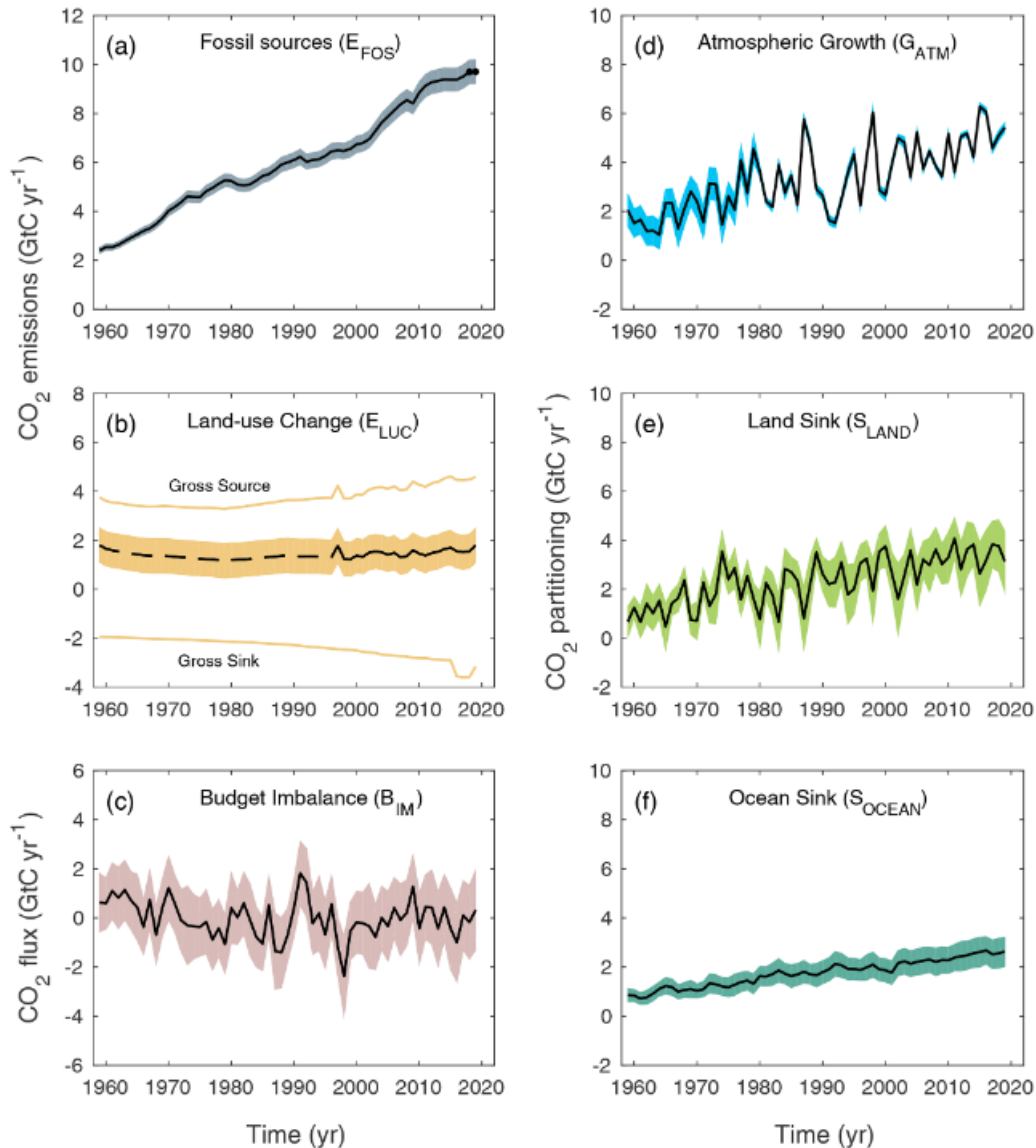


Figure 2 : Composantes du bilan carbone mondial (a =émissions de CO₂ d'origine fossile incluant la production de ciment, b = émissions dues au changement d'utilisation des terres), ainsi que l'évolution des stocks par an au niveau de l'atmosphère (d) des terres (e) et de l'océan (f). Le déséquilibre du budget carbone (c) est attribué aux erreurs potentielles des modèles utilisés pour faire ces prédictions. Issue de Friedlingstein et al (2020).

L'agriculture, avec la sylviculture et le changement d'utilisation des terres, est le troisième secteur le plus émetteur de GES parmi les activités anthropiques. Les deux secteurs les plus émetteurs, devant l'agriculture, sont les activités industrielles et la production d'énergie (Fig. 3).

Depuis sa découverte il y a plus de 10 000 ans, l'agriculture engendre des perturbations environnementales et contribue à augmenter les émissions de GES vers l'atmosphère Ruddiman, « The Anthropogenic Greenhouse Era Began Thousands of Years Ago ».. Ces émissions, relativement réduites au début de l'agriculture, sont aujourd'hui la cause de grandes quantités d'émissions de GES. Le changement d'utilisation des sols est la cause d'environ 25% des émissions de gaz à effets de serre d'origine anthropique dont entre 10 et 14% sont directement liées à l'agriculture Smith et al., « Greenhouse Gas Mitigation in Agriculture »; Tubiello et al., « The Contribution of Agriculture, Forestry and Other Land Use Activities to Global Warming, 1990–2012 »..

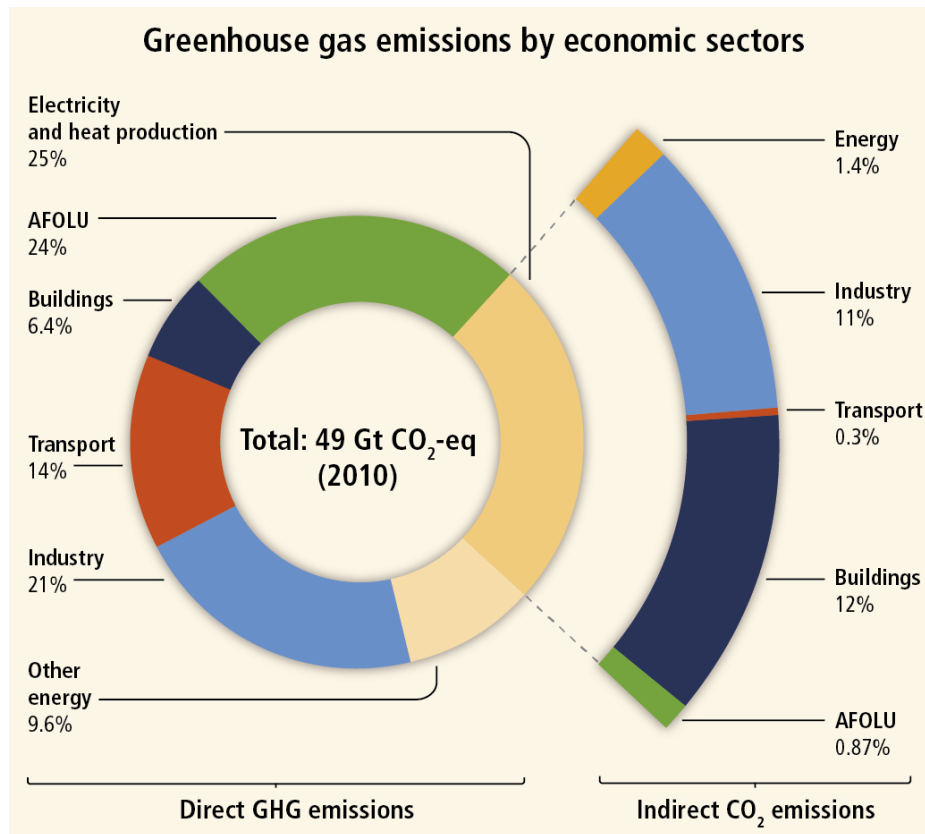


Figure 3 : Emissions des GES en équivalent CO₂ par secteur d'activité (IPCC, 2014). Les émissions de l'agriculture, la sylviculture et les changements d'utilisation des terres sont notés AFOLU.

Ce chiffre ne prend pas en compte le transport et la transformation des produits, ces flux étant attribués aux domaines du transport et de l'industrie IPCC, « Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». Malgré ces importantes émissions, la place de l'agriculture dans le cycle du carbone peut lui permettre de jouer un rôle de premier plan dans les mouvements et la séquestration du carbone et d'avoir un rôle prédominant dans l'atténuation des changements climatiques. Les émissions de CO₂ des parcelles agricoles ont toujours participées à l'augmentation des émissions de GES d'origine humaine. Cependant, leurs émissions ont principalement augmenté depuis la mise en place de l'agriculture intensive et la mécanisation du travail du sol, altérant les stocks de carbone déjà constitués par des siècles de formation des sols Reicosky, Dugas, et Torbert, « Tillage-Induced Soil Carbon Dioxide Loss from Different Cropping Systems »; Wei et al., « Global Pattern of Soil Carbon Losses Due to the Conversion of Forests to Agricultural Land ». Ce manque de considération pour les sols apporte aujourd'hui une pression supplémentaire sur la sécurité alimentaire mondiale Kopittke et al., « Soil and the Intensification of Agriculture for Global Food Security ». Un changement d'orientation des pratiques agricoles peut avoir un impact très important sur la gestion des flux et stocks de carbone. Les parcelles agricoles, représentant près de 30% des surfaces émergées FAOSTAT, « FAOSTAT », recèlent un important potentiel d'accumulation de carbone Cole et al., « Global Estimates of Potential Mitigation of Greenhouse Gas Emissions by Agriculture »; Lal, « Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change »; Zomer et al., « Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils ». Selon Lal « Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change », un changement des pratiques agricoles pourrait mener à une accumulation de carbone de près de $0.9 \pm 0.3 \text{ Gt C an}^{-1}$, permettant d'atténuer entre un quart et un tiers de l'accumulation en GES de l'atmosphère, estimées à 3.3 Gt C an^{-1} .

A l'échelle locale, les sociétés s'organisent pour mettre en place des circuits de consommation courts et favorisent de plus en plus la production locale afin de réduire l'impact des produits consommés. Les agriculteurs ont de plus en plus intérêt à s'orienter vers l'agriculture de conservation, adopter des techniques de conservation des sols, limiter les intrants et atténuer l'impact environnemental de l'agriculture, notamment car ces pratiques ont aujourd'hui une meilleure image, ce qui influence en partie la transition vers de meilleures pratiques Green et al., « Influencing Change ».. Ces changements profonds dans les mentalités agricoles peuvent mener à des initiatives citoyennes, mais également politiques.

Les conventions sur le climat ont depuis plusieurs décennies porté de grands changements politiques, mais parfois peu de contraintes sur les pays ce qui participe à des modifications lente des législations. C'est au cours de la COP21 qu'a été proposé un projet visant à réduire les émissions carbonées des parcelles agricoles en augmentant les stocks de carbone des sols agricoles. L'initiative « 4 pour 1000 » Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille ». vise à améliorer le stock global des parcelles agricoles de 4 ‰ dans les 2 premiers mètres du sol par an afin de compenser les émissions de GES d'origine anthropiques. En effet, les émissions de GES d'origine anthropique liées à la consommation d'énergies fossiles sont de l'ordre de 8.9 Gt C par an. Le stock de de carbone du sol sur deux mètres de profondeur est estimé à 2400 Gt C. Ainsi, une augmentation de 4 ‰ ($8.9/2400 = 0.0037$) des stocks de carbone du sol par an permettrait de compenser pleinement les émissions de CO₂ dues à la consommation d'énergies fossiles.

L'atténuation des émissions proposée par l'initiative 4 pour 1000 repose sur l'utilisation de pratiques agricoles permettant d'augmenter le stock de carbone des sols, notamment les couverts intermédiaires et l'atténuation des perturbations faites au sol par le labour intensif. Ayant pour objectif de réduire les émissions et d'augmenter les stocks de carbone du sol, ces pratiques sont amenées à se répandre de plus en plus largement. Le cycle du carbone est constitué de stocks entre lesquels sont échangés des flux. Les flux les plus importants sont les flux de respiration des écosystèmes, émis de la biosphère vers l'atmosphère, ainsi que la photosynthèse, fixant le CO₂ de l'atmosphère vers la biosphère Friedlingstein et al., « Global Carbon Budget 2020 ».. Les échanges de C les plus importants sont réalisés entre les écosystèmes terrestres et l'atmosphère. Les flux de C émis par les sols constituent l'un des plus grands flux de C du monde vivant, aussi appelée la respiration du sol. Ce flux est constitué de la respiration des parties souterraines des plantes, la respiration autotrophe racinaire (R_{AR}) ainsi que de la dégradation de la matière organique par les microorganismes du sol, la respiration hétérotrophe du sol (R_H). La respiration du sol représente 60 Gt C émis tous les ans par les sols émergés vers l'atmosphère Friedlingstein et al., mais cette estimation varie en fonction des sources peut atteindre 94.3 ± 17.9 Gt C an⁻¹ selon Xu et Shang (2016) dont l'estimation repose sur une base de données de respiration du sol couplé avec de l'imagerie satellite MODIS. D'autres estimations antérieures donnaient des valeurs similaires par simulation de 91 Gt C an⁻¹ Hashimoto et al., « Global Spatiotemporal Distribution of Soil Respiration Modeled Using a Global Database ». et jusqu'à 98 Gt C an⁻¹ Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010.. Ce flux ajouté à la respiration autotrophe aérienne des plantes (R_{AA}) constitue la respiration des écosystèmes (R_{ECO}). La R_{ECO} est le plus important transport de C de la biosphère vers l'atmosphère, représentant entre 100 et 120 Gt C par an (Fig. 4), devant le flux analogue provenant des océans de l'ordre de 90 Gt C par an Friedlingstein et al., « Global Carbon Budget 2020 »; Yuan et al., « Redefinition and Global Estimation of Basal Ecosystem Respiration Rate »..

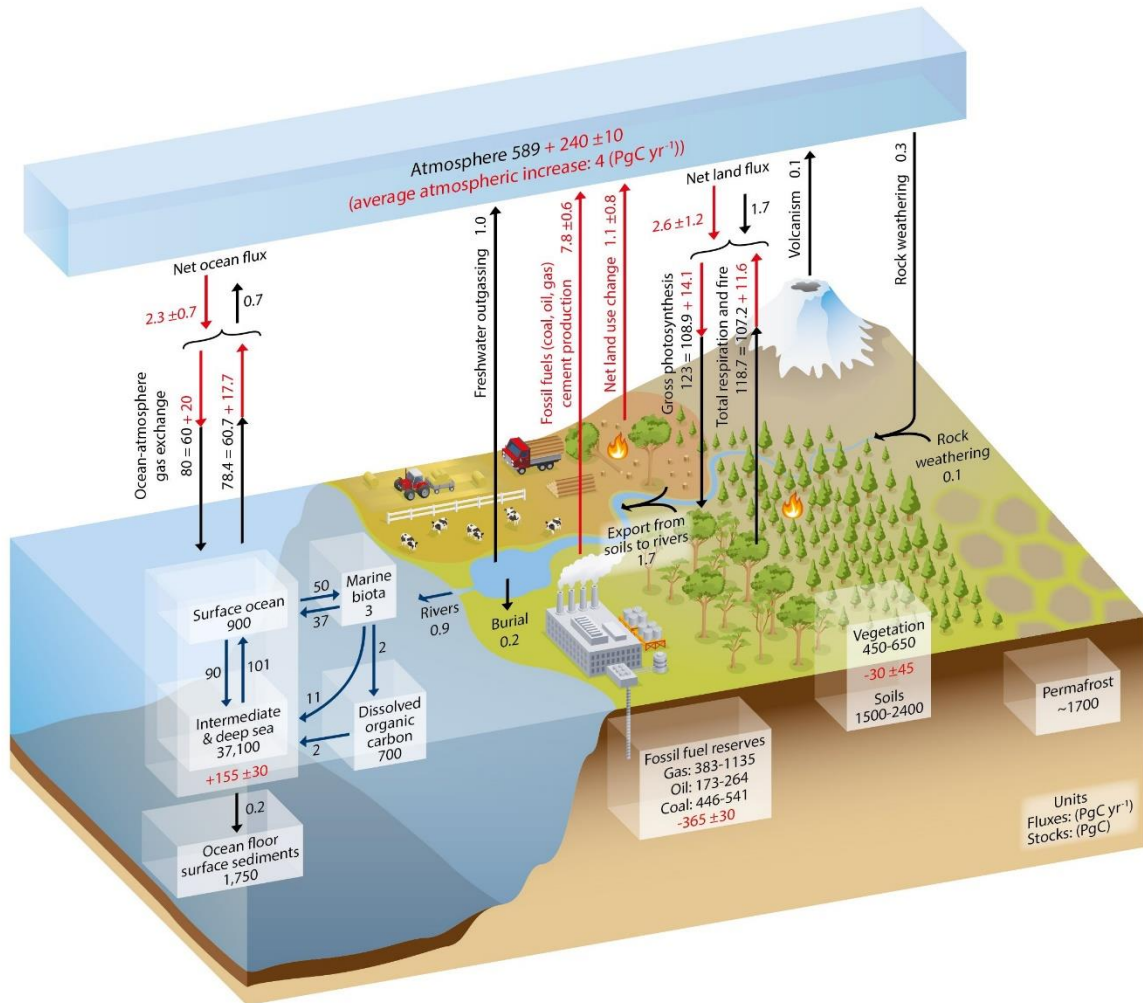


Figure 4 : Simplification du cycle global du carbone proposé par le GIEC et adapté par Marrec (2014). Les flux et stocks de carbone représentés par les chiffres et flèches noires correspondent aux estimations faites avant la révolution industrielle de la seconde moitié du XIX^{ème} siècle. Les émissions d'origine anthropiques pour la période 2000-2009 sont représentées par les chiffres et flèches rouges.

Les sols constituent le principal réservoir de carbone du monde avec environ 1 500 Gt C stockés dans le premier mètre, ce qui est plus de deux fois supérieur à ce que contient l'atmosphère Scharlemann et al., « Global soil carbon ». et jusqu'à 2 400 Gt C sur les deux premiers mètres de profondeur. La gestion des sols et des pratiques agricoles est aujourd'hui un levier fort pour l'atténuation des émissions de GES et des changements climatiques. L'optimisation des pratiques agricoles pour la production et la rentabilité doit aujourd'hui prendre en compte l'impact climatique et la résilience environnementale afin de continuer à assurer la sécurité alimentaire.

Depuis 2015 et les accords de Paris sur le climat, le projet « 4 pour 1000 » vise l'objectif d'augmenter les stocks de carbone du sol carbone de 4 ‰, c'est-à-dire 0.4 ‰, notamment à travers un changement de pratique agricole afin de compenser les émissions de CO₂ en lien avec la consommation d'énergies fossiles. La valeur 4 ‰ correspond au rapport entre les émissions de CO₂ équivalent carbone annuelles dues à la consommation des énergies fossiles à l'échelle globale (estimées à environ 8.9 Gt C-CO₂ eq.) et aux stocks de carbone des sols sur deux mètres de profondeur (2 400 Gt C).

Les travaux présentés dans ce manuscrit reposent sur deux approches complémentaires dans l'étude des flux de carbone à l'interface entre le sol, les agroécosystèmes et l'atmosphère : la mesure et la modélisation des flux.

Nous présenterons dans un premier temps l'état de l'art concernant les flux et stocks de carbone des surfaces agricoles ainsi que les impacts du non-labour et du couvert intermédiaire sur les flux et stocks de carbone du sol. L'état de l'art se concentrera enfin sur la modélisation des flux et stocks de carbone.

Le second chapitre est consacré à la constitution et l'analyse d'un jeu de données concernant différentes pratiques agricoles et leurs impacts sur les flux et stocks de carbone du sol. Ce chapitre traitera des mesures de respiration du sol, de la stabilité du carbone du sol, de l'importance des résidus de culture dans les flux de respiration du sol et de l'hétérogénéité de la respiration du sol.

Le troisième chapitre décrira les processus ayant permis de compléter l'approche de modélisation des flux de carbone du modèle SAFYE-CO₂. Ces travaux ont consisté en la construction d'un module complémentaire au modèle SAFYE-CO₂ permettant d'estimer l'évolution des flux et stocks de carbone du sol, ainsi que l'effet priming. Les équations de ce module sont reprises et adaptées du modèle ORCHIDEE-PRIM, basées sur le formalisme du modèle CENTURY.

Chapitre 1

1 Impacts des pratiques agricoles sur les flux et stocks de carbone du sol

1.1 La dynamique du carbone des sols agricoles : entre la perte par respiration et le stockage par accumulation

La formation des sols est un processus lent et complexe, issu de la dégradation de la roche mère et de la végétation. Les plantes, champignons et toute une biodiversité intervient dans la formation et le développement du sol et les différentes combinaisons d'organismes, de roche mère et de climat mènent à une grande variété de sols. La cartographie et la classification des sols à l'échelle mondiale est une activité de recherche importante menant à des classifications mondiales reconnues AFES, *Référentiel pédologique 2008*; IUSS Working Group WRB, « World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103 ». permettant de compléter les connaissances sur la répartition des types de sol et leur dynamique, notamment concernant les sols agricoles. L'étude et la classification des sols permettent également de mesurer et d'établir comment sont réparties les variables pédologiques à travers les différents sols. Les sols agricoles sont particulièrement suivis en raison de leur impact et rôle prédominant dans les changements globaux et le stockage de carbone (Fig. 1-1).

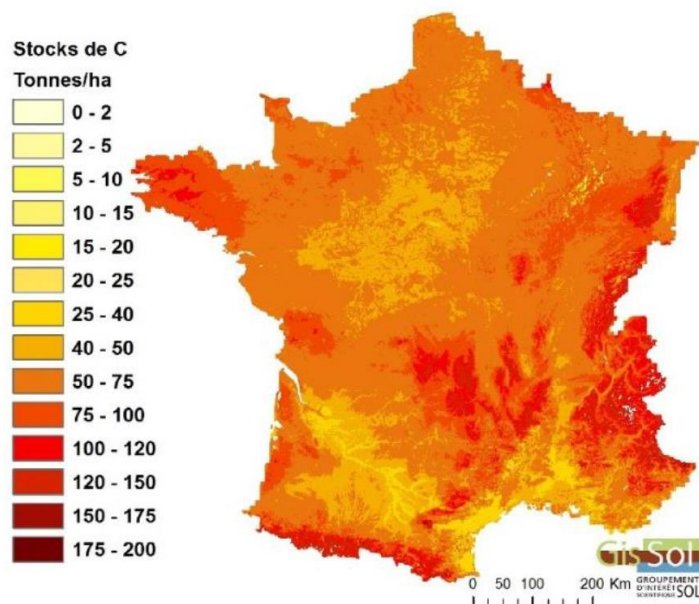


Figure 1-1 : Stocks de C estimés par la plateforme GisSol (www.gissol.fr) dans les 30 premiers cm de sol en France.

En France, les sols agricoles ont une concentration en carbone relativement faible avec des concentrations moyennes d'environ 3.2 ± 0.872 Gt C sur les trente premiers centimètres de sol pour environ 540 000 km² Martin et al., « Spatial Distribution of Soil Organic Carbon Stocks in France », ce

qui correspond à environ $60.3 \pm 16.1 \text{ t C ha}^{-1}$, les stocks les plus importants ayant été mesurés pour les sols de montagne.

Le carbone émis par les sols agricoles est issu de la respiration autotrophe des cultures ($R_A = R_{AA} + R_{AR}$), mais également de la respiration hétérotrophe issues de la dégradation des stocks de carbone contenus dans les sols. Ce carbone perdu par les sols agricoles peut être restitué au sol à travers des pratiques stockantes. Plusieurs estimations du potentiel de stockage de carbone des sols agricoles ont été réalisées, les valeurs estimées varient de 0.9 et $1.85 \text{ Gt C an}^{-1}$ par des modèles d'estimations de capacité de stockage basé sur la qualité des sols Zomer et al., « Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils », ce qui pourrait représenter un bilan de carbone nul pour l'agriculture si elle réalise tout le potentiel estimé par ces études Friedlingstein et al., « Global Carbon Budget 2019 ». Selon Lal (2004), la capacité de séquestration de carbone par les sols agricoles à l'échelle globale à travers la réduction du labour, l'utilisation de couverts intermédiaire, le mulching ou paillage et d'autres pratiques de développement durable pour les ressources en eau et carbone du sol permettraient de stocker jusqu'à $0.9 \pm 0.3 \text{ Gt C an}^{-1}$. Cependant, le stockage de carbone dans les sols et l'impact des pratiques stockantes n'est pas identique pour les différents biomes. Ogle et al. (2005) ont estimé à partir une étude de plus de 120 études à travers le monde, qu'une conversion vers des pratiques stockantes, notamment le non-labour, permettait sur 20 ans de pratique d'augmenter le stock de carbone d'un facteur de 1.23 ± 0.05 pour des sols sous climat tropical humide, mais de seulement d'un facteur 1.17 ± 0.05 et 1.16 ± 0.02 pour les sols sous climat tempéré humide et sec, respectivement. Cela montre l'hétérogénéité de l'efficacité des pratiques stockantes en fonction du sol et du climat. Pour une parcelle agricole type, il n'y a que deux voies d'accès pour améliorer le bilan carbone des parcelles : augmenter les entrées de carbone et réduire les sorties (Fig. 1-2). Plusieurs pratiques permettent d'augmenter les entrées de carbone sans impliquer des grandes transformations, comme l'ajout d'intrant carbonés (fumier), des couverts intermédiaires, l'agroforesterie, etc. D'autres pratiques permettent de limiter les pertes en carbone du sol (limiter l'export des résidus et favoriser un retour au sol, limiter les perturbations du sol par le labour intensif, etc.).

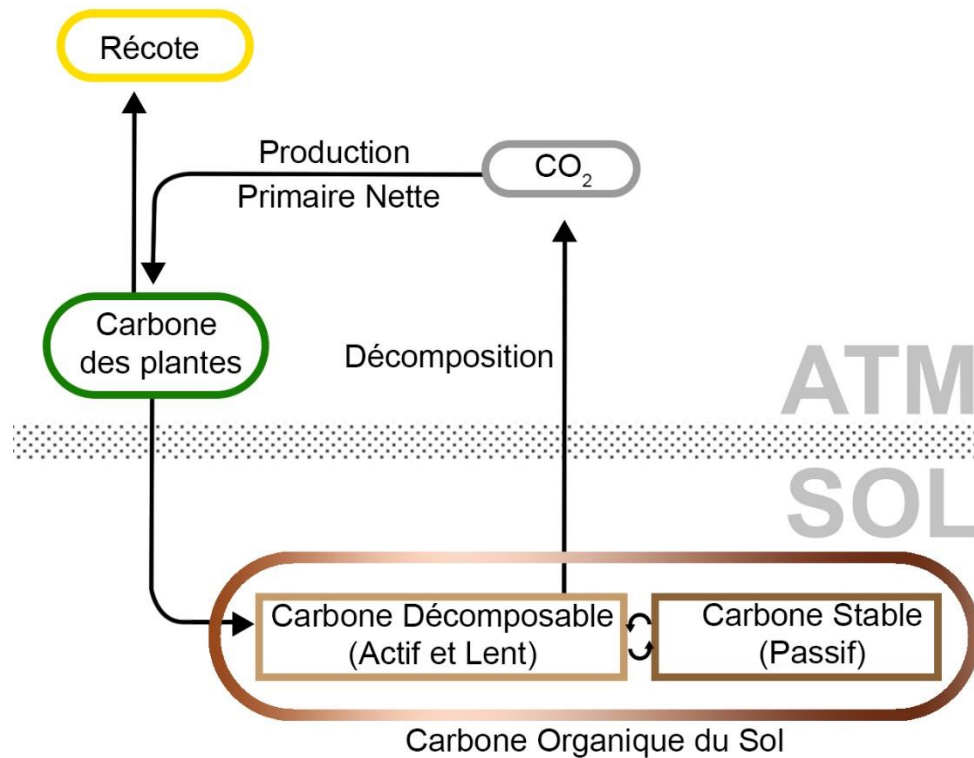
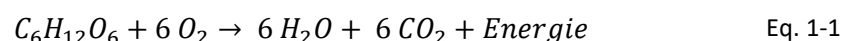


Figure 1-2 : Cycle du carbone pour les parcelles agricoles, repris de Janzen et al. (1997).

Améliorer le stockage du carbone dans le sol et en limiter les pertes permet ainsi d'améliorer le bilan carbone pour les parcelles agricoles Paustian et al., « Climate-Smart Soils »; Smith et al., « Greenhouse Gas Mitigation in Agriculture ». L'étude de l'impact des pratiques agricoles sur les flux et stocks de carbone du sol montre précisément que certaines pratiques, notamment les pratiques agroécologiques, permettent de réduire les flux de carbone des sols agricoles vers l'atmosphère tout en accélérant l'accumulation de carbone au niveau du sol Blanco-Canqui et al., « Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties »; Kan et al., « Mechanisms of Soil Organic Carbon Stability and Its Response to No-Till »..

1.1.1 La respiration du sol

La respiration est un processus biochimique (Eq. 1-1) de décomposition de la matière organique permettant de générer de l'énergie sous une forme utilisable par les cellules : l'ATP. Si l'on considère le glucose, la réaction globale est :



Le terme de respiration du sol renvoie donc directement à l'idée de flux de CO₂ émis par les organismes du sol vers l'atmosphère. On distingue deux origines pour les flux de respiration du sol, les flux de respiration d'origine autotrophe et hétérotrophe (Fig. 1-3). La respiration hétérotrophe du sol concerne les flux de CO₂ issus de la dégradation de la matière organique du sol par les microorganismes (champignons et bactéries). La respiration autotrophe du sol qui est réalisée par les

racines, utilisant la même équation chimique que les microorganismes afin d'assurer la production d'énergie.

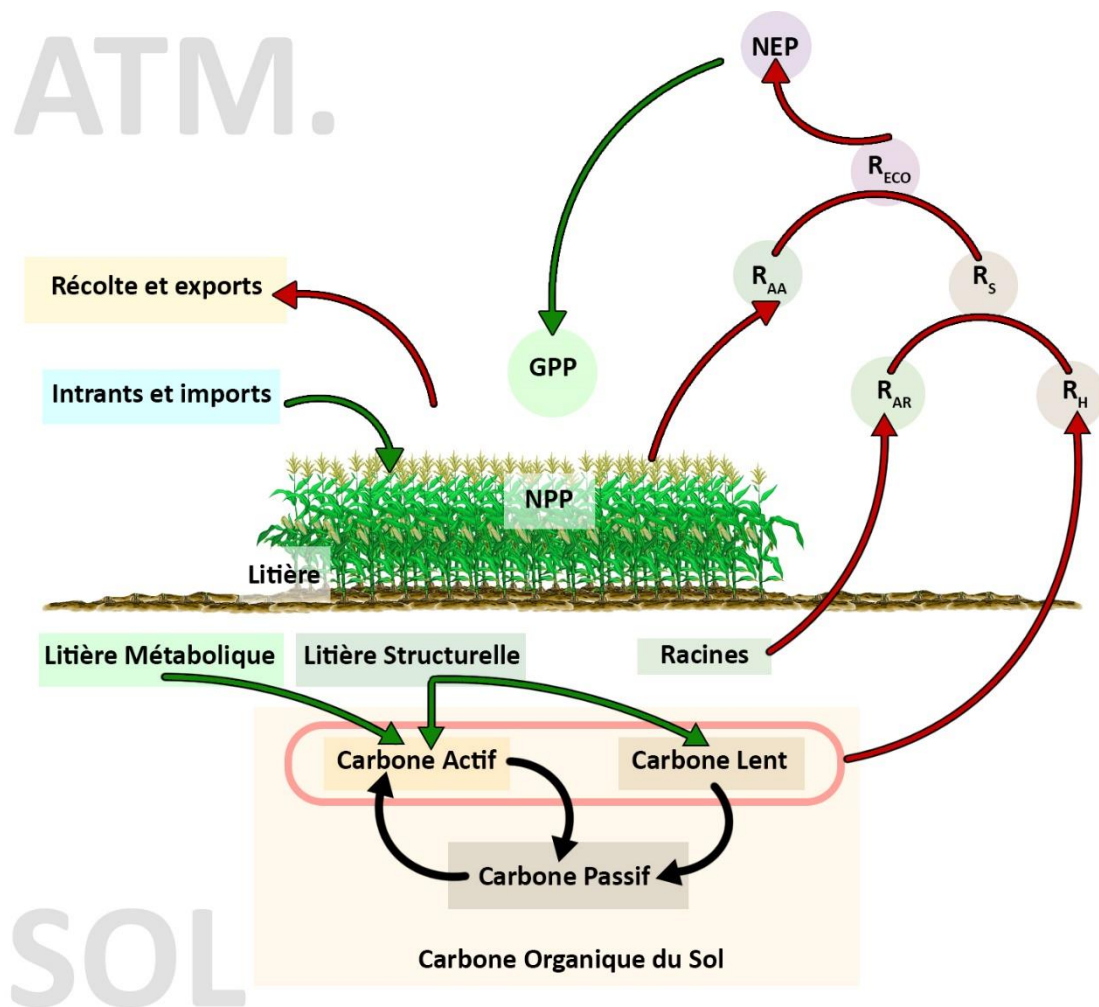


Figure 1-3 : Bilan carbone annuel pour une parcelle de maïs entre le sol et l'atmosphère (notée « ATM. »). R_{AR} et R_{AA} = respiration autotrophe racinaire et aérienne, R_H = respiration hétérotrophe, R_{ECO} = respiration de l'écosystème, NEP = production nette de l'écosystème, GPP = production primaire brute, NPP = production primaire nette. Les flèches rouges représentent les flux de carbone sortant (R_{ECO} , récolte et exports), les flèches vertes représentent les flux de carbone entrant sur la parcelle (GPP , intrants et imports) et les flèches noires représentent les échanges entre les différents stocks de carbone du sol. La NEP est le cumul annuel d'échange net entre la parcelle et l'atmosphère, la NPP est la GPP à laquelle on retire la respiration autotrophe totale qui vaut $R_{AA} + R_{AR}$. La récolte et les exports sont tous les flux de matière organique sortant (grain, paille, lessivage du carbone dissout, etc.), les intrants et imports sont tous les flux de matière organique entrants (semences, apports organiques (fumier, compost, etc.), résidus de culture, etc.). La litière est séparée en deux stocks, métabolique et structural, représentant le carbone le plus labile et le plus récalcitrant, respectivement. Source : Parton et al. (1987)

Plusieurs expériences ont été menées sur la respiration du sol et les premières mesures recensées remontent entre la fin du XIXème siècle et le début du XXème siècle. Löhner, « NITROGEN AVAILABILITY OF GREEN MANURES »; Lundegårdh, « CARBON DIOXIDE EVOLUTION OF SOIL AND CROP GROWTH ».. La première technologie utilisée pour réaliser des mesures de la respiration du sol était la chambre d'accumulation alcaline. Ces chambres contiennent un réservoir de solution alcaline qui accumule du CO_2 dans une solution tampon, puis le dosage du carbone contenu dans la solution en fonction du temps d'exposition permet d'estimer le flux de CO_2 du sol vers l'atmosphère. La mesure des flux de respiration du sol par méthode alcaline est aujourd'hui délaissée en raison de ses incertitudes plus importantes que les chambres à infrarouge Jensen et al., « Soil Surface CO_2 Flux as an Index of Soil

Respiration in Situ »; Yim, Joo, et Nakane, « Comparison of Field Methods for Measuring Soil Respiration ». et qui tendait à surestimer les flux faibles et sous-estimer les flux importants Nay, Mattson, et Bormann, « Biases of Chamber Methods for Measuring Soil CO₂ Efflux Demonstrated with a Laboratory Apparatus »..

De nos jours, les flux de respiration du sol sont mesurés par analyseur infrarouge connecté à un système de chambres de respiration. Une variété de systèmes est disponible pour réaliser ces mesures chacun ayant ses avantages et inconvénients. On peut classer les mesures de respiration du sol par chambres en trois catégories : les chambres fermées fixes, les chambres fermées dynamiques et les chambres ouvertes dynamiques. Une chambre de respiration représente un volume en contact avec le sol et reliée au capteur de CO₂, généralement un analyseur de gaz par infrarouge (IRGA pour *InfraRed Gaz Analyser*). Les mesures réalisées à partir de chambres fixes sont basées sur l'accumulation du carbone dans la chambre sur une période de temps définie une fois celle-ci en contact avec le sol Jensen et al., « Soil Surface CO₂ Flux as an Index of Soil Respiration in Situ »; Rochette, Gregorich, et Desjardins, « Comparison of static and dynamic closed chambers for measurement of soil respiration under field conditions ».. Pour les chambres dynamiques, les mesures comparent la différence de carbone à l'entrée et à la sortie de la chambre, il y a une circulation d'air dans la chambre permettant d'estimer le flux de respiration du sol Rochette et al., « Description of a Dynamic Closed Chamber for Measuring Soil Respiration and Its Comparison with Other Techniques »..

L'utilisation de chambre peut entraîner des modifications sur la respiration du sol étudié, avec des impacts différents en fonction des méthodes employées Davidson et al., « Minimizing Artifacts and Biases in Chamber-Based Measurements of Soil Respiration ».. L'insertion de cylindres dans le sol, appelés « collier », est une pratique souvent observée dans certains cas de mesures de la respiration du sol Jovani-Sancho, Cummins, et Byrne, « Collar Insertion Depth Effects on Soil Respiration in Afforested Peatlands »; Shi et al., « A Monte Carlo approach to estimate the uncertainty in soil CO₂ emissions caused by spatial and sample size variability ».. Or ces colliers endommagent le sol, sectionnent racines et mènent à des sous-estimations de la respiration du sol de 15 % jusqu'à 50 % en fonction de la quantité de racine sectionnées par le collier Heinemeyer et al., « Soil Respiration ».. Même si elles ne viennent pas directement déstructurer le sol, les autres méthodes peuvent impliquer des modifications dans la dynamique des flux pour un sol menant à sa mauvaise estimation. Par exemple, lorsqu'une chambre de respiration dynamique est placée au sol, la pression qu'elle exerce sur le sol ainsi que l'accumulation de CO₂ dans la chambre peut mener à des changements dans les flux de CO₂ naturels du sol Davidson et al., « Minimizing Artifacts and Biases in Chamber-Based Measurements of Soil Respiration ».. Dans leur étude, Lund et al. (1999) met en avant les sous-estimations des flux induits par la pression exercée par la chambre de respiration sur le sol (chambres ouverte dynamique), qui peuvent aller jusqu'à 70 % pour les mesures effectuées sur sol sec.

Différentes méthodes de mesure de la respiration du sol sont donc utilisées et étudiées, mais la mesure par infrarouge est aujourd'hui l'une des plus répandue à travers le monde Xu et Shang, « Contribution of Soil Respiration to the Global Carbon Equation », facilitant les comparaisons et échanges de données. Parmi les méthodes de mesure de la respiration du sol, un certain nombre d'entre elles permettent de différencier les flux d'origine autotrophique et hétérotrophique Kuzyakov, « Sources of CO₂ Efflux from Soil and Review of Partitioning Methods ».. La distinction entre respiration autotrophe et hétérotrophe représente un défi important pour l'amélioration des connaissances sur les flux de carbone du sol, permettant notamment d'affiner nos connaissances sur

les mécanismes de la minéralisation du carbone organique du sol et d'en limiter la perte au profit d'un stockage ayant un impact significatif sur les changements climatiques.

1.1.1.1 Respirations autotrophe et hétérotrophe du sol

La respiration autotrophe du sol est issue des racines des plantes et se distingue en deux types : la respiration de maintenance et de croissance. Ces deux flux permettent aux tissus racinaires de produire l'énergie nécessaire à leur fonctionnement physiologique.

La respiration hétérotrophe du sol, qui peut représenter entre 45 et 70 % des flux de carbone du sol pour les sols agricoles sous rotation blé – maïs Zhang, Lei, et Yang, « Seasonal Variations in Soil Respiration, Heterotrophic Respiration and Autotrophic Respiration of a Wheat and Maize Rotation Cropland in the North China Plain », représente le flux résultant de la dégradation des matières organiques contenues dans le sol. Le flux de respiration hétérotrophe n'est pas distingué en plusieurs flux comme la respiration autotrophe, mais l'origine de ce flux est aussi diversifié que les stocks de carbone présents dans le sol. On peut distinguer quatre flux de carbone issus des différents ensembles de carbone du sol : la respiration issue des échanges entre les racines des plantes et les microorganismes, la respiration rhizomicrobienne ; la respiration issues de la dégradation du carbone des résidus de végétaux ; la respiration supplémentaire observée après un apport de matière fraîche, l'effet priming et enfin la respiration du carbone contenu dans le sol, sans résidus ni racines, la respiration basale (Fig. 1-4). Chacun de ces ensembles de carbone est également défini par son taux de renouvellement, ce dernier étant inversement proportionnel au temps de résidence du carbone dans le sol.

$$\text{Temps de résidence} = \frac{1}{\text{Taux de renouvellement}} \quad \text{Eq. 1-2}$$

Le taux de renouvellement, ou *turnover rate*, représente le taux de renouvellement du carbone dans un ensemble ou un système. Selon Kuzyakov « Sources of CO₂ Efflux from Soil and Review of Partitioning Methods », si un pool est à l'équilibre, c'est-à-dire si les entrées de carbone sont égales à la décomposition, la valeur du taux de renouvellement est le pourcentage de carbone entrant par unité de temps par rapport au stock total.

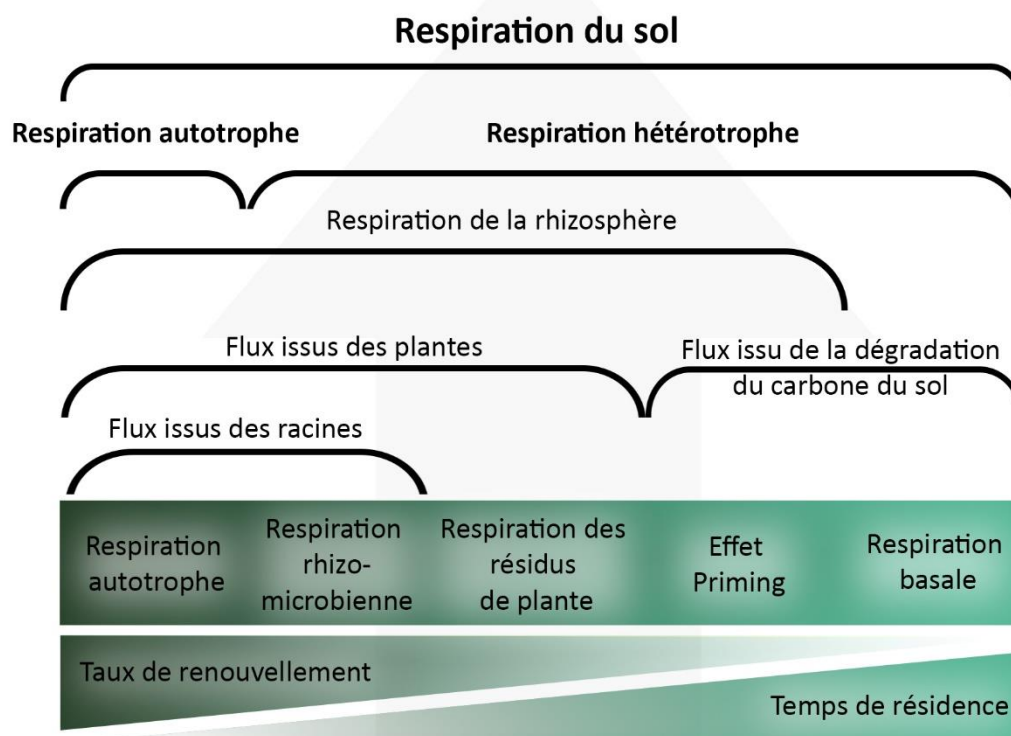


Figure 1-4 : Principales sources de carbone du sol vers l'atmosphère classées en fonction de leur taux de renouvellement et temps de résidence. Source : Kuzyakov (2006).

Les respirations autotrophe et hétérotrophe sont influencées par plusieurs facteurs, notamment biotiques, et varient entre les différentes espèces cultivées (Lak et al., 2020), même pour différentes espèces d'arbres Chiang, Yu, et Lai, « Soil Respiration Variation among Four Tree Species at Young Afforested Sites under the Influence of Frequent Typhoon Occurrences », biomes et types de sol Thurgood et al., « Temperature Sensitivity of Soil and Root Respiration in Contrasting Soils »; Weldmichael et al., « The Patterns of Soil Microbial Respiration and Earthworm Communities as Influenced by Soil and Land-Use Type in Selected Soils of Hungary ». Mais les deux types de respiration sont également influencés par un ensemble de facteurs abiotiques. La respiration du sol est principalement contrôlé par les variables abiotiques pédologiques de la température et de l'humidité du sol Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Moyano et al., « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration »; Suseela et al., « Effects of Soil Moisture on the Temperature Sensitivity of Heterotrophic Respiration Vary Seasonally in an Old-Field Climate Change Experiment »; Yan et al., « A Moisture Function of Soil Heterotrophic Respiration That Incorporates Microscale Processes »..

La respiration n'est pas un phénomène constant temporellement, ni spatialement. Elle varie en fonction de la saison et de l'environnement dans lequel elle est mesurée. Les deux facteurs influençant principalement la respiration du sol sont la température et l'humidité du sol. Il a été noté à travers un ensemble d'observations au cours de plusieurs années que la respiration du sol augmente avec la température du sol pour une grande variété d'environnements Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Delogu et al., « Improved Methodology to Quantify the Temperature Sensitivity of the Soil Heterotrophic Respiration in Croplands »; Thurgood et al., « Temperature Sensitivity of Soil and Root Respiration in Contrasting Soils »; Yan et al., « Temperature Sensitivity of Soil Respiration across

Multiple Time Scales in a Temperate Plantation Forest »; Zhang et al., « Highly Spatial Variation of Soil Microbial Respiration and Temperature Sensitivity in a Subtropical Forest », 20 février 2022. et notamment pour des parcelles de maïs Buragienè et al., « Relationship between CO₂ Emissions and Soil Properties of Differently Tilled Soils »; Franco-Luesma et al., « Tillage and Irrigation System Effects on Soil Carbon Dioxide (CO₂) and Methane (CH₄) Emissions in a Maize Monoculture under Mediterranean Conditions »; Hu et al., « Less Carbon Emissions of Wheat–Maize Intercropping under Reduced Tillage in Arid Areas »..

Le lien entre respiration et température du sol a été rapporté dans la littérature et admis depuis plusieurs dizaines d'année Lloyd et Taylor, « On the Temperature Dependence of Soil Respiration ».. La réponse de la respiration à la température a par la suite largement été étudiée, notamment dans le contexte des parcelles agricoles Delogu et al., « Improved Methodology to Quantify the Temperature Sensitivity of the Soil Heterotrophic Respiration in Croplands »; Fu et al., « Increasing Temperature Can Modify the Effect of Straw Mulching on Soil C Fractions, Soil Respiration, and Microbial Community Composition »; Kutsch et Kappen, « Aspects of carbon and nitrogen cycling in soils of the Bornhöved Lake district II. Modelling the influence of temperature increase on soil respiration and organic carbon content in arable soils under different managements ».. La température du sol, influencée principalement par le climat, vient modifier augmenter l'activité des microorganismes du sol, augmentant la respiration hétérotrophe du sol. Cette relation directe est souvent représentée par une loi d'Arrhenius (Eq. 1-4) entre la température et la respiration du sol pour différents environnements, y compris les parcelles agricoles Guo et al., « Annual Ecosystem Respiration of Maize Was Primarily Driven by Crop Growth and Soil Water Conditions »; Lai et al., « Soil Respiration in Different Agricultural and Natural Ecosystems in an Arid Region »..

$$Respiration = a \times \exp^{(b \times T)} \quad \text{Eq. 1-3}$$

Si la température affecte fortement la respiration du sol en contrôlant l'activité des microorganismes du sol, l'impact de l'humidité du sol sur ces processus n'est pas à négligé Moyano, Manzoni, et Chenu, « Responses of Soil Heterotrophic Respiration to Moisture Availability »; Moyano et al., « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration »; Shamshiri et al., « Review of optimum temperature, humidity, and vapour pressure deficit for microclimate evaluation and control in greenhouse cultivation of tomato »; Suseela et al., « Effects of Soil Moisture on the Temperature Sensitivity of Heterotrophic Respiration Vary Seasonally in an Old-Field Climate Change Experiment ».. L'humidité du sol régule la respiration autotrophe des végétaux en favorisant l'activité des racines, mais favorise également la respiration microbienne. Moyano et al. (2013) montre que l'activité microbienne augmente en fonction du contenu du sol en eau. Dans leur étude, Moyano et al. (2013) montrent également que la respiration microbienne reste stable le long d'un gradient de saturation relative du sol en eau de 25 à 75 %, mettant en lumière la résistance des microorganismes aux épisodes de forte saturation du milieu en eau et également une forte sensibilité aux faibles valeurs d'humidité et donc aux épisodes de sécheresse.

L'activité microbienne va également dépendre de la disponibilité de la matière organique pour les microorganismes. L'arrivée d'eau au sol permet à la matière organique dissoute de s'infiltrer dans les couches de sol. Ce phénomène fournit ainsi la matière organique aux microorganismes et peut donc agir comme un accélérateur de la respiration hétérotrophe du sol (Fig. 1-5).

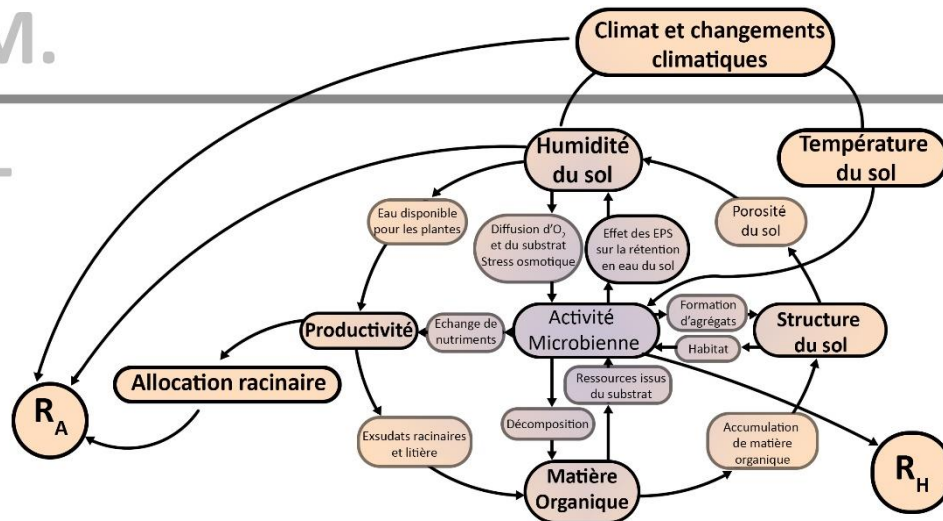


Figure 1-5 : Représentation schématique des différentes propriétés et processus du sol en lien entre l'humidité du sol, la matière organique, les changements climatiques, les activités microbienne et racinaire. Source : Moyano [NO_PRINTED_FORM].

Les études de Moyano ; « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration ». permettent de mettre en avant la complexité de la relation entre humidité du sol et respiration. Bien que l'impact de l'humidité du sol soit moins important que celui de la température, elle reste l'un des déterminants principaux de la dégradation de la matière organique par les microorganismes ainsi que de l'activité microbienne Davidson et al., « Effects of Soil Water Content on Soil Respiration in Forests and Cattle Pastures of Eastern Amazonia ». Dans une étude de la littérature, Manzoni et al. (2012) montrent que l'activité microbienne est fortement impactée par l'humidité du sol, notamment en cas de où sécheresse la diffusion des particules dans le sol est extrêmement limitée. Cette observation semble commune aux différents types de sols et de conditions climatiques. Une trop grande humidité du sol est également nocive pour l'activité des microorganismes, car elle peut entraîner une limitation dans la diffusion des gaz et entraîner une respiration anaérobie moins efficace pour les microorganismes Davidson et Janssens, « Temperature Sensitivity of Soil Carbon Decomposition and Feedbacks to Climate Change ». L'optimum pour un sol est donc de conserver son humidité entre des valeurs extrêmes qui empêchent le bon fonctionnement des sols.

De nombreuses études se sont intéressées aux variations temporelles et spatiales de la respiration du sol. Cependant, les phénomènes à l'origine des variations spatiales et temporelles de la respiration du sol sont encore aujourd'hui étudiés, notamment à cause de leur grande complexité. L'hétérogénéité spatiale de la respiration du sol est principalement liée à l'hétérogénéité de la température et l'humidité du sol Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Moyano, Manzoni, et Chenu, « Responses of Soil Heterotrophic Respiration to Moisture Availability »; Moyano et al., « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration »; Thurgood et al., « Temperature Sensitivity of Soil and Root Respiration in Contrasting Soils ». Cependant, l'étude de l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration reste mal comprise, notamment à fine échelle.

1.1.1.2 Hétérogénéité des flux de carbone du sol vers l'atmosphère

L'incertitude sur l'hétérogénéité de la respiration du sol à fine échelle reste très importante Zhang et al., « Highly Spatial Variation of Soil Microbial Respiration and Temperature Sensitivity in a Subtropical Forest », 20 février 2022., ce qui montre la complexité des processus mis en œuvre pour réaliser ces flux de carbone. Dans leur étude, Zhang et al. (2022) ont mesuré la respiration du sol dans une forêt et ont estimé la variabilité de celle-ci. En rassemblant un total de 35 facteurs (biotiques et abiotiques), ils n'ont pu expliquer que 38% de la variabilité spatiale des flux de carbone d'origine microbienne. Ce résultat montre bien que la variabilité spatiale des flux de carbone du sol vers l'atmosphère dépend de phénomènes complexes, probablement issus de l'interaction entre les différentes variables observées.

Dans le cadre de steppes de Patagonie, la variabilité spatiale de la respiration du sol est notamment mise en relation avec les conditions climatiques, notamment les arrivées d'eau au sol Silletta et al., « Temporal and Spatial Variability in Soil CO₂ Efflux in the Patagonian Steppe ». A l'échelle de la parcelle agricole, des études ont permis de montrer que l'hétérogénéité des flux de respiration était également due à la variabilité de la concentration en matière organique, de la porosité du sol et la densité apparente Teixeira et al., « Uncertainties in the Prediction of Spatial Variability of Soil CO₂ Emissions and Related Properties ». Han et al. (2007) ont montré que les flux de respiration du sol pour une parcelle de maïs étaient liées à la répartition des facteurs abiotiques mais également biotiques, notamment la répartition de la biomasse racinaire.

Ces estimations questionnent également sur l'impact de la topographie, sachant que celle-ci agit sur la répartition des stocks de matière organique, de la température, de l'humidité et de la répartition de la biomasse racinaire dans le sol Florinsky, « Influence of Topography on Soil Properties »; Jendoubi, Liniger, et Ifejika Speranza, « Impacts of Land Use and Topography on Soil Organic Carbon in a Mediterranean Landscape (North-Western Tunisia) »; Ontl et al., « Topographic and Soil Influences on Root Productivity of Three Bioenergy Cropping Systems ». Des preuves de l'impact positif de la topographie sur les flux de respiration des écosystèmes forestiers ont déjà été apportées Jiang et al., « Topography and Plant Community Structure Contribute to Spatial Heterogeneity of Soil Respiration in a Subtropical Forest ». et il ne serait pas surprenant que cette relation se vérifie également pour les agroécosystèmes, la topographie ayant déjà montré un impact significatif sur modification des flux de CO₂ du sol vers l'atmosphère entraînée par un changement d'utilisation des sols Zhang et al., « Topography Modifies the Effect of Land-Use Change on Soil Respiration »..

L'histoire des sols et les différents usages qui y ont été appliqués, peuvent avoir un impact sur les différents composants des sols en ce qui concerne la de structure notamment. Cette variable, difficilement représentable joue vraisemblablement un impact crucial dans l'estimation des flux et stocks de carbone dans les sols. L'impact de l'histoire de l'utilisation des sols de forêt a notamment un impact sur leur réponse face à des périodes de sécheresses sur la respiration des sols Osburn et al., « Land Use History Mediates Soil Biogeochemical Responses to Drought in Temperate Forest Ecosystems »..

Le sol est un milieu particulièrement hétérogène et les processus ayant lieu au niveau de celui-ci sont représentatif de cette hétérogénéité. La mesure répétée de la respiration du sol par chambre de respiration permet de connaître et d'estimer la variabilité spatiale des flux de carbone du sol vers l'atmosphère. Ces mesures sont centrales dans l'estimation des flux de carbone à l'échelle d'une parcelle. Cependant, la compréhension à fine échelle des flux de carbone ne peut se faire qu'à travers la connaissance de l'ensemble de processus biophysiques ayant lieu dans le sol et menant à des émissions de CO₂. Parmi ces phénomènes, l'effet priming reste particulièrement difficile à comprendre tant les mécanismes biologiques et physiques à la base de ce phénomène sont encore mal compris dans le milieu naturel.

1.1.1.3 L'effet priming: ajout de matière fraîche, renouvellement du carbone et flux de CO₂ supplémentaire

Une étude avait mis en avant que lors de l'ajout d'engrais vert, la disponibilité en azote entraînait également un dégagement supplémentaire de carbone Löhnis, « NITROGEN AVAILABILITY OF GREEN MANURES ». L'engrais vert de cette étude est constitué d'un ensemble de déchets végétaux apportés à la parcelle afin de favoriser sa fertilité et limiter son érosion. Lors de son expérience, Löhnis observe que le dépôt d'engrais vert engendre une augmentation significative de la minéralisation de l'azote du sol, accompagnée d'une minéralisation plus importante du carbone du sol. Les observations de Löhnis en 1926 le mènent à penser que les processus biochimiques qui entraînent la dégradation de la matière fraîche stimulent également les processus de production d'azote et de carbone vers l'atmosphère. Plusieurs observations similaires seront faites par différents scientifiques dans les décennies suivantes Broadbent, « Nitrogen Release and Carbon Loss from Soil Organic Matter during Decomposition of Added Plant Residues »; Broadbent et Bartholomew, « The Effect of Quantity of Plant Material Added to Soil on Its Rate of Decomposition »; Broadbent et Nakashima, « Mineralization of Carbon and Nitrogen in Soil Amended with Carbon-13 and Nitrogen-15 Labeled Plant Material »; Sørensen, « Rate of Decomposition of Organic Matter in Soil as Influenced by Repeated Air Drying-Rewetting and Repeated Additions of Organic Material »; Wu, Brookes, et Jenkinson, « Formation and Destruction of Microbial Biomass during the Decomposition of Glucose and Ryegrass in Soil », mais c'est en 1953 que le phénomène est finalement nommé l'effet « priming » Bingeman, Varner, et Martin, « The Effect of the Addition of Organic Materials on the Decomposition of an Organic Soil ». (Fig. 1-6).

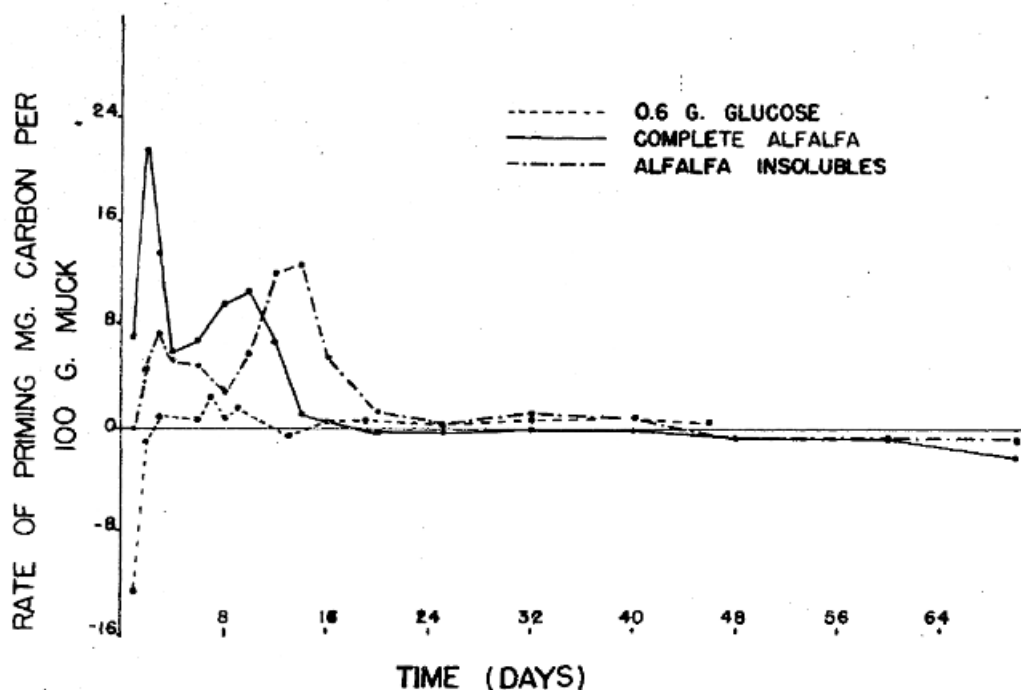


Figure 1-6 : Première mise en évidence de l'effet priming en conditions contrôlées par la comparaison de différents substrats et leur impact sur le priming réel en gC pour 100 g de sol. Source : Bingeman (1953),

L'effet priming a été donc découvert depuis près de 70 ans mais reste un mécanisme assez peu compris Kuzyakov, Friedel, et Stahr, « Review of Mechanisms and Quantification of Priming Effects »..

L'apport de matière fraîche au sol stimule les flux de carbone, mais il semble que l'apport de matière très labile, comme le glucose ou le fructose n'apporte pas ou peu de modifications dans les flux de carbone du sol Bingeman, Varner, et Martin, « The Effect of the Addition of Organic Materials on the Decomposition of an Organic Soil »; Wu, Brookes, et Jenkinson, « Formation and Destruction of Microbial Biomass during the Decomposition of Glucose and Ryegrass in Soil ».. Les mécanismes à la base du fonctionnement de l'effet priming sont donc plus complexes que ce qu'il est communément admis Fontaine, Mariotti, et Abbadie, « The Priming Effect of Organic Matter »..

L'effet priming semble fonctionner comme une réaction en chaîne. Lorsque de la matière fraîche est apportée au sol, les microorganismes sont stimulés par cet apport et leur activité métabolique augmente ce qui entraîne une respiration plus importante des microorganismes. Les mécanismes biologiques qui contrôlent l'augmentation de l'activité restent encore mal compris, mais il est aujourd'hui admis que l'apport de matière fraîche va entraîner la production d'enzymes extracellulaires capables de dégrader les polymères de la matière fraîche. Les enzymes ainsi produites seraient également capables de dégrader le carbone organique stable du sol Fontaine, Mariotti, et Abbadie; Wu, Brookes, et Jenkinson, « Formation and Destruction of Microbial Biomass during the Decomposition of Glucose and Ryegrass in Soil »., entraînant également une augmentation de la respiration hétérotrophe. Il est également possible d'observer une augmentation de la respiration du sol qui ne soit pas de l'effet priming réel. L'effet priming réel est issue de la dégradation supplémentaire de matière organique du sol, or il est également possible d'observer une respiration plus importante provenant de la rotation de la biomasse microbienne sans augmenter la dégradation du carbone du sol, il s'agit alors de l'effet priming apparent Blagodatskaya et Kuzyakov, « Mechanisms of Real and Apparent Priming Effects and Their Dependence on Soil Microbial Biomass and Community Structure ».. Ainsi, au moins deux phénomènes biogéochimiques proches peuvent être assimilés à de l'effet priming mais sont issus de deux mécanismes différents, ce qui rend la représentation de l'effet priming d'autant plus complexe, notamment pour la prise en compte dans les modèles. Les différentes pratiques agricoles peuvent influencer l'effet priming, notamment de façon positive en apportant des matières fraîches lors d'amendements, de labours ou en limitant l'export des résidus de culture lors de la récolte. L'estimation précise de l'effet priming reste donc un défi pour l'établissement des bilans carbonés des parcelles agricoles.

En effet, plusieurs études ont tenté d'estimer la quantité de carbone que représentait ce flux pour un ensemble divers de pratiques, principalement du labour. Par exemple, il a été montré pour des parcelles de blé (*Triticum aestivum* L.) du nord de la France que la réduction du travail du sol et l'apport de résidus de culture de blé induisait une meilleure stabilisation du carbone du sol et une réduction de l'effet priming, en lien avec une meilleure efficacité enzymatique Sauvadet et al., « High Carbon Use Efficiency and Low Priming Effect Promote Soil C Stabilization under Reduced Tillage ».. Cependant, cette relation n'est pas toujours vérifiée et des études montrent justement que le priming n'est pas affecté par le travail du sol, mais par la disponibilité en nutriments Dimassi et al., « Effect of Nutrients Availability and Long-Term Tillage on Priming Effect and Soil C Mineralization »; Liu et al., « Priming Effect of ¹³C-Labelled Wheat Straw in No-Tillage Soil under Drying and Wetting Cycles in the Loess Plateau of China »..

Les changements climatiques induisent des modifications des conditions pédoclimatiques dans les agroécosystèmes, impactant directement les processus pédologiques, dont la respiration du sol. Les agroécosystèmes ont besoin de mettre en place des stratégies afin d'améliorer leur résilience face à ces changements. Le changement des pratiques agricoles vers des itinéraires résistants aux changements climatiques permettrait d'assurer la durabilité des systèmes de production, ainsi que la sécurité alimentaire. Les pratiques permettant d'améliorer la résilience des agroécosystèmes à

travers l'accumulation de carbone dans les sols et la stabilisation de ce dernier sont diverses et variées, mais peuvent être rassemblées sous un même nom : les pratiques agroécologiques.

1.1.2 Stocker du carbone dans les sols : de l'accumulation à la stabilisation

Le carbone atmosphérique est capté par la biosphère à travers la photosynthèse des végétaux. Ce carbone fixé par les végétaux peut ensuite passer par plusieurs voies avant de retourner au sol : soit par les résidus de végétation laissés au sol, soit par dégradation le long des chaînes trophiques jusqu'à retourner au sol par décomposition de la biomasse.

Cependant, le carbone qui arrive au sol sous la forme de résidus de végétation n'intègre pas directement les stocks de carbone du sol. De plus, l'accumulation de carbone ne mène pas systématiquement à une stabilisation de celui-ci pour le long terme. La connaissance des processus menant à la stabilisation du carbone du sol est fondamentale pour comprendre l'impact des pratiques sur ces processus.

1.1.2.1 Les différents stocks de carbone du sol

Dans les différents modèles et représentations des sols, le carbone du sol est réparti en plusieurs stocks (Fig. 1-7) : les stocks actif, lent et passif Gabrielle, Menasseri, et Houot, « Analysis and Field Evaluation of the Ceres Models Water Balance Component »; Jenkinson, Adams, et Wild, « Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming »; Parton, « The CENTURY Model ». La répartition des différents stocks de carbone le long du profil de sol est relativement homogène, même si plus de carbone actif est susceptible d'être mesuré en surface à cause de la proximité avec la litière. Le carbone de la litière peut également être séparé en deux stocks : les stocks métaboliques et structuraux Parton et al., « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands ». Le stock de litière métabolique représente le carbone le plus labile de la litière et le stock structurel représente le carbone le plus récalcitrant.

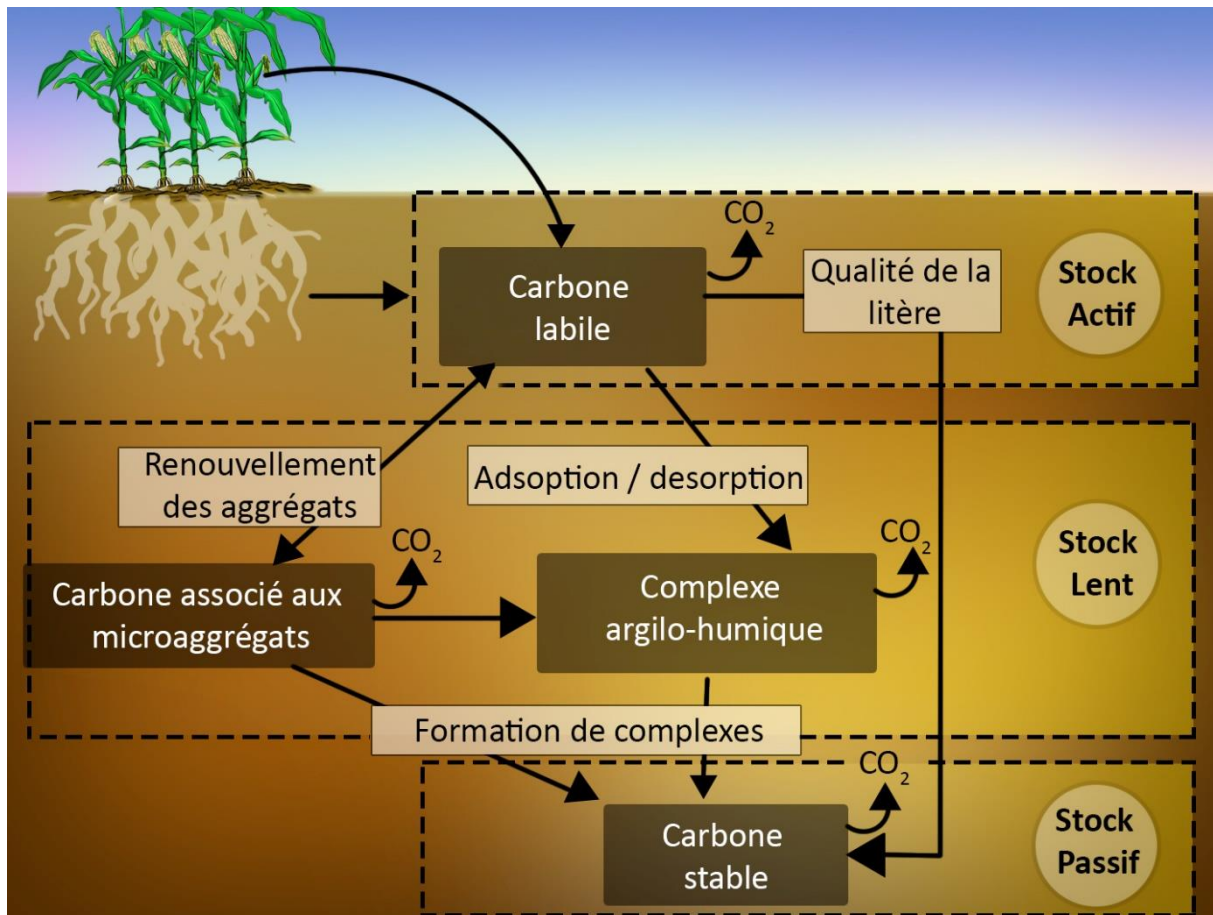


Figure 1-7 : Schéma conceptuel des stocks actif, lent et passif de carbone du sol, adaptés de Six et al. « Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter »..

Les stocks actif, lent et passif sont différenciés en fonction du temps de résidence du carbone qui les constitue. Ce carbone est plus ou moins dégradé en fonction de son association plus ou moins complexes avec des particules minérales (argiles) ou chimiques. Le carbone du stock actif est le carbone de la biomasse microbienne, très labile, avec un temps de résidence court (de l'ordre de quelques jours à quelques semaines) et peu d'interactions avec des particules minérales ou chimiques. Le stock lent est constitué de carbone lié à des particules minérales et forme des agrégats. Le temps de résidence du carbone dans le stock lent est de l'ordre de quelques dizaines d'années, entre 20 et 50 ans. Le stock stable contient du carbone avec un temps de résidence long, de l'ordre de la centaine d'année au millier d'années, particulièrement stabilisé dans des agrégats complexes. La distinction entre les trois stocks actif, lent et passif est parfois réduite aux deux stocks actif et passif, où le stock actif regroupe les stocks actif et lent précédemment décrit et où le stock passif reste le stock de carbone stable Janzen et al., « Chapter 12 Soil Organic Matter Dynamics and Their Relationship to Soil Quality »; Janzen et al., « Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations »; Sahoo et al., « Active and Passive Soil Organic Carbon Pools as Affected by Different Land Use Types in Mizoram, Northeast India ».. Cette représentation est notamment celle utilisée dans le modèle AMG Andriulo, Mary, et Guerif, « Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas »..

Le stock actif est constitué de particules de carbone organique les plus labiles et on considère aussi la biomasse microbienne comme une part de ce stock de carbone. Ce carbone possède le TMR le plus faible des trois stocks, de l'ordre de l'année. La biomasse microbienne représente une faible fraction

du carbone du sol, entre 0.3 et 4 % pour les sols agricoles, de même que la quantité de carbone organique labile, compris entre 0.05 et 0.4 % von Lützow et al., « SOM Fractionation Methods ». Ainsi, le stock actif représente la plus petite fraction de carbone du sol. La matière fraîche du stock actif peut se transformer en carbone stable, en fonction de sa complexité chimique initiale Six et al., « Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter ». Cette complexité peut être issue des propriétés intrinsèques de la matière végétale, appelée qualité de la litière. Le stock lent est constitué de particules de matière organique se dégradant lentement et possédant un TMR de l'ordre de la centaine d'années. Cette dégradation lente est due à l'association des particules de matière organique avec les particules minérales formant les complexes argilo-humiques. Cette association entre particules organiques et minérale est principalement effectuée dans l'appareil digestif des vers de terres. Ce stock de carbone est le second stock le plus important du sol après le stock passif qui représente le plus grand stock. Enfin, le carbone du stock passif est constitué de particules de matières organiques difficilement accessibles et dégradables avec un TMR de l'ordre du millénaire. Parmi les différents ensembles de carbone du sol, le carbone labile est directement mobilisable pour la respiration du sol et on observe une relation linéaire entre la concentration en carbone labile et la respiration du sol (Fig. 1-8).

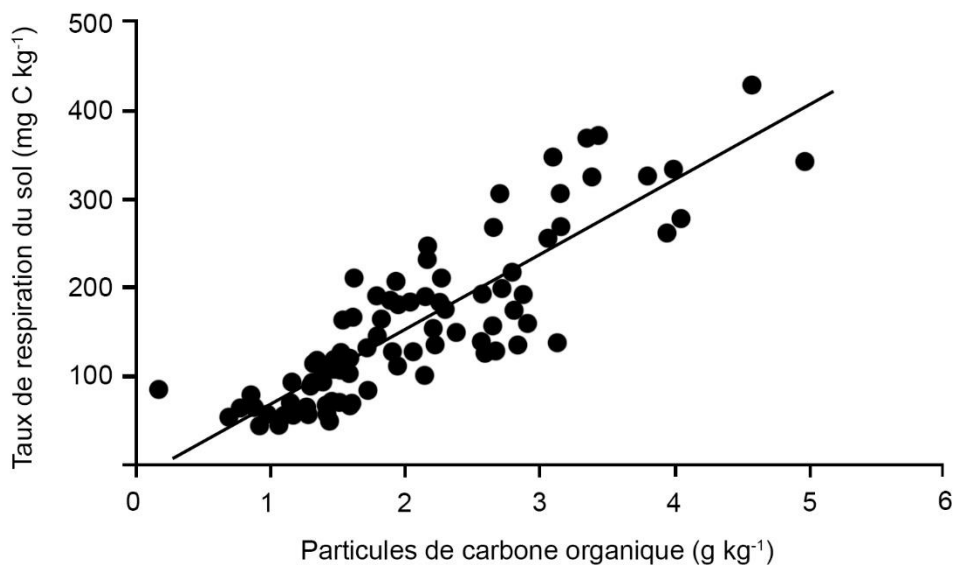


Figure 1-8 : Relation entre la concentration en particules de carbone organique et la respiration du sol. Source : Janzen et al. (1992)

Cependant, le carbone stocké dans le sol peut être stabilisé par un ensemble de processus, biotiques et abiotiques Dignac et al., « Increasing Soil Carbon Storage ». Ces différents processus, dits de stabilisation, sont influencés par les conditions environnementales, mais également les pratiques culturales.

1.1.2.2 La stabilité: un facteur clé dans le stockage à long terme du carbone des sols

L'impact important des pratiques agricoles sur la capacité de stockage du carbone atmosphérique entraîne une forte demande d'expertise sur la meilleure façon de réaliser ce potentiel. Les stocks de carbone du sol sont modifiés par un ensemble de facteurs biotiques (présence végétaux, vers de terre, etc.) et abiotiques (température, humidité, etc.) chacun étant influencés par les pratiques agricoles Dignac et al.. Le carbone qui arrive au sol est principalement constitué des résidus de

culture (biomasse végétale) et des cadavres d'animaux (biomasse animale) sous forme de matière organique.

Les plantes jouent un rôle important dans la stabilité de la matière organique des sols en étant à la base de la composition chimique des résidus. La composition des végétaux et leur concentration en carbone, azote et manganèse impacte la dynamique de dégradation des résidus Machinet et al., « Impact of Plant Cell Wall Network on Biodegradation in Soil ». Le carbone du sol peut également être stabilisé par les plantes, notamment au niveau des racines. Les racines des plantes sont plus concentrées en lignine que les parties aériennes, ce qui les rend moins facilement dégradables et augmentent la quantité carbone végétal d'origine racinaire dans les sols comparé au carbone végétal d'origine aérien, notamment pour le maïs Balesdent et Balabane, « Major Contribution of Roots to Soil Carbon Storage Inferred from Maize Cultivated Soils ». Les mécanismes de protection racinaire de la matière organique des sols peuvent être améliorés par la protection physico-chimique, particulièrement dans les horizons profonds, la protection par l'activité des mycorhizes et de l'activité racinaire et également, par l'interaction avec les ions métalliques, inhibant les processus de minéralisation Rasse, Rumpel, et Dignac, « Is Soil Carbon Mostly Root Carbon? ». De plus, les racines favorisent l'agrégation des particules de sol favorisant ainsi la protection et la stabilisation des particules de matière organique des sols Fageria et Moreira, « Chapter Four - The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants ».

La minéralisation et la stabilisation du carbone du sol sont contrôlées par les interactions entre les microorganismes (champignons et bactéries), les organismes ingénieurs des sols (racines, vers terre, termites, fourmis) et la matrice minérale des sols Lavelle, « Faunal Activities and Soil Processes ». L'action des architectes des sols va entraîner une fragmentation de la litière, permettant son incorporation au sol à travers les mécanismes de bioturbation Wilkinson, Richards, et Humphreys, « Breaking Ground ». Cette activité va influencer positivement et fortement le transport de la matière organique dissoute dans les horizons de sol Bohlen et al., « Influence of Earthworm Invasion on Redistribution and Retention of Soil Carbon and Nitrogen in Northern Temperate Forests ». L'action des vers de terres sur la stabilisation du carbone du sol compte parmi les plus importantes. Par son action de bioturbation (Fig. 1-9), les vers de terres augmentent la formation de macro-agrégats extrêmement stables Bossuyt, Six, et Hendrix, « Interactive Effects of Functionally Different Earthworm Species on Aggregation and Incorporation and Decomposition of Newly Added Residue Carbon »; John et al., « Earthworm Bioturbation Stabilizes Carbon in Non-Flooded Paddy Soil at the Risk of Increasing Methane Emissions under Wet Soil Conditions »; Zhang et al., « Earthworms Facilitate Carbon Sequestration through Unequal Amplification of Carbon Stabilization Compared with Mineralization ». La formation de ces agrégats permet de stabiliser le carbone dans le sol et d'en augmenter le stock pour une grande période de temps.

Le sol est un environnement particulièrement hétérogène, même à l'échelle très locale d'une parcelle agricole, dont l'hétérogénéité est due en partie aux pratiques agricoles. Le temps de résidence du carbone dans le sol dépend principalement de ces pratiques. Les mécanismes de stabilisation du carbone dépendent de l'interaction entre les différents acteurs de la structuration des sols et ainsi, les processus abiotiques de stabilisation de la matière organique des sols dépendent des processus biotiques. La matière organique peut être stabilisée par les éléments minéraux des sols à travers différentes relations d'adsorption Jones et Edwards, « Influence of Sorption on the Biological Utilization of Two Simple Carbon Substrates ». ou de protection des particules organiques face à la minéralisation par les microorganismes Chenu et Plante, « Clay-Sized Organo-Mineral Complexes in a Cultivation Chronosequence ».

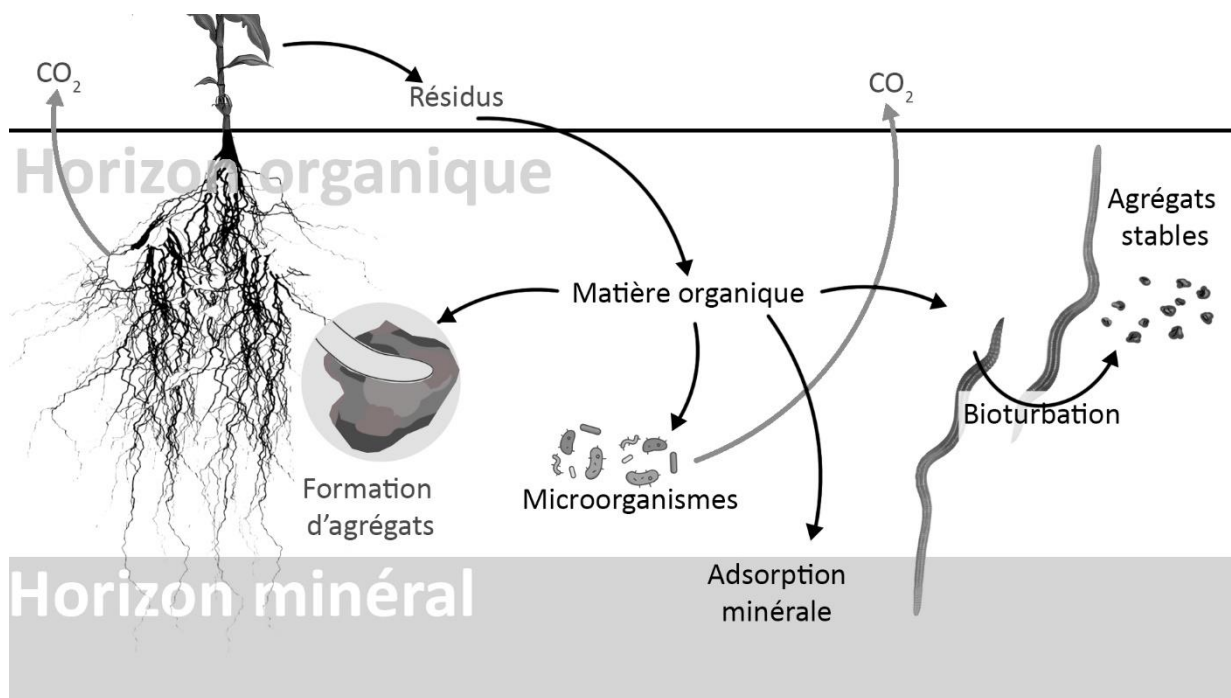


Figure 1-9 : Schéma résumé des différents processus de stabilisation de la matière organique dans les sols, inspiré de Dignac et al. (2017).

Dans le contexte des parcelles agricoles, les pratiques de culture, conventionnelles notamment, ne sont pas orientées pour la protection des vers de terres ou la favorisation de la stabilité des agrégats par la biodiversité des sols. Dignac et al. (2017) mettent en avant l'intérêt de combiner les approches et les domaines d'études afin de compléter la vision du sol et de connecter les différentes compétences, notamment à grande échelle, pour affiner la compréhension sur les aspects de la dynamique du carbone des sols. Le fonctionnement des flux et la stabilisation du carbone du sol sont principalement liés à la gestion des paysages et des écosystèmes. Pour les agroécosystèmes, les pratiques agricoles sont centrales dans la gestion des flux et stocks de carbone du sol. Ainsi, les pratiques favorisant la stabilisation des stocks doivent être étudiées et encouragées. Leur potentiel en matière de réduction de flux et stabilisation des stocks de carbone est certain, mais leur impact à long terme, notamment en associant différentes pratiques, reste à confirmer.

1.2 Les pratiques agroécologiques

Les pratiques agricoles ont un fort impact à jouer sur la limitation des flux de carbone du sol vers l'atmosphère. Le changement d'utilisation des terres étant l'une des principales sources d'émissions de GES, les pratiques agricoles ont un poids important à jouer quant à l'atténuation des émissions anthropiques globales. Plusieurs pratiques agricoles permettent de limiter l'impact des activités agricoles sur l'environnement. Parmi celles identifiées notamment par l'initiative 4 pour 1000 Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille », l'utilisation de couverts intermédiaires et l'atténuation des perturbations faites au sol par le labour ont un potentiel important d'atténuation. Le couvert intermédiaire et le non-labour font parties des pratiques dites agroécologiques, cependant la définition de l'agroécologie reste relativement floue aujourd'hui. L'OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) définit l'agroécologie comme « l'étude des relations entre les cultures agricoles et l'environnement », mais ne permet pas de définir dans quel cadre une pratique

agricole sera considérée comme agroécologique ou non. La meilleure définition de l'agroécologie correspondant à la réalité du terrain serait sûrement celle proposée par le dictionnaire d'agroécologie (www.dicoagroecologie.fr). Cette définition replace l'agroécologie comme une alternative aux systèmes intensifs basés sur l'artificialisation des cultures par l'utilisation d'intrants. Au contraire de son homologue conventionnel, l'agroécologie se place à l'interface entre les agrosystèmes, les agriculteurs et les scientifiques pour promouvoir une gestion des systèmes de culture favorisant la biodiversité et les cycles biogéochimiques naturels. Ainsi, l'agroécologie n'est pas limitée à un itinéraire technique ou à un mode de pensée, c'est un modèle agronomique en lien avec l'environnement dans un objectif de durabilité.

Le modèle agroécologique s'oppose souvent au modèle conventionnel (Fig. 1 12), majoritaire dans l'agriculture actuelle, cependant l'agroécologie n'est pas à confondre avec l'agriculture biologique, qui représente environ 8 % des terres cultivées en France en 2020 (selon Agence Bio - www.agencebio.org) et dont la caractérisation dépend d'un ensemble de facteurs et de conduites strictes. De fait, l'estimation de la surface agricole sous itinéraire agroécologique est difficilement réalisable car une parcelle peut recevoir une pratique appartenant au domaine de l'agroécologie (non-labour, couvert, agroforesterie, etc.) sans basculer entièrement dans le modèle agroécologique.

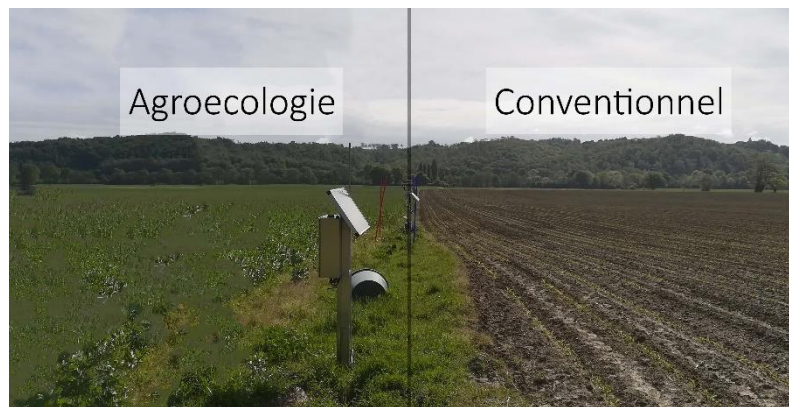


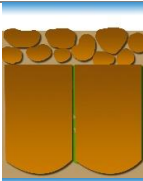
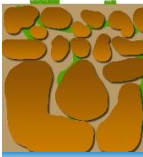
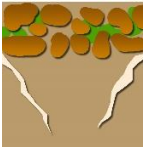
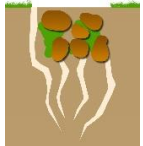
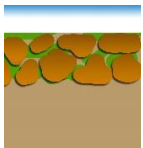

Figure 1-10 : Parcelles couples du projet BAG'AGES (Bassin Adour – Garonne, quelles performances des pratiques AGroEcologiques ? <https://occitanie.chambre-agriculture.fr/agroenvironnement/agroecologie/bagages/>) sur le site d'Estampes, le 29 avril 2019 – Photographie : N.L. Breil.

Parmi les pratiques agricoles traditionnelles les plus remises en question en France, le labour représente la plus répandue. Cette pratique peut être remplacée par un ensemble de techniques variées permettant de limiter la perturbation du sol et d'en protéger la structure. On nomme l'ensemble des pratiques de réduction du labour, les Techniques Culturelles Simplifiées, ou TCS.

1.2.1 Non-labour : limiter les perturbations pour favoriser la conservation

Plusieurs techniques de labour existent, permettant un travail superficiel ou en profondeur entraînant des perturbations plus ou moins importantes, les techniques les plus profondes étant sources de perturbations plus importantes pour l'environnement. Parmi l'ensemble des techniques de labour, certaines visent à améliorer le ratio « perturbation du sol / intérêt agronomique ». Le spectre de ces techniques constitue l'ensemble des TCS (Tab. 1 2). A l'échelle des grandes cultures, chaque pratique de labour est réalisée par un ensemble de machines et éventuellement répétée plusieurs fois au cours de la saison.

Tableau 1-1 : Différents types de labour et leurs impacts sur la structure du sol et l'enfouissement des végétaux de surface

Pratique	Schéma	Description	Profondeur	Enfouissement
Labour		Travail profond du sol avec retournement du sol et mélange des horizons.	15 à 40 cm	Total (résidus + adventices)
Pseudo labour		Travail profond du sol avec retournement du sol sans mélange des horizons.	15 à 40 cm	Partiel, mais fort
Non-labour avec décompactage		Travail profond du sol sans retournement du sol ni mélange des horizons.	15 à 40 cm	Partiel
Travail en bandes (ou sous-solage)		Travail profond pour les horizons sous le fond de labour, sans retournement du sol ni mélange des horizons.	40 à 80 cm	Partiel
Travail superficiel		Mélange des résidus avec l'horizon de surface, sans retournement.	3 à 8 cm	Partiel
Semis direct		Aucun travail, pas de retournement ni de mélange des horizons.		Nul

L'utilisation du labour augmente donc les émissions en GES au vu de la consommation de carburants fossiles, mais également par la facilitation de la diffusion des gaz Glinski, Józefaciuk, et Stahl; Reicosky, Dugas, et Torbert, « Tillage-Induced Soil Carbon Dioxide Loss from Different Cropping Systems »; Wuest, Durr, et Albrecht, « Carbon Dioxide Flux Measurement During Simulated Tillage ». comparée aux TCS. Le labour a historiquement été mis en place pour permettre de fragmenter le sol en favorisant ainsi la germination et le développement des plantations. Cependant, ces avantages à court terme sont souvent surestimés comparés aux conséquences environnementales lourdes sur le long terme. Le labour favorise l'accès des microorganismes à la matière organique isolée dans les agrégats du sol Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation », ce qui participe à l'appauvrissement en carbone Six, Elliott, et Paustian.. Le labour réduit également la biodiversité du sol Gardi et al., « Soil Biodiversity Monitoring in Europe »; Tsiadouli et al., « Intensive Agriculture Reduces Soil Biodiversity across Europe », notamment en fragmentant les mycéliums.

L'impact du labour à long terme aura des conséquences importantes. Aussi la compréhension en profondeur de l'impact du non-labour sur les stocks de carbone du sol est fondamentale. Cependant, un suivi de l'utilisation des pratiques est réalisé par le service Agreste du ministère de l'Agriculture et de l'alimentation (<https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/accueil/>) et permet d'avoir une estimation sur la surface soumise aux différentes pratiques. Selon le service Agreste, la surface sous pratique du non-labour a augmenté en France et représente près de la moitié des terres cultivables (Fig. 1-13). La part des parcelles en semi-direct est en augmentation, passant de 3 à 6 % de 2014 à 2017 (Agreste, Graph'Agri 2021 – 43^{ème} édition).

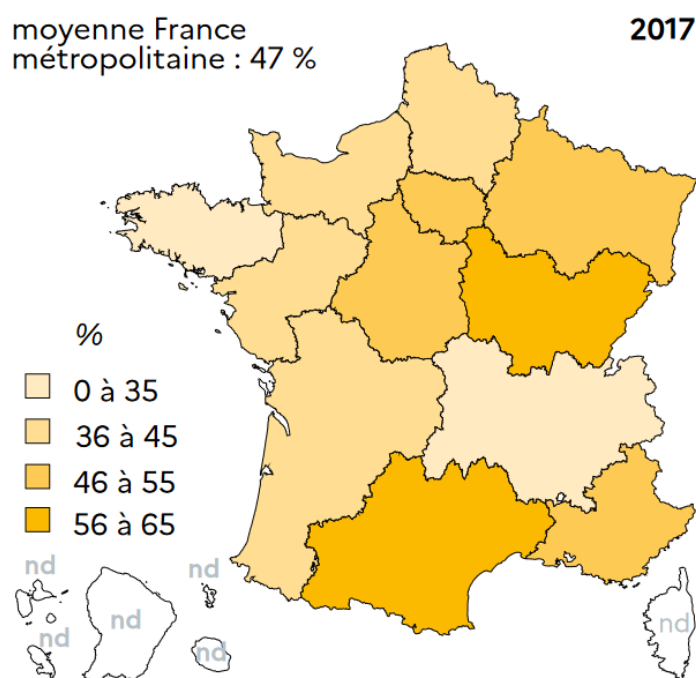


Figure 1-11 : Surfaces agricoles sans labour par région en France en 2017 (source Agreste – Graph'Agri 2021).

Cependant, ces informations semblent contradictoires, si seulement 6 % des parcelles sont en semi-direct c'est-à-dire un semi réalisé sans-labour, comment peut-on avoir 47 % de surface en non-labour ? Il semble que cette estimation de 47 % des surface en non labour intègre également les surfaces en jachères, ou aucun labour ni semi n'est pratiqué. Selon d'autres informations complémentaire provenant du site Agreste, (fourrage ou grain) plus de 90 % de la surface cultivée est soumise à un travail superficiel du sol de moins de 8 cm de profondeur, de 35 à 44 % de la surface cultivée est soumise à un labour superficiel de 8 à 15 cm de profondeur et entre 18 et 22 % de la surface est soumise à un labour profond (Tab. 1-3). Cela semble indiquer que la part des parcelles recevant un semis est généralement soumise à un labour au moins superficiel.

Tableau 1-2 : Tableau récapitulatif des interventions mécaniques en France. Source : SSP –Agreste – Enquête Pratiques culturales en grandes cultures 2017

Espèce	Nombre de passages mécaniques	Travail superficiel du sol de moins de 8 cm (% surface)	Travail superficiel du sol entre 8 et 15 cm (% surface)	Travail profond du sol sans retournement (% surface)
Maïs fourrage	6.1	92	44	18
Maïs grain	6.2	92	35	22

Blé tendre	4.5	79	43	17
Blé dur	4.7	86	41	21
Colza	5	89	47	21
Tournesol	6.4	94	42	29

Cette pratique de plus en plus répandue en France apporte un ensemble de modifications environnementales. Le non-labour permet notamment de limiter l'érosion des sols Le Bissonais et al., « Mapping Erosion Risk for Cultivated Soil in France »; Morvan et al., « Impact of Recent Conversion to Organic Farming on Physical Properties and Their Consequences on Runoff, Erosion and Crusting in a Silty Soil », l'impact négatif sur la biodiversité Gardi et al., « Soil Biodiversity Monitoring in Europe »; Tsiafouli et al., « Intensive Agriculture Reduces Soil Biodiversity across Europe », mais son impact sur les flux et stocks de carbone du sol sont encore soumis à discussion.

1.2.1.1 Impacts du non-labour sur les flux de carbone du sol

L'utilisation du labour a tendance à réduire la biodiversité des sols Tsiafouli et al. et à en altérer la structure Bekele, « The Effect of Tillage on Soil Moisture Conservation »; Or et Ghezzehei, « Modeling Post-Tillage Soil Structural Dynamics »; Pires et al., « Soil Structure Changes Induced by Tillage Systems ». Parmi les pratiques de conservation des sols, les TCS visent à limiter le travail du sol et les perturbations induites par ce dernier. Le labour altère notamment les agrégats du sol et permet aux microorganismes de minéraliser la matière organique présente dans ces structures. La dégradation des sols agricoles a conduit à une importante libération du C contenu dans le sol. Les agrégats, généralement dissociés par leur taille entre les micro- et macro-agrégats, constituent des réserves de C, constituées de particules de matières organiques encapsulées par un agent physique ou chimique, généralement de l'argile (Fig. 1-12). Le cycle de vie des agrégats du sol commence par l'agglomération de particules de carbone organique entre elles, menant à la constitution de micro-puis de macro-agrégats. Cette agglomération peut également comprendre des micro-agrégats issus de la fin de vie des macro-agrégats ainsi que des débris de matière fraîche. Les macro-agrégats de sol sont donc des ensembles hétérogènes complexes, dont le carbone appartient au stock lent du carbone du sol. Les macro-agrégats vont se dégrader progressivement, principalement par l'action des microorganismes, entraînant la libération de CO₂ par respiration hétérotrophe. Cette dégradation s'effectue sur une durée de l'ordre de grandeur de la centaine d'années due à la protection physique et chimique des agrégats. Une fois dégradés, les macro-agrégats se séparent en micro-agrégats qui pourront se réassembler en macro-agrégats. Le labour entraîne la dislocation des macro-agrégats et l'exposition immédiate des particules de carbone organiques aux microorganismes. Cette transformation des macro- en micro-agrégats et particules de carbone organique entraîne une disponibilité de la matière organique labile pour les processus de minéralisation par les microorganismes. Le carbone lent des agrégats devient du carbone labile actif de l'horizon de surface Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation ». Le labour permet donc d'augmenter la quantité de substrat carboné présent dans les sols et favorise la respiration hétérotrophe du sol.

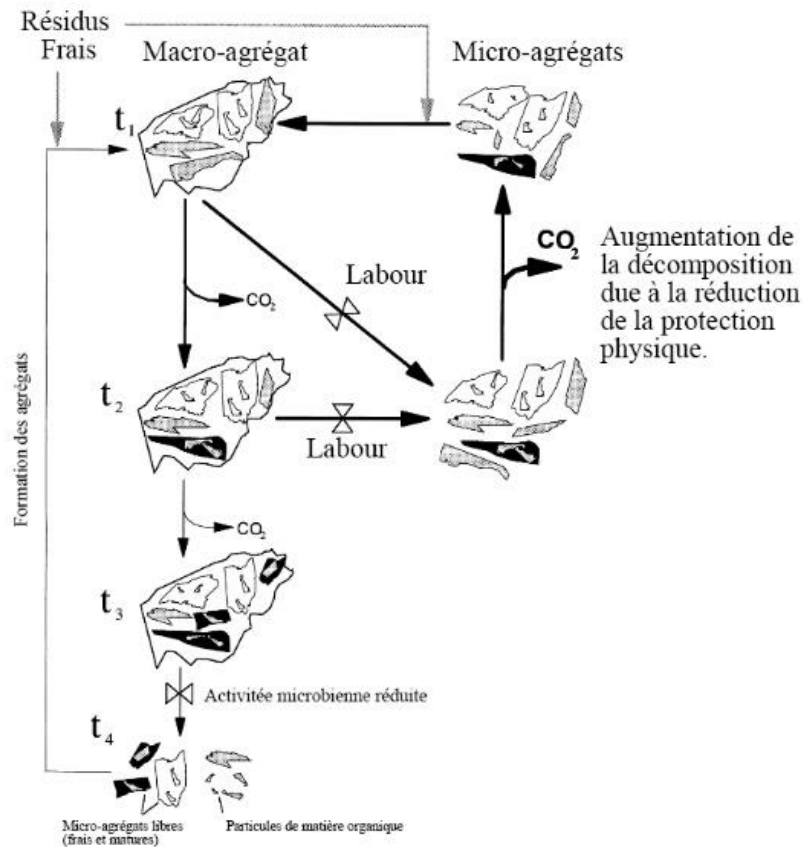


Figure 1-12 : Schéma conceptuel du cycle de formation des micro- et macro-agrégats et de l'impact du labour sur la déstructuration des agrégats et des flux de carbone du sol. Adapté de Six, Elliott, et Paustian..

A l'inverse, le non-labour permet de préserver les stocks de C du sol en limitant également les flux de carbone. Cependant, les études récentes montrent que le non-labour ne permet pas à lui seul de stocker du carbone dans le sol Haddaway et al., « How Does Tillage Intensity Affect Soil Organic Carbon? »; Huang et al., « Effects of No-Tillage Systems on Soil Physical Properties and Carbon Sequestration under Long-Term Wheat–Maize Double Cropping System ».. Lors d'un labour, la matière organique de surface se retrouve enfouie dans le sol, ce qui va favoriser l'accumulation de carbone en profondeur. Le non-labour permet à la matière organique présente en surface de s'y accumuler et de former des horizons de surface plus riche en matière organique que les parcelles labourées. Ainsi, le non-labour permet d'améliorer le contenu en matière organique des horizons de surface alors que le labour permet d'accumuler du carbone en profondeur.

Le labour a également un impact sur la perméabilité des gaz dans le sol. En modifiant la structure du sol, le labour augmente la diffusion des gaz des horizons de surface vers l'atmosphère Glinski, Józefaciuk, et Stahl; Reicosky, Dugas, et Torbert, « Tillage-Induced Soil Carbon Dioxide Loss from Different Cropping Systems »; Wuest, Durr, et Albrecht, « Carbon Dioxide Flux Measurement During Simulated Tillage ».. Les gaz issus de la respiration du sol ne s'échappent pas directement vers l'atmosphère et peuvent s'accumuler dans les horizons de surface. Le labour permet de rompre les liaisons physiques et chimiques du sol et d'augmenter la diffusion des gaz vers l'atmosphère en libérant les gaz contenus dans les horizons de surface. Cet effet a été observé sur le terrain en réalisant une série de mesure au moment précis du labour Al-Kaisi et Yin, « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations ».. Les flux ont alors atteint une valeur extrême avant de retrouver leur valeur initiale quelques heures après la perturbation (Fig. 1-13).

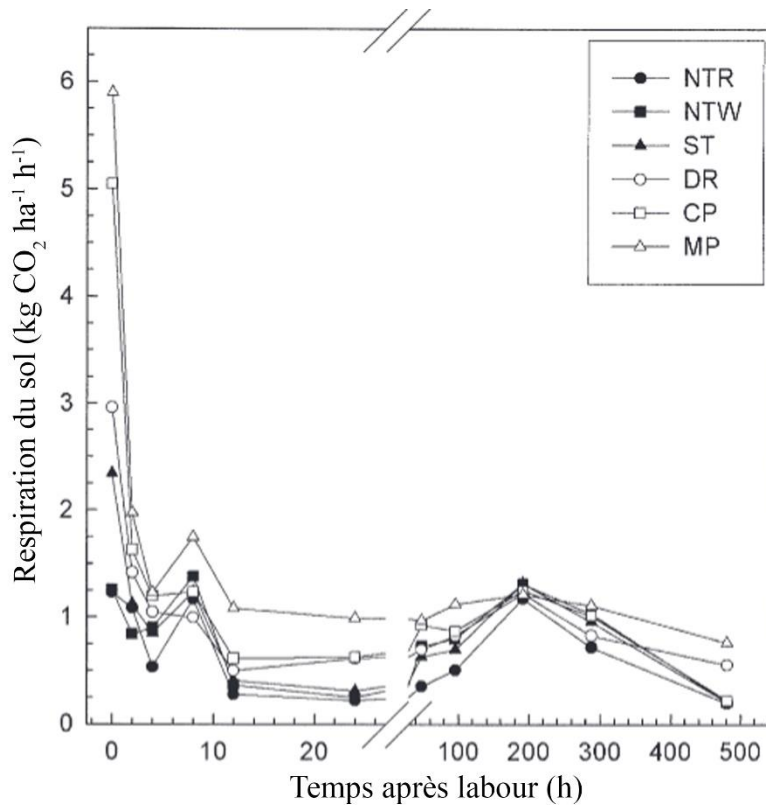


Figure 1-13 : Impact du labour immédiat et jusqu'à 20 jours après la perturbation, adapté de Al-Kaisi et Yin. (NTR = non-labour avec résidus, NTW = non-labour sans-résidus, ST = travail en bande, DR = travail profond, CP = travail en surface, MP = labour par charrue à versoir).

L'augmentation de la respiration du sol a été observée à travers la littérature pour la culture du maïs et notamment la rotation maïs – blé pour un ensemble de sols agricoles et de conditions climatiques diverses (Tab. 1-4). Les flux de carbone du sol vers l'atmosphère sont augmentés par l'utilisation du labour. L'uniformité des réponses de la respiration du sol face aux différents temps de pratique montre que le non-labour a un impact relativement immédiat sur l'atténuation des flux de carbone du sol vers l'atmosphère. Les valeurs les plus faibles rapportées par Hu et al. (2015) sont notamment liées au fait que le site expérimental présente des caractéristiques très particulières (zone aride située à 1500 m d'altitude) menant à de faibles valeurs et différences de respiration.

Tableau 1-3 : Impact du labour sur les flux de carbone du sol vers l'atmosphère en moyenne sur la période de culture du maïs (rotation maïs – blé) en fonction du temps de pratique du non-labour comparé au labour conventionnel

Pays	Temps de pratique du non-labour (années)	Impact sur la respiration du sol (%)	Références
USA	3	- 19 à - 41	Al-Kaisi and Yin « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations ».
Chine	2	- 5.9 à - 7.1	Hu et al. « Less Carbon Emissions of Wheat–Maize Intercropping under Reduced Tillage in Arid Areas ».

Chine	4 à 6	- 45	Lu et al. « Conservation Tillage Increases Carbon Sequestration of Winter Wheat-Summer Maize Farmland on Loess Plateau in China ».
Chine	10	- 10	Zhang et al. (2021)
Lithuanie	30	- 20 à - 60	Bogužas et al. (2018)
Lithuanie	10	- 34 à - 35	Buragienė et al. (2019)
Espagne	5	- 30	Franco-Luesma et al. « Tillage and Irrigation System Effects on Soil Carbon Dioxide (CO ₂) and Methane (CH ₄) Emissions in a Maize Monoculture under Mediterranean Conditions ».
Espagne	20	+ 38	Pareja-Sánchez et al. (2019)

Cependant, des études montrent des tendances contraires. Par exemple, l'étude de Pareja-Sánchez et al., (2019) montre des flux de carbone plus importants pour le non-labour ($1.56 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) qu'en labour ($0.85 \text{ g CO}_2\text{-C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) pour une culture de maïs. Cette étude a comparé différents types de labour et d'apport d'azote sur les émissions de carbone (CO₂ et CH₄). L'hypothèse soutenue dans cette étude est que le non-labour facilite l'accumulation de matière fraîche labile dans le sol, permettant de fournir plus de respiration du sol. Le labour impacte donc directement les flux de carbone du sol vers l'atmosphère. Cet impact se retrouve également sur les stocks de carbone du sol.

Même si le labour a montré un fort impact sur les flux de carbone du sol, de nombreuses études mettent en avant l'impact plus important du climat et notamment des pluies et de l'humidité du sol sur les flux de carbone notamment hétérotrophes Bogužas et al., « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation »; Hendrix, Han, et Groffman, « Soil Respiration in Conventional and No-Tillage Agroecosystems under Different Winter Cover Crop Rotations »; Suseela et al., « Effects of Soil Moisture on the Temperature Sensitivity of Heterotrophic Respiration Vary Seasonally in an Old-Field Climate Change Experiment »..

1.2.1.2 Impacts sur les stocks de carbone du sol

Le labour permet de limiter la présence d'adventices et de repousses en les enfouissant, ce qui apporte du carbone issu de la matière fraîche dans les horizons plus profonds. La pratique du non-labour induit que les éventuelles repousses et adventices ne soient pas enfouies, mais restent en surface et soient soit exportées, soit laissées au sol où elles s'accumulent en couches successives. Cette accumulation de biomasse en surface crée une couche de végétation appelée le mulch. Le mulch a un fort impact sur le stockage de carbone dans le sol. Certaines expérimentations ont permis d'observer l'impact positif du mulch sur l'amélioration du stockage du carbone, notamment lorsqu'on l'associe à du non-labour. Selon l'étude d'Abbas et al. (2020), l'augmentation des stocks de carbone du sol est favorisée par l'utilisation de non-labour sur les premiers centimètres, mais l'association non-labour / mulch permet de stocker significativement plus de carbone sur une plus grande profondeur. Ainsi, cette étude a montré dans des conditions semi-arides du Pakistan que pour un sol sous rotation maïs-maïs sans labour, les stocks de carbone étaient de 14 % supérieur pour un

sol avec mulch à un sol sans mulch (37.2 et 43.3 t C ha⁻¹, pour la parcelle sans et avec mulch, respectivement). Ces conditions sont relativement éloignées des conditions de culture du maïs en France, mais l'impact mis en avant par cette étude est représentatif du potentiel des couverts intermédiaires. Pour cette expérience, le mulch était constitué de 4.8 t ha⁻¹ de pailles de maïs issues de la culture précédente. Le non-labour seul permettrait également d'augmenter la quantité de carbone dans le sol, notamment sur les premiers centimètres de sol (Tab. 1-5).

Tableau 1-4 : Impact du labour sur les stocks de carbone du sol pour des parcelles en rotation maïs – blé, en fonction du temps de pratique du non-labour comparé au labour conventionnel pour une profondeur d'un mètre

Pays	Temps de pratique (années)	Horizon (cm)	Matière organique du sol (t SOC ha ⁻¹)			Références
			Labour	Non-labour	Écart	
Brésil	13	0-40	62.1	77.3	+ 15.2	Corbeels et al. (2016)
Chine	12	0-5	5.4	8.3	+ 2.9	Huang et al. (2015)
		5-10	5.4	7.8	+ 2.4	
		10-20 20-40	10.6	10.4	- 0.2	
		40-60	16.0	13.5	- 2.5	
		0-60	10.9	8.5	- 2.4	
Chine	12	0-5	9.69	15.78	+ 6.09	Zhang et al. (2018)
		5-10	10.31	11.44	+ 1.13	
		10-20	19.81	20.99	+ 3.19	
		20-30	17.80	18.81	+ 1.01	
		0-60	48.5	48.4	- 0.1	
Chine	7	0-10	21.21	23.38	+ 2.17	Asenso et al. (2019)
		10-20	17.32	18.71	+ 1.39	
		20-30	13.05	15.68	+ 2.63	
		30-40	11.92	13.07	+1.15	
France	47	0-5	8.18	13.60	+ 5.42	Mary et al. (2020)
		5-10	17.17	22.87	+ 5.7	
		10-15	26.02	30.15	+ 4.13	
		15-28	42.96	44.17	+ 1.21	
		28-33	46.20	47.40	+ 1.20	
		33-60	65.21	66.93	+ 1.72	
Suisse	13	0-10	25.4	29.8	+ 4.4	Krauss et al. « Impact of Reduced Tillage on Greenhouse Gas Emissions and Soil Carbon Stocks in an Organic Grass-Clover Ley - Winter Wheat Cropping Sequence ».
		10-20	28.1	29.2	+ 1.1	
		20-30	48.1	47.8	- 0.3	
USA	8	0-5	11.37	17.05	+ 5.68	Al-Kaisi and Yin (2005)
		5-10	14.23	16.93	+ 2.7	
		10-15	14.31	18.60	+ 4.29	
		0-15	39.90	52.57	+ 12.67	

L'étude de Mary et al. « Soil Carbon Storage and Mineralization Rates Are Affected by Carbon Inputs Rather than Physical Disturbance ». sur l'impact du labour sur 47 ans de pratiques permet d'évaluer l'impact du labour sur un ensemble d'horizons. On note alors que le non-labour a permis de stocker plus de carbone en surface, mais que l'écart entre non-labour et labour ne se conserve pas tout au long du profil de sol. Ce résultat se retrouve dans l'étude de Huang et al. (2015) et est largement reconnu comme une règle générale aujourd'hui Haddaway et al., « How Does Tillage Intensity Affect Soil Organic Carbon? ».

L'enfouissement des plantes de surface a tendance à enrichir les horizons plus profonds en carbone, alors que le non-labour enrichit plutôt les horizons supérieurs du sol Huang et al., « Effects of No-Tillage Systems on Soil Physical Properties and Carbon Sequestration under Long-Term Wheat–Maize Double Cropping System »; Meurer et al., « Tillage Intensity Affects Total SOC Stocks in Boreo-Temperate Regions Only in the Topsoil—A Systematic Review Using an ESM Approach »; Xue et al., « Changes in Soil Organic Carbon Fractions in Response to Different Tillage Practices under a Wheat-Maize Double Cropping System ». Les différentes études de comparaison entre labour et non-labour ont permis mettre en avant qu'à l'échelle du profil de sol entier, la pratique du labour ou non n'impactait pas la quantité totale de carbone du sol Haddaway et al., « How Does Tillage Intensity Affect Soil Organic Carbon? ». Dans leur étude, Haddaway et al. (2017) ont répertoriés un total de 351 études sur l'impact du labour sur les stocks de carbone du sol. La figure 1-16 montre les effets résumé des différent types de labour, du labour intensif (HT), au labour intermédiaire (IT) jusqu'au non-labour (NT), sur le stock de carbone du sol en fonction des différents horizons (0-15, 15-30 et >30cm). Les impacts des pratiques du labour sur les stocks de carbone sont représentés par des losanges dont les centres sont alignés sur l'effet moyen pour chaque pratique et les extrémités sont les intervalles de confiance à 95 %. Par exemple, l'impact du non-labour sur le labour conventionnel est d'environ +2 g kg⁻¹ pour l'horizon 0-15 cm, mais seulement d'environ -0.5 g kg⁻¹ pour les horizons 15-30 cm et inférieurs à 30 cm (Fig. 1-16). Cette idée reste encore débattue à l'heure actuelle Wang et al., « No Tillage Increases Soil Organic Carbon Storage and Decreases Carbon Dioxide Emission in the Crop Residue-Returned Farming System », mais des expériences de longue durée, notamment mises en place en France pour des parcelles de maïs, tendent à confirmer cette hypothèse Mary et al., « Soil Carbon Storage and Mineralization Rates Are Affected by Carbon Inputs Rather than Physical Disturbance ».

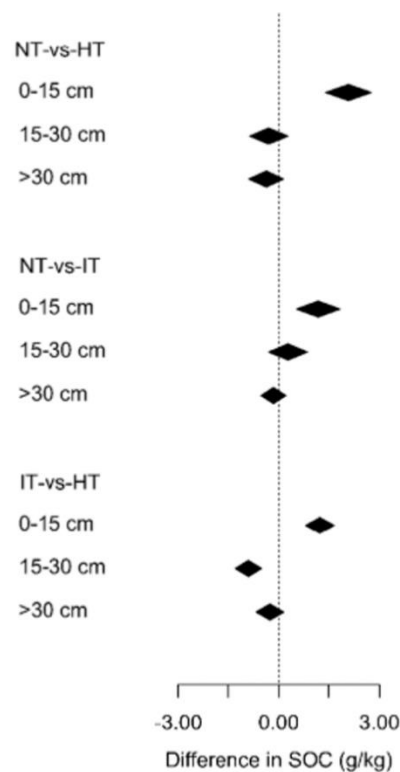


Figure 1-14 : Effet moyen estimé de la pratique du labour ou non sur la différence en stock de carbone du sol pour 3 horizons (issu de Haddaway et al., 2017). Trois comparaisons de labour sont présentées : NT vs HT = non-labour contre labour intensif, NT vs IT = non-labour contre labour intermédiaire et IT vs HT = labour intermédiaire contre labour intensif. Les points en diamant sont centrés sur la valeur moyenne de l'impact de la pratique et les extrémités sont les bornes de l'intervalle de confiance à 95 %.

Les dernières études semblent cependant montrer que même si le non-labour ne change pas significativement le stock de carbone du sol, il améliore la formation et la stabilité des agrégats Kan et al., « Mechanisms of Soil Organic Carbon Stability and Its Response to No-Till »; Zhang et al., « No-Tillage with Continuous Maize Cropping Enhances Soil Aggregation and Organic Carbon Storage in Northeast China ». Le non-labour facilite ainsi l'accumulation de carbone organique dans les horizons de surface. Cette concentration plus importante en carbone dans les premiers horizons à des bénéfices directs pour la parcelle, fournissant notamment une plus grande disponibilité en eau Saha et Ghosh, « Soil Organic Carbon Stock, Moisture Availability and Crop Yield as Influenced by Residue Management and Tillage Practices in Maize–Mustard Cropping System Under Hill Agro-Ecosystem ». et une meilleure rétention de l'azote Asenso et al., « Four Tillage Method Assessments on Soil Organic Carbon, Total Nitrogen, Biological Activities, and Maize Grain Yield in Southern China »; Xue et al., « Effects of Tillage Systems on Soil Organic Carbon and Total Nitrogen in a Double Paddy Cropping System in Southern China ». La pratique des TCS permet de limiter l'impact et les perturbations faites au sol, mais ne permet pas d'augmenter les stocks de carbone du sol. D'autres pratiques sont réputées pour améliorer les stocks de carbone du sol, notamment en limitant le temps de sol nu des parcelles agricoles.

1.2.2 Couverts intermédiaires : les bénéfices des plantes associés à la protection du sol

Dans le cycle de développement des parcelles agricoles, on distingue plusieurs temps de travail. Les parcelles suivent généralement un ensemble de travaux correspondant à la rotation choisie par

l'agriculteur. Une rotation est une suite de cultures principales et de temps de repos appliqués pour une parcelle agricole. Une parcelle suivant une rotation aura également des temps de pause, jachère ou autre, afin de laisser le sol au repos une année ou d'effectuer les travaux nécessaires au bon développement de la culture. Dans ce cycle, on laisse généralement le sol nu, sans couvert, une partie de l'année. Depuis plusieurs années, un intérêt fort s'est développé concernant les importants bénéfices que l'on pouvait retirer de l'utilisation de cette période de sol nu pour cultiver des espèces pour leurs qualités agroenvironnementales. On appelle les cultures issues de cette pratique les couverts intermédiaires.

Les couverts intermédiaires constituent une pratique agricole de couverture du sol qui consiste à insérer une culture secondaire entre deux cultures principales. Les principaux services rendus par les couverts intermédiaires sont l'enrichissement du sol en nutriments, la préservation de la biodiversité, la lutte contre l'érosion et le piégeage de l'azote Blanco-Canqui et al., « Cover Crops and Ecosystem Services »; Blanco-Canqui et al., « Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties »; Constantin et al., « Cumulative Effects of Catch Crops on Nitrogen Uptake, Leaching and Net Mineralization »; Constantin et al., « Effects of Catch Crops, No till and Reduced Nitrogen Fertilization on Nitrogen Leaching and Balance in Three Long-Term Experiments »; Huang et al., « Assessing Synergistic Effects of No-Tillage and Cover Crops on Soil Carbon Dynamics in a Long-Term Maize Cropping System under Climate Change ».. Cette pratique est utilisée pour mettre en place un ensemble de services environnementaux pour la parcelle, on parle alors des CIMS pour Couverts Intermédiaire Multi Services, ou des CIPAN pour Couvert Intermédiaire Piège A Nitrates en fonction de l'utilisation faite du couvert et du service écosystémique espéré (Fig. 1-17). Les CIPAN sont utilisées afin de retenir l'azote dans le sol avant le début du lessivage de mi-novembre, alors que les CIMS peuvent avoir des rôles divers au sein de la parcelle (engrais vert, support nutritif pour espèces mellifères, etc.). La moutarde blanche compte parmi les CIPAN les plus couramment utilisés, notamment pour des raisons de facilité d'utilisation et d'efficacité pour les agriculteurs. La moutarde blanche peut également être utilisée en CIMS pour ses propriétés mellifères. Concernant les CIMS, l'une des cultures les plus couramment utilisées est la féverole, *Vicia faba*, appartenant à la famille des fabacées. Ces plantes sont capables de fixer l'azote atmosphérique dans le sol grâce à l'interaction avec des bactéries fixatrice d'azote (Trabelsi et al. 2017) présentes dans des structures racinaires spécifiques, les nodules.

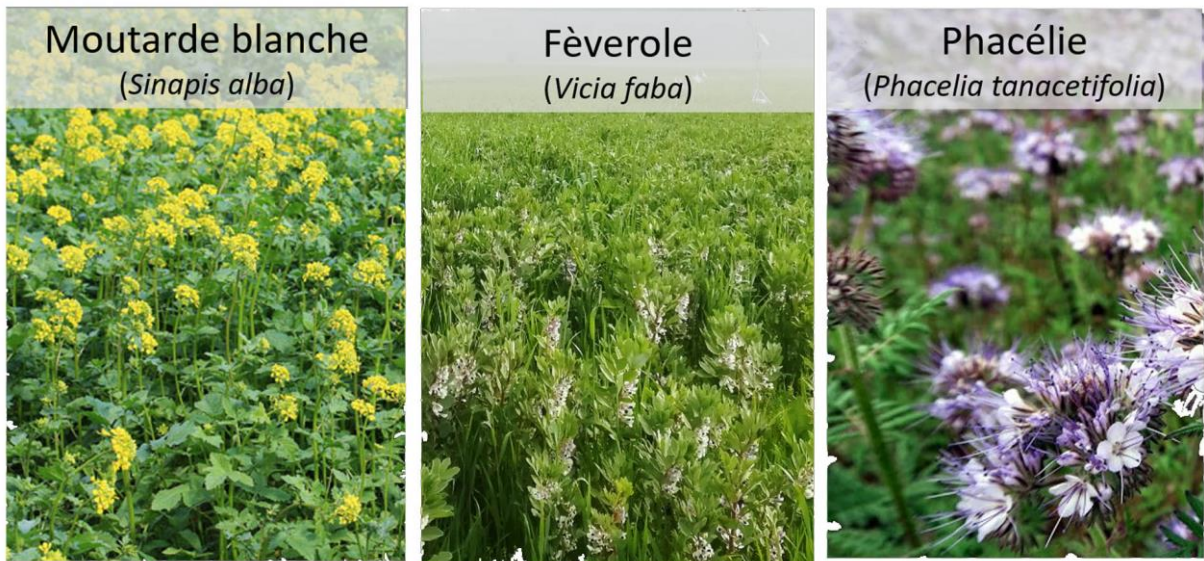


Figure 1-15 : Exemple de différents types de couverts utilisés en couverts intermédiaires. La moutarde blanche est utilisée principalement comme piège à nitrates (CIPAN), la fèverole est très efficace pour fixer l'azote atmosphérique (CIMS) et la phacélie est utilisée pour ses propriétés mellifères (CIMS).

L'impact significatif des couverts les rendent particulièrement attractifs pour les agriculteurs qui développent leur utilisation. De moins en moins de terres sont laissées nues en hiver : 14 % des parcelles en France en 2017 contre 17 % en 2014 et 2011 20 % (Fig. 1-18). Dans le Sud-Ouest de la France (Régions Aquitaine et Occitanie) entre 70 et 79 % des surfaces reçoivent un couvert hivernal, ce qui, même si c'est un chiffre très impressionnant reste le moins élevé du territoire métropolitain.

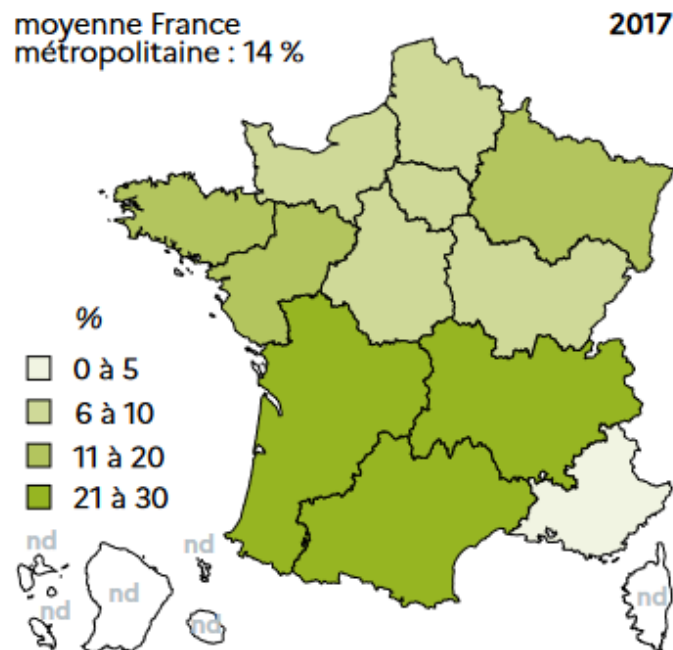


Figure 1-16 : Surfaces agricoles sans couvert hivernal par région en France en 2017 (source Agreste – Graph'Agri 2021).

La pratique du couvert intermédiaire permet de valoriser les parcelles agricoles en profitant de leurs capacités pour améliorer la santé des sols et préparer au mieux les cultures à venir. Cependant, peu d'études s'intéressent aux impacts des couverts en termes d'émissions de GES. Or, ces pratiques, bien que très positives d'un point de vue agronomique, peuvent avoir des impacts sur les émissions de méthane, N₂O ou plus directement sur la respiration du sol.

1.2.2.1 Impacts sur les flux de carbone du sol

A l'heure actuelle, encore peu d'expérimentations comparent directement l'effet de la mise en place de couverts intermédiaires sur la respiration du sol. Plusieurs études se sont intéressées à l'impact sur les stocks de carbone du sol, mais les flux restent encore mal compris. Plusieurs études se sont pourtant intéressées à l'impact du couvert intermédiaire sur les flux de N₂O Abdalla et al., « How Effective Is Reduced Tillage–Cover Crop Management in Reducing N₂O Fluxes from Arable Crop Soils? »; Baggs et al., « Nitrous Oxide Emission from Soils after Incorporating Crop Residues »; Pappa et al., « Nitrous Oxide Emissions and Nitrate Leaching in an Arable Rotation Resulting from the Presence of an Intercrop »; van der Weerden et al., « Effect of Three Contrasting Onion (*Allium Cepa* L.) Production Systems on Nitrous Oxide Emissions from Soil ». Chirinda et al. (2010) a également réalisé une étude sur l'impact de l'utilisation de couverts intermédiaire composés de ray-grass seul ou en association avec de la chicorée et du trèfle, et d'application d'engrais sur les flux de N₂O et CO₂. Les résultats de cette étude montrent que les couverts intermédiaires induisent des flux de respiration hétérotrophe du sol plus importants. Cependant, les études sur les grandes cultures céréalières sont rares. Il a été démontré que dans certains cas, la respiration du sol pour une parcelle d'oliviers était augmentée par la présence de couvert intermédiaire via la stimulation des microorganismes du sol Turrini et al., « Protective Green Cover Enhances Soil Respiration and Native Mycorrhizal Potential Compared with Soil Tillage in a High-Density Olive Orchard in a Long Term Study ». Cependant, la grande différence de culture et d'environnements ne permet pas de faire une comparaison entre les résultats observés dans la littérature et l'impact du couvert intermédiaire dans les parcelles de maïs du sud-ouest de la France.

Il a été montré que la présence d'un mulch à la surface du sol pouvait diminuer sa sensibilité à la température concernant la respiration hétérotrophe Fu et al., « Increasing Temperature Can Modify the Effect of Straw Mulching on Soil C Fractions, Soil Respiration, and Microbial Community Composition ». Dans leur article, Fu et al. (2020) calculent les sensibilités à la température de la respiration du sol (Q₁₀) pour les sols avec et sans mulch, à partir d'une relation dépendante du Q₁₀ (Eq. 1-4).

$$R_s = a \times \exp^{(b \times T)} \quad \text{Eq. 1-4}$$

$$\text{Où } Q_{10} = \exp^{(b \times 10)}$$

Selon cette méthode, la sensibilité à la température des sols avec mulch serait inférieure de 1.18 contre 1.12 (Tab. 1 5). Ainsi, la présence d'une couverture réduirait la perte en carbone des sols. La respiration du sol étant principalement contrôlée par deux facteurs abiotiques environnementaux, la température et l'humidité du sol, la présence de couvert intermédiaire a un impact sur ces

composantes, on s'attend alors à une modification de la respiration du sol une fois le couvert mis en place.

Tableau 1-5 : Estimation du Q10 par régression sur les flux de respiration et les températures d'incubation du sol. Issu de Fu et al. (2020)

Mulching	Equation	Q10	R ²	Significativité
Avec	$R_s = 1.44 e^{0.0163T}$	1.18	0.998	<0.001
Sans	$R_s = 1.94 e^{0.0115T}$	1.12	0.967	<0.001

1.2.2.2 Impacts sur les stocks de carbone du sol

On retrouve à travers la littérature un grand nombre d'articles mettant en avant les capacités de séquestration du carbone au niveau du sol par l'intermédiaire des couverts intermédiaires (Tab. 1-7). En effet, les couverts intermédiaires sont notamment connus pour favoriser l'accumulation de carbone au niveau du sol (Fig. 1 19).

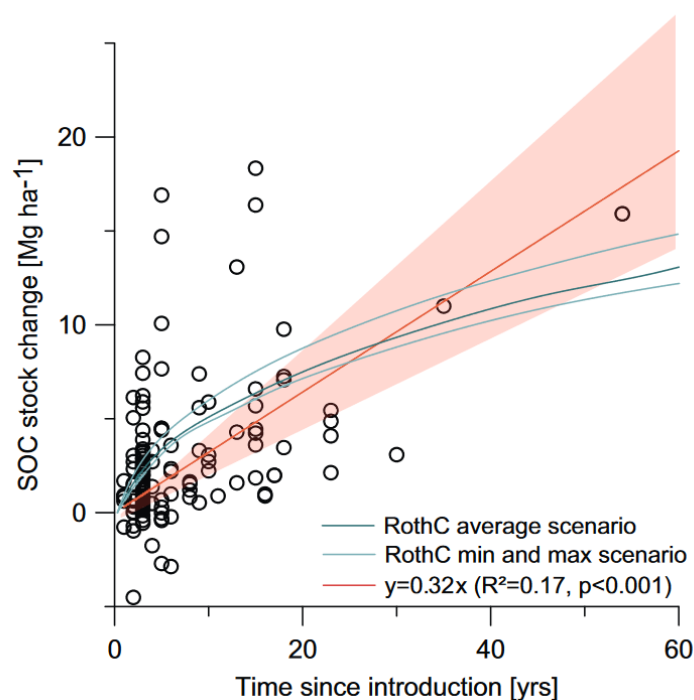


Figure 1-17 : Stock de SOC en fonction du temps après l'introduction du couvert intermédiaire. Simulation de l'accumulation de carbone dans le sol par modèle linéaire (IC = 95 %) et avec le modèle RothC.

Il a été démontré que plus le couvert intermédiaire est utilisé depuis longtemps, plus son efficacité est grande sur le stockage de carbone dans le sol Poeplau et Don.. Cette capacité d'accumulation de carbone dans le sol est à nuancer car l'augmentation des stocks de carbone est limitée. Le sol arrivant à saturation Chen et al., « Soil Carbon Stocks under Different Land Uses and the Applicability of the Soil Carbon Saturation Concept »; Six et al., « Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter ». et la capacité d'accumulation se réduisant au fur et à mesure que le stocks de carbone s'approche de la valeur de saturation. L'accumulation de carbone par la présence de couvert intermédiaire doit généralement se faire par l'accumulation de matière au niveau du couvert lui-

même, mais également grâce aux résidus de culture et aux exsudats racinaires. Les exsudats racinaires sont un ensemble de composés organiques émis au niveau des racines vers le sol, servant aux échanges dans la rhizosphère, notamment à la nutrition de bactéries et champignons symbiotiques.

Tableau 1-6 : Exemple d'impact du couvert intermédiaires sur les stocks de carbone du sol pour des parcelles agricoles, en fonction du temps de pratique.

Pays	Culture	Temps de pratique (année)	Profondeur (cm)	Matière organique du sol (t C ha ⁻¹)	Référence
11 pays	-	1 à 54	20 cm en moyenne	-2.5 et jusqu'à + 3.5	Poeplau and Don (2015)
USA (Kansas)	Blé / sorgho	13	0 – 7.5 7.5 – 15	+ 3.38 + 0.34	Blanco-Canqui et al. (2011)
USA (Georgie)	15 traitements dont maïs	3	2.5	Entre + 0.5 et + 7.8	Hubbard et al. (2013)
France	Blé – Maïs	13 à 17	90 110	+ 0.11 + 0.15	Constantin et al. (2010)
Italie	Vigne	5	0 - 30	+ 0.89	Novara et al. (2019)
Global	-	10	Entre 10 et 30 cm en moyenne	Entre + 0.27 et + 0.43	Bolinder et al. (2020)

Une étude a démontré que l'impact du couvert intermédiaire sur le rendement, pour des rotations blé – maïs – pois – blé, était nettement plus forte lorsque la parcelle concernée était sous itinéraire sans labour Wittwer et al., « Cover Crops Support Ecological Intensification of Arable Cropping Systems ». De plus, dans certain cas il a été noté que l'ajout de couvert intermédiaire permet de réduire la perte d'azote dans le sol et d'augmenter les stocks de carbone, sans avoir d'effet sur les émissions de N₂O Abdalla et al., « A Critical Review of the Impacts of Cover Crops on Nitrogen Leaching, Net Greenhouse Gas Balance and Crop Productivity ». Ces résultats ont été obtenus pour des cultures situées principalement dans l'hémisphère nord, ce qui limite les conclusions à l'échelle globale.

La combinaison de pratiques agroécologiques permettrait donc d'accroître les performances de ces pratiques dans l'accumulation de biomasse et de carbone du sol. Cet itinéraire technique semble répondre précisément aux demandes sociétales, démographiques, climatiques et environnementales auxquelles l'humanité doit répondre au cours du XIX^{ème} siècle.

Cependant, un manque de connaissance sur l'impact combiné des pratiques du non-labour et des couverts intermédiaires limite aujourd'hui dans la compréhension des mécanismes de respiration du sol et de séquestration du carbone du sol. L'étude de ces composantes des paysages est

fondamentale afin de comprendre l'ensemble des enjeux de la transition agroécologique, assurer la sécurité alimentaire et lutter contre les changements climatiques.

La mesure de la respiration du sol est coûteuse en temps de travail et en appareillage de suivi, notamment si on la compare à des données plus triviales, comme la température ou l'humidité du sol. Il en va de même pour l'estimation des stocks de carbone et leur dynamique, qui se mesure généralement en laboratoire par combustion d'échantillons prélevés sur le terrain. Pour résoudre ce problème d'accès aux données, nous pouvons nous tourner vers les outils de modélisation. Les modèles d'étude de la dynamique du carbone permettent de manipuler les variables biologiques, les conditions pédoclimatiques et les pratiques agricoles. Cette flexibilité rend les outils de modélisation particulièrement attrayants. Le potentiel d'information récupéré à partir de ces outils est en constante augmentation et leurs formalismes peuvent s'associer afin de fournir d'autant plus d'outils d'intérêt pour l'étude des sols.

1.3 La modélisation des flux et stocks de carbone

La modélisation a deux avantages non-négligeables : elle facilite l'obtention de variables d'intérêt difficiles à obtenir par la mesure et permet la prédiction de cette variable à l'avenir. L'utilisation d'outils de modélisation permet de simuler les flux de respiration à partir de mesures plus facilement accessibles. On sait notamment que la respiration du sol varie en grande partie avec la température et l'humidité du sol Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Moyano et al., « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration »; Suseela et al., « Effects of Soil Moisture on the Temperature Sensitivity of Heterotrophic Respiration Vary Seasonally in an Old-Field Climate Change Experiment », qui sont deux variables environnementales relativement faciles d'accès, à grande comme à petite échelle. La représentation de la respiration du sol à partir de ces mesures devient alors accessible à moindre coût, c'est là l'un des avantages de la modélisation des flux de carbone.

Les changements climatiques globaux étant dus à l'accumulation de GES dans l'atmosphère, les connaissances sur les flux de carbone et l'étude des prédictions des émissions devient une priorité. Les estimations de l'évaluation des flux de carbone vers l'atmosphère peuvent être réalisées à partir de tendances observées sur les observations passées. Cependant, les prédictions basées sur des observations ne peuvent espérer prédire les flux à pas de temps longs avec suffisamment de fiabilité. Ainsi, l'estimation des émissions de GES se base sur l'utilisation de modèles. Les modèles reposent sur des ensembles d'équations visant à reproduire une variable d'intérêt en fonction des observations de terrain, ou bien en fonction du mécanisme biologique, physique ou chimique à l'origine de cette variable d'intérêt. On distingue habituellement les deux approches en nommant la première « empirique » et la seconde « mécaniste ». Ces termes ont tendance à disparaître de nos jours, chaque modèle étant constitué d'un ensemble large d'équations qui répondent pour certaines à la dénomination empirique et d'autres mécaniste.

Les deux points forts de la modélisation sont à la fois la capacité des modèles à fournir une variable d'intérêt à moindre coût et leur force de prédiction sur l'évolution à long terme de ces variables. Ces deux points forts valent aux modèles d'être largement utilisés dans des domaines toujours plus variés et également de connaître une utilisation croissante très forte, notamment à travers les dernières méthodes d'analyse plus avancées, comme le *machine learning* ou le *deep learning*. Cependant, si les modèles ont des forces, ils ont aussi des faiblesses. Les principales données utilisées

pour calibrer ces modèles sont issus d'un petit nombre de pays et ainsi les principales observations servant aux calibrages des modèles de prévision des flux et stocks de carbone ne représentent qu'une petite partie de l'ensemble des flux et stocks réels. Ainsi les modèles globaux peuvent produire des simulations portant une grande erreur potentielle, due aux incertitudes de mesures et à la propagation de cette incertitude dans le modèle. Cependant, le développement des méthodes d'acquisition et la facilité des échanges rendu possibles par les technologies actuelles rendent disponibles un grand nombre de données, ce qui a tendance à réduire les erreurs potentielles des modèles. En outre, le développement de la télédétection permet d'avoir accès à un grand nombre de données globales de très bonne qualité. L'utilisation de données de télédétection par les modèles peut permettre d'améliorer les mécanismes de calibration reposant sur des variables mesurées par observations satellites. On retrouve ce fonctionnement dans certains modèles pour calibrer des modules de production de biomasse, notamment dans le modèle SAFYE-CO2.

1.3.1 Historique de la modélisation des flux et stocks de carbone

Les flux et stocks de carbone sont aujourd'hui modélisés à travers tous types d'environnement, pour suivre leur évolution en lien direct avec les changements climatiques. Ces travaux de modélisation ont été initiés dans les années 1940 dans le but d'étudier les cycles biogéochimiques. C'est à partir des années 1980, les premiers modèles mécanistes simulant le cycle du carbone. La base des modèles tels que CENTURY Parton et al., « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands ». ou RothC Jenkinson et al., « Modelling the Turnover of Organic Matter in Long-Term Experiments at Rothamsted ». est développée pendant cette période avec l'objectif de comprendre plus en détail les cycles biogéochimiques et d'étudier le fonctionnement des flux et stocks de carbone du sol à fine échelle. Plusieurs modèles vont alors émerger pour reprendre les idées et mécanismes présentés dans les premiers modèles et les adapter aux différents environnements et sujets d'études (Tab. 1-8). Le *GlobalSoilMap* permet par exemple la simulation des stocks de carbone du sol à grande échelle, dont la France Mulder et al., « GlobalSoilMap France », à l'échelle locale, notamment pour les parcelles agricoles, les sols agricoles présentant un intérêt fort pour l'étude de la séquestration de carbone.

Les modèles biogéochimiques ou agronomiques peuvent nous aider à réaliser ces estimations. Des études ont utilisés des modèles pour réaliser ce genre de travaux, comme l'initiative 4 pour 1000 Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille ». La quantité d'information à recenser pour réaliser des travaux similaires à l'échelle globale semble inatteignable aujourd'hui. Une solution consiste à se baser sur une acquisition de donnée fréquente, globale et recelant une incertitude contenue et uniforme : la télédétection. C'est précisément dans cet optique qu'a été réalisé le modèle SAFYE-CO2, permettant de simuler un ensemble de variables agronomiques et des bilans d'eau et de carbone. Le modèle permet de spatialiser différentes simulations des composantes du rendement ou du cycle biogéochimique du carbone.

Tableau 1-7 : Exemple des principaux modèles de dynamique du carbone des sols

Modèles	Référence	Description	Entrées principales	Sorties principales
CENTURY	Parton et al. (1987)	Modèle biogéochimique de simulation des cultures, de la dynamique du carbone des sols, le	- Température moyennes mensuelles minimales et maximales	- Flux des gaz azotés (N ₂ O, NO _x , N ₂)

		lessivage de l'azote, les émissions de gaz (N ₂ O, NO, N ₂ , NH ₃ , CH ₄ et CO ₂) et les flux de carbone (NPP et NEE) dans les cultures, prairies, forêts et savanes. Le modèle permet de simuler un ensemble de pratiques culturales (fertilisation, labour, élagage, coupes, tonte, etc.) comme des perturbations extérieures spécifiques (feux par exemple). Le carbone du sol est réparti en 5 ensembles ; litière métabolique, litière structurale, carbone organique actif, lent et passif. La dégradation des stocks de carbone dépend du temps de résidence du carbone dans chaque ensemble et de la température et humidité du sol.	<ul style="list-style-type: none"> - Précipitations mensuelles - Texture du sol - Contenu des plantes en azote, phosphore et soufre - Contenu des plantes en lignine - Contenu du sol et de l'atmosphère en azote - Concentration initiale du sol en carbone et azote 	<ul style="list-style-type: none"> - Flux de CO₂ issus de la respiration hétérotrophe du sol - Dynamique du carbone organique et de l'azote du sol soil - Production primaire nette (NPP) - Lessivage en eau et phosphate (NO₃)
RothC	Jenkinson et al. (1987)	Modèle d'évaluation de la rotation du carbone dans les sols. Le carbone du sol est séparé en 5 ensembles, la matière végétale décomposable et résistante, la biomasse microbienne, la matière organique humifiée et la matière organique inerte. Le modèle permet de simuler la dynamique des stocks de carbone pour différents horizons de sol.	<ul style="list-style-type: none"> - Précipitations mensuelles - Evaporation mensuelle - Moyenne mensuelle de la température de l'air - Pourcentage d'argile du sol - Estimation de la capacité de décomposition des résidus de plantes - Couverture du sol - Résidus de plantes mensuels - Apports mensuels de fumiers - Profondeur du sol échantillonné 	<ul style="list-style-type: none"> - Flux de CO₂ issus de la respiration hétérotrophe - Contenu en carbone des pools de biomasse microbienne, matière organique humifiée et carbone organique total
DNDC	Li et al. (1994, 1992)	Modèle de simulation des cycles biogéochimiques du carbone et de l'azote dans les agroécosystèmes. Le modèle simule la croissance des cultures, régimes de sol (température et humidité), dynamique du carbone du sol, lessivage de l'azote et retrace les émissions de gaz des parcelles (N ₂ O, NO, N ₂ , NH ₃ , CH ₄ et CO ₂). Le modèle simule la dynamique pour 4 ensembles de carbone ; la litière, biomasse microbienne, carbone labile, passif et humique.	<ul style="list-style-type: none"> - Paramètres de localisation et climat (latitude, concentration en NO₃ et CO₂ de l'atmosphère) - Paramètres de sol (point de flétrissement, capacité au champ, porosité, contenu en carbone des horizons, pente, activité microbienne) - Pratiques culturales (labour, fertilisation, irrigation) - Paramètre de la culture (couvert intermédiaire, culture principale, biomasse maximale, ratio C/N, facteur d'ajustement du LAI) 	<ul style="list-style-type: none"> - Contenu en carbone et azote organique - Contenu en azote inorganique - Flux entrant de carbone et d'azote au sol - Flux sortant de carbone et d'azote du sol - Profil de contenu en carbone du sol - Croissance et rendement de la culture - Bilan hydrique
AMG	Andriulo et al. (1999)	Modèle de dynamique de la matière organique du sol à pas de temps annuel à l'échelle de la parcelle, en fonction des données	<ul style="list-style-type: none"> - Contenu initial en carbone du sol - Apport en carbone au sol 	<ul style="list-style-type: none"> - Dynamique du carbone du sol pour les différents pools : actif et stable

météorologiques et des pratiques culturales.
AMG considère trois stocks de carbone du sol, à savoir : (1) un stock de carbone issu des résidus de culture, racines et apport carbonés ; (2) un stock de carbone actif et (3) un stock de carbone passif. La dynamique des stocks de carbone du modèle AMG, décrite plus en détail par Clivot et al. (2019), est basée sur l'interaction des stocks de carbone avec les entrées de carbone sur la parcelle, le taux d'humification et une constante de dégradation des stocks annuelle.

- Flux de CO₂ issu dégradation des pools de carbone

La grande diversité des modèles permet aujourd'hui de réaliser des modélisations convaincantes des composantes du carbone dans les agroécosystèmes. En règle générale, ces modèles sont issus de mécanismes complexes dont les paramètres d'entrée peuvent être difficiles d'accès. D'autres modèles s'orientent vers des représentations moins complexes des flux et stocks de carbone, notamment en utilisant des formalismes basés sur l'observation des relations entre variables. Cela permet à ces modèles d'être plus accessibles tout en restant performant pour l'étude des flux et stocks de carbone. Parmi ces modèles, le modèle SAFYE-CO2 Pique et al., « Estimation of Daily CO2 Fluxes and of the Components of the Carbon Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model ». développé au CESBIO permet d'obtenir des estimations de bilan d'eau et de carbone à partir d'équations simples pilotées par télédétection pour les parcelles agricoles.

1.3.2 La modélisation des flux de carbone dans SAFYE-CO2

SAFYE-CO2 Pique et al. est un modèle d'aide à la décision agricole, basé sur des données agro-météorologiques, fonctionnant à pas de temps journalier. Ce modèle a été développé au CESBIO et reprend le fonctionnement du précédent modèle SAFY (*Simple Algorithm for Yield Estimates*) développé par Duchemin (2008) permettant de simuler les composantes de la production de biomasse et du rendement, et SAFYE-WB (Duchemin et al., 2015) simulant les composantes du bilan hydrique des parcelles, en ajoutant la prise en compte des composantes du cycle du carbone afin de réaliser des bilans de carbone en plus des bilans de biomasse et hydrique Pique et al., « Estimation of Daily CO2 Fluxes and of the Components of the Carbon Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model »; Veloso, « Modélisation spatialisée de la production, des flux et des bilans de carbone et d'eau des cultures de blé à l'aide de données de télédétection : application ausud-ouest de la France. ».

L'estimation de la biomasse par le modèle SAFY se base sur les équations de Monteith (1977) établissant que la production de biomasse par les végétaux est directement liée à leur capacité d'utilisation de l'énergie lumineuse. L'idée de Monteith est issue d'observations faites sur la production de matière fraîche de plusieurs espèces en fonction du rayonnement intercepté (Fig. 1-20A). A partir de ces observations, il fait l'hypothèse qu'il existe une relation linéaire entre la production de biomasse annuelle et le rayonnement intercepté par les végétaux (Fig. 1-20B).

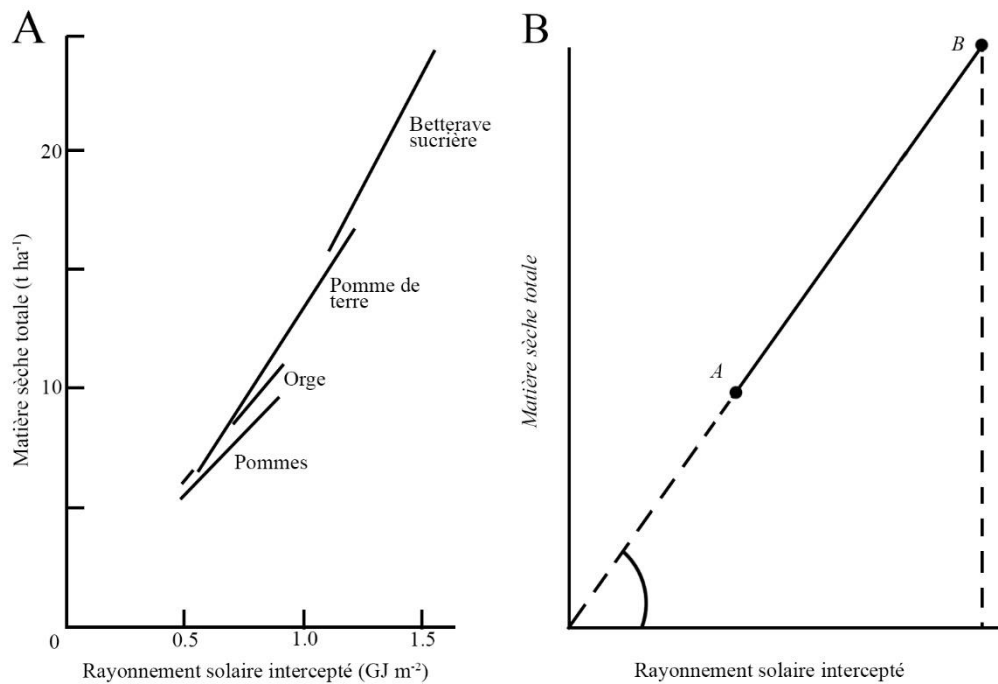


Figure 1-18 : Relation entre le rayonnement intercepté et la matière sèche totale produite par an. Figures issues des travaux de Monteith (1977).

Cette relation implique une capacité des végétaux à utiliser la lumière, la *light use efficiency* ou LUE, retranscrite dans le modèle SAFY à travers l'équation de l'accumulation de biomasse, puis SAFYE-CO2 (Eq. 1-3) dans l'équation de production primaire brute (GPP).

$$GPP = R_g \times \varepsilon_c \times FAPAR \times ELUE \times Ft(T_a) \times Sr10 \quad \text{Eq. 1-5}$$

Où GPP est la production primaire brute, R_g est le rayonnement global, ε_c est l'efficacité climatique, le $FAPAR$ est la fraction du rayonnement photosynthétiquement actif intercepté par la plante, $ELUE$ est l'efficacité réelle d'utilisation de la lumière et $Ft(T_a)$ est la fonction de stress thermique. Le modèle SAFYE-CO2 calcule ensuite les composantes du cycle du carbone dont les flux de respiration du sol. La respiration du sol est répartie en deux flux principaux, la respiration autotrophe racinaire et la respiration hétérotrophe.

Le modèle SAFYE-CO2 permet d'obtenir des simulations à partir de peu d'informations et est donc facilement spatialisable. Cette caractéristique en fait un outil de choix dans l'estimation des bilans carbone et hydrique de l'échelle de la parcelle à celle du bassin versant. Le modèle a été validé pour plusieurs cultures principales en France : blé d'hiver et tournesol Pique et al., « Estimation of Daily CO2 Fluxes and of the Components of the Carbon Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model »; Pique et al., « Combining High-Resolution Remote Sensing Products with a Crop Model to Estimate Carbon and Water Budget Components », mais le modèle reste encore à valider sur le maïs. Une première approche a permis de valider une partie du modèle sur les rendements de récolte, mais le modèle ne réussit pas pour l'instant à simuler convenablement les flux de carbone en plus des rendements, ce qui ne permet pas de l'utiliser pour réaliser des bilans carbone pour des parcelles intégrant des cultures de maïs dans leurs rotations Pique, « Apport de La Télédétection Pour La Simulation Spatialisée Des Composantes Du Bilan Carbone Des Cultures et Des Effets d'atténuation Biogéochimiques et Biogéophysiques Des Cultures Intermédiaires ». Les principaux freins à la validation du modèle pour le maïs reposaient principalement sur un problème technique concernant la tour à flux du site expérimental, résolu

depuis. La paramétrisation du modèle pour la culture du maïs est un travail important, en cours au laboratoire. La validation du modèle pour la culture du maïs est donc un enjeu pour ce modèle.

Cependant, les estimations des flux de carbone du modèle SAFYE-CO2 peuvent encore être améliorées. Le formalisme de respiration hétérotrophe utilisée par le modèle SAFYE-CO2 est une expression de premier ordre, suivant le formalisme d'Arrhenius (Eq. 1-6) auquel s'ajoute une fonction de stress hydrique Veloso, « Modélisation spatialisée de la production, des flux et des bilans de carbone et d'eau des cultures de blé à l'aide de données de télédétection : application ausud-ouest de la France. ». La représentation des flux de respiration hétérotrophe par cette fonction possède plusieurs avantages. Premièrement, ce formalisme permet une bonne représentation des flux, validé par plusieurs approches. Ensuite, les données permettant d'améliorer ce formalisme n'étaient pas facilement disponibles au moment de la création du modèle. La simplicité de ce formalisme permet au modèle d'être facilement spatialisable, ce qui reste l'un des objectifs premiers de cette approche. Enfin, l'effort de construction du modèle SAFYE-CO2 s'est essentiellement concentré sur les composantes de la NEE.

$$R_H = a \times \exp^{(b \times T)} \times WtS \quad \text{Eq. 1-6}$$

$$a = \text{respiration basale}$$

$$b = \exp(Q_{10} \times 10)$$

$$WtS = \text{Water Stress} = \frac{1}{1 + 30 \times \exp^{-8.5 \left(\frac{\theta_s - \theta_{wp}}{\theta_{fc} - \theta_{wp}} \right)}}$$

Cependant, malgré l'apparente efficacité de cette équation dans le cadre général, ce formalisme peut induire de fortes incertitudes dans l'estimation des flux de carbone du sol vers l'atmosphère et ainsi propager de l'erreur à travers le modèle. La représentation de la respiration hétérotrophe en fonction de la température du sol seule est une simplification car celle-ci est également influencée par la quantité de sol en matière organique Tang et al., « Global Patterns of Soil Heterotrophic Respiration – A Meta-Analysis of Available Dataset », en eau Manzoni et al., « Rainfall Intensification Increases the Contribution of Rewetting Pulses to Soil Heterotrophic Respiration »; Moyano et al., « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration », en nutriments, mais aussi par les pratiques agricoles Li et al., « Influence of Straw Mulch and No-Tillage on Soil Respiration, Its Components and Economic Benefit in a Chinese Wheat–Maize Cropping System »; Turrini et al., « Protective Green Cover Enhances Soil Respiration and Native Mycorrhizal Potential Compared with Soil Tillage in a High-Density Olive Orchard in a Long Term Study »; Zhang et al., « Soil Respiration and Net Carbon Flux Response to Long-Term Reduced/No-Tillage with and without Residues in a Wheat-Maize Cropping System ». De plus, parmi l'ensemble des flux hétérotrophes ayant cours dans les sols agricoles, l'effet priming est souvent négligé. Or, ce flux peut représenter une part importante des émissions de carbone du sol vers l'atmosphère pour les parcelles agricoles, même si ce phénomène reste encore à comprendre Blagodatskaya et Kuzyakov, « Mechanisms of Real and Apparent Priming Effects and Their Dependence on Soil Microbial Biomass and Community Structure »; Blagodatsky et al., « Model of Apparent and Real Priming Effects »; Kan et al., « Priming Effect Intensity of Soil Organic Carbon Mineralization under No-till and Residue Retention », notamment pour la culture du maïs. La prise en compte de ces interactions est une voie d'intérêt pour l'amélioration de l'estimation des flux de carbone du sol vers l'atmosphère par le modèle SAFYE-CO2.

1.3.3 La modélisation de l'effet priming

La respiration hétérotrophe est souvent représentée comme principalement dépendante de la température et/ou de l'humidité du sol. Or, la respiration des microorganismes du sol n'est pas limitée à ces deux variables uniquement. La variation de la quantité de carbone du sol influence également les processus biologiques des microorganismes, leur activité métabolique et leur respiration. Il existe notamment un phénomène particulier de stimulation de la respiration hétérotrophe du sol, pouvant mener à des flux très importants sur un temps court, l'effet priming. Le sol contient du carbone sous forme de carbone organique, plus ou moins dégradée. Cette matière provient d'apport de matière fraîche en surface (résidus végétaux, cadavres, etc.). Il est admis que l'apport de matière fraîche stimule les flux de carbone du sol Bolinder et al., « The Effect of Crop Residues, Cover Crops, Manures and Nitrogen Fertilization on Soil Organic Carbon Changes in Agroecosystems ». L'effet priming peut être vu comme une réaction en chaîne dans laquelle l'apport de matière fraîche va entraîner la production d'enzymes extracellulaires capables de dégrader les polymères de la matière fraîche. Les enzymes ainsi produites seraient également capables de dégrader le carbone organique stable du sol Wu, Brookes, et Jenkinson, « Formation and Destruction of Microbial Biomass during the Decomposition of Glucose and Ryegrass in Soil »; Fontaine, Mariotti, et Abbadie, « The Priming Effect of Organic Matter ». La dégradation de la matière fraîche entraîne ainsi la dégradation du carbone organique stable du sol et une augmentation des flux de carbone du sol.

Le phénomène du priming effect est aujourd'hui connu et représenté dans plusieurs équations, notamment basées sur des observations en laboratoire après incubation d'échantillons de sols (Tab. 1-9).

Tableau 1-8 : Exemples de formalisme d'équation de priming effect dans les principaux modèles de surface

Référence	Équation	Description
Kuzyakov et al. (2000)	$C(t) = (Résidus + PE) \times (1 - e^{(-k \times t)})$	Où $C(t)$ est la dynamique de rejet de CO_2 , $Résidus$ représente le carbone total amené par le substrat, PE est l'effet priming, k est le taux de décomposition et t le temps.
Kan et al. (2020)	$PE = (R_{tot} - Résidus) - R_0$	PE est l'effet priming, R_{tot} et R_0 sont respectivement la respiration totale et la respiration minimale.
Bastida et al. (2019)	$PE = (Total\ CO_2 - substrate\ derived\ CO_2) - Total\ CO_2$	PE est l'effet priming, $Total\ CO_2$ est la quantité totale de CO_2 mesuré au niveau du sol et $substrate\ derived\ CO_2$ est le CO_2 issu de la dégradation du substrat marqué par isotopie.
Chen et al. (2019)	$PE = C_{Traitement} \times f_{SOM} - C_{Contrôle}$	$C_{Traitement}$ et $C_{Contrôle}$ sont les respirations issues des

échantillons traités et
contrôle d'une expérience
d'incubation. fSOM est la
respiration issue de la
dégradation de la matière
organique du sol.

Les connaissances limitées sur le fonctionnement de l'effet priming rendent sa représentation mathématique relativement complexe. Plusieurs études ont voulu estimer cet effet, principalement à partir d'expérience d'incubation de sol avec ajout de substrat, dans la même idée que ce que proposait Löhnis (1926). Les représentations mathématiques de l'effet priming sont généralement issues de comparaisons entre les flux obtenus avec un apport de matière fraîche et sans apport (Eq. 1-5). On retrouve cette forme d'équation dans plusieurs études Allison, Wallenstein, et Bradford, « Soil-Carbon Response to Warming Dependent on Microbial Physiology »; Fontaine, Mariotti, et Abbadie, « The Priming Effect of Organic Matter »; Kan et al., « Priming Effect Intensity of Soil Organic Carbon Mineralization under No-till and Residue Retention »; Kuzyakov, Friedel, et Stahr, « Review of Mechanisms and Quantification of Priming Effects ». permettant d'estimer la quantité de carbone minéralisé par l'effet priming après un apport de matière fraîche.

$$PE = \text{Respiration avec apport} - \text{Respiration sans apport} \quad \text{Eq. 1-7}$$

Ces équations sont parfaitement pertinentes dans l'étude et l'estimation de l'effet priming en laboratoire et ont permis de comprendre plus en profondeur son fonctionnement. Cependant, ces formalismes sont difficilement exploitables dans un modèle d'aide à la décision pour la gestion des cultures tel que SAFYE-CO₂, notamment pour une étude spatialisée des flux de C.

La prise en compte de l'effet priming dans les modèles de dynamique du carbone est essentielle pour réaliser des bilans carbonés cohérents au vu de la quantité de carbone que les sols peuvent perdre par ce phénomène Huo, Luo, et Cheng, « Rhizosphere Priming Effect ». La complexité et la précision que l'on peut injecter dans la modélisation de l'effet priming est principalement liée à la modélisation des flux de respiration. La représentation la plus simple de la décomposition de la matière organique est une équation de premier ordre (Eq. 1-8), où l'on exprime l'évolution des stocks de carbone du sol en fonction du temps (dC/dt) par la dégradation du stock (C) en fonction d'un paramètre de dégradation (k).

$$\frac{dC}{dt} = -k \times C \quad \text{Eq. 1-8}$$

C'est à partir de l'équation de dégradation des stocks de carbone du sol qu'on peut estimer la respiration du sol et l'effet priming qui en résulte. Plusieurs modèles peuvent être utilisés pour la simulation de l'effet priming en utilisant des équations de respiration du sol basées sur la dégradation du carbone du sol Blagodatskaya et Kuzyakov, « Mechanisms of Real and Apparent Priming Effects and Their Dependence on Soil Microbial Biomass and Community Structure »; Fontaine et Barot, « Size and Functional Diversity of Microbe Populations Control Plant Persistence and Long-Term Soil Carbon Accumulation »; Neill et Gignoux, « Soil Organic Matter Decomposition Driven by Microbial Growth ». Ces modèles sont généralement performants pour reproduire l'effet priming observé à court terme sur des incubations de sol. De façon générale, les formalismes de

respiration utilisés pour simuler la respiration et l'effet priming sont fonction de la quantité et de l'activité des microorganismes et de l'impact que la matière fraîche a sur leur activité, que l'on retrouve par exemple dans l'équation proposée par Blagodatsky (2010) (Eq. 1-9).

$$\frac{dCO_2}{dt} = (1 - Y_1) \times k_1 \times MB + (1 - Y_2) \times k_2 \times DOC \times MB \times ACT + m \times ACT \times MB \quad \text{Eq. 1-9}$$

Où les paramètres Y_1 et Y_2 sont des coefficients d'efficacité de dégradation, k_1 et k_2 sont respectivement un coefficient et un taux constant de dégradation. DOC est le carbone organique dissout dans le sol, MB est la biomasse microbienne, m est un coefficient de maintenance d'activité de dégradation et ACT est un facteur d'activité microbienne.

Parmi les modèles capables de simuler l'effet priming, le modèle ORCHIDEE-PRIM Guenet et al., « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». propose un formalisme relativement novateur. Ce modèle reprend le formalisme de la dégradation des pools de matière organique du sol présentée dans le modèle CENTURY Parton, « The CENTURY Model »; Parton et al., « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands ». et permet également la prise en compte de l'effet priming. L'équation de Parton est modifiée par l'ajout d'un facteur prenant en compte l'interaction entre l'apport de matière fraîche et la dégradation du pool de carbone du sol. Ce formalisme reprends le lien classique établi dans les modèles actuels considérant que la flux dégradation de matière organique dépend de la biomasse microbienne, comme présenté dans l'équation de Wutzler et Reichstein (2008) (Eq. 1-10), où dS est la perte en carbone du sol, k est le facteur de décomposition du carbone, A est la biomasse microbienne des décomposeurs et S le stock de carbone du sol.

$$dS = k \times (1 - e^{-c \times A}) \times S \quad \text{Eq. 1-10}$$

Dans ORCHIDEE-PRIM, la biomasse microbienne est considérée comme stable et en relation linéaire avec la matière fraîche Guenet et al., « The Relative Importance of Decomposition and Transport Mechanisms in Accounting for Soil Organic Carbon Profiles ». La simulation de la respiration hétérotrophe s'abstient donc de la simulation de la dynamique de la biomasse microbienne (Eq. 1-11).

$$\frac{dSOC}{dt} = I \times k_{SOC} \times SOC \times (1 - \exp^{-c \times FOM}) \times T \times \theta \quad \text{Eq. 1-11}$$

Où k_{SOC} est le taux temps de résidence du carbone dans le pool concerné, SOC est le contenu en carbone organique du pool, c est le paramètre de priming contrôlant l'impact de l'apport de matière fraîche sur la dégradation du carbone du sol, FOM est l'apport de matière fraîche et T et θ sont des fonctions de contrôle de la dégradation par la température et l'humidité du sol.

Cette équation est une simplification du phénomène biochimique à l'origine du priming, mais elle permet d'en faire une estimation correcte Guenet et al., « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». Enfin, le modèle estime l'effet priming en comparant les simulations de respiration hétérotrophe du sol avec et sans apport de matière fraîche avec des performances satisfaisantes (Fig. 1 21). La pente de 0.55 indique que le modèle sous-estime une partie du processus de priming dans son approche. Cela

peut s'expliquer notamment par le manque de prise en compte du cycle de l'azote, essentiel à la compréhension des mécanismes de dynamique microbienne à l'origine du phénomène Blagodatskaya et al., « Priming Effects in Chernozem Induced by Glucose and N in Relation to Microbial Growth Strategies »; Fontaine et al., « Carbon Input to Soil May Decrease Soil Carbon Content »..

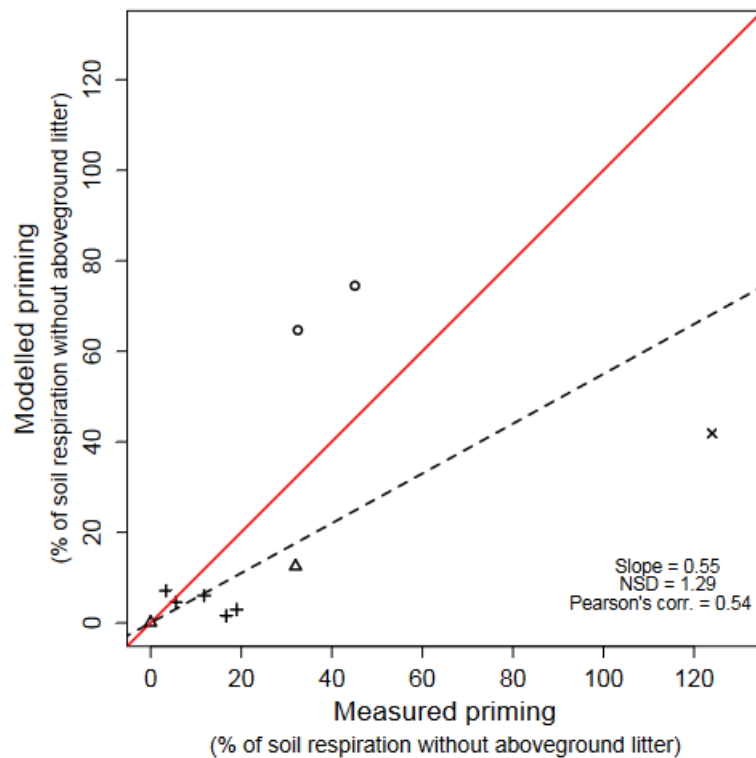


Figure 1-19 : Effet priming mesuré en laboratoire par incubation et simulé par ORCHIDEE-PRIM. En rouge la droite 1:1 et en points, triangles et croix les valeurs des différentes observations.

Les équations décrites par le modèle ORCHIDEE-PRIM permettent d'estimer la respiration hétérotrophe du sol en fonction de la température, de l'humidité et des processus biochimiques du sol. Ce formalisme est donc une option de choix pour améliorer l'estimation de ce flux de carbone pour le modèle SAFYE-CO2.

1.4 Points à retenir

- Les parcelles agricoles ont une capacité à stocker du carbone dans les sols, capable d'atténuer les changements climatiques à grande échelle.
- La transition de l'agriculture conventionnelle vers l'agroécologie est une des voies les plus prometteuses pour réussir ce changement.
- La simulation des flux de carbone du modèle SAFYE-CO2 peut être améliorée, notamment par son approche de la modélisation de la respiration hétérotrophe du sol.
- L'effet priming, représentant une part importante de la respiration hétérotrophe des sols, est souvent sous-estimé par les modèles climatiques. Des représentations simples et efficaces sont pourtant disponibles, permettant de compléter les bilans déjà existants.

Chapitre 2

2 Mesure de la respiration du sol : les échanges de carbone entre les agroécosystèmes et l'atmosphère

A travers ce chapitre, nous nous intéresserons à l'impact des pratiques combinées du non-labour et du couvert intermédiaire sur les flux et stocks de carbone du sol pour des parcelles de maïs dans le sud-ouest de la France. Nous étudierons ensuite les stocks de carbone en estimant la part stable et labile du stock total à partir d'échantillons prélevés sur les parcelles étudiées, ainsi que l'impact des résidus de cultures sur les flux de respiration du sol. Les résidus des cultures accumulés sur les parcelles sans labour et avec couvert intermédiaire forment un mulch. Ce mulch, constitué des résidus de cultures, joue un rôle prépondérant de la dynamique des conditions abiotiques des parcelles, mais également sur les flux de carbone. L'impact de ces résidus sur les flux de carbone du sol vers l'atmosphère sera également abordé.

Enfin, nous étudierons l'hétérogénéité des flux de respiration. Le sol est un environnement très hétérogène, dont la qualité de réalisation des processus est dépendante. Les variations spatiales des flux de respiration sont donc fondamentalement liées à la disparité des conditions pédoclimatiques. La connaissance de l'hétérogénéité des flux et des conditions pédoclimatiques est fondamentale pour réaliser les bilans de carbone cohérent à fine échelle.

2.1 Impact des pratiques agroécologiques combinées sur les flux et les stocks de carbone du sol

Les connaissances sur la respiration du sol sont aujourd'hui en expansion, notamment grâce à la multiplication des mesures et suivis globaux dont le nombre croît depuis plusieurs dizaines d'années Xu et Shang, « Contribution of Soil Respiration to the Global Carbon Equation ». La réalisation du suivi des flux de carbone vers l'atmosphère vient de l'importance que tiennent aujourd'hui les émissions de GES dans les décisions publiques. Cette variable d'intérêt pour la compréhension du fonctionnement du cycle du carbone entraîne une dynamique scientifique forte et la mise au point de réseaux globaux d'acquisition de données.

Les chambres de respiration permettent de mesurer la respiration du sol directement et sont caractérisées par leur volume, la surface occupée au sol et leur mode de fonctionnement (automatique, manuelles, ouvertes, fermées, etc.). Une chambre de respiration va accumuler les émissions de CO₂ du sol qui seront ensuite analysées par un analyseur ou une interface tierce. Il existe principalement deux méthodes applicables à l'analyse de l'accumulation de la respiration du sol dans ces chambres : la mesure par accumulation en milieu alcalin ou la mesure de la densité optique par analyseur de gaz à infrarouge.

Comparé à l'eddy covariance Aubinet, Vesala, et Papale, *Eddy covariance*, la mesure par chambre est généralement limitée par une mesure ponctuelle, locale et non continue, mais facilement spatialisable. C'est une force, car on peut ainsi répartir les points de mesure sur une zone d'étude afin d'en observer la variabilité spatiale, mais également, une faiblesse car la mesure ne peut se faire en continu et nécessite la présence d'opérateurs pour être réalisée. De plus, la chambre de respiration vient mesurer les flux dégagés au niveau de la surface de la chambre, tandis que les mâts d'eddy-covariance vont mesurer les flux sur une grande surface. La mesure par chambre de respiration permet d'étudier la variabilité spatiale des flux, alors que l'eddy-covariance permet de

réaliser un suivi des flux à plus grande échelle. L'utilisation de l'une ou l'autre méthode dépend donc de l'objet d'étude.

2.1.1 Résumé de l'article

La transition des pratiques agricoles conventionnelles vers des pratiques agroécologiques est en accélération. L'adoption du non-labour et des couverts intermédiaires se popularisent de plus en plus en France et avec elle, le besoin de connaissances sur l'impact de ces pratiques à long terme. C'est dans cette optique d'amélioration des connaissances que s'est mis en place le projet BAG'AGES – Bassin Adour-Garonne ; quelles performances pour les pratiques AgroEcologique ? Ce projet visait à améliorer les connaissances sur l'impact des pratiques agroécologiques, notamment en étudiant des sites spécifiques nommés « parcelles couples ». Les parcelles couples sont des sites composés de deux parcelles conjointes, l'une sous itinéraire conventionnel, notée Conv, l'autre sous itinéraire agroécologique, notée AE. Les deux parcelles d'un même site couple sont donc soumises aux mêmes contraintes climatiques et reposent sur un sol identique en conditions initiales. C'est dans ce contexte que des mesures de respiration du sol ont été réalisées pour deux parcelles couples du projet BAG'AGES.

Dans le cadre de ce projet, des mesure de respiration du sol ont été réalisées par analyseur infrarouge et mesure l'accumulation de CO₂ dans une chambre de respiration. Une chambre est constituée d'un cylindre et d'un système de ventilation relié à un analyseur à infrarouge. Cet analyseur pompe l'air de la chambre et fait l'analyse dans une chambre de lecture infrarouge. L'analyseur fait alors une mesure de l'absorbance infrarouge de l'air permettant d'estimer la quantité de CO₂ présente dans l'air avant de renvoyer ce dernier dans la chambre (Fig. 2-1).



Figure 2-1 : Chambre de respiration et analyseur de gaz à infrarouge EGM-4 (PP System, Amesbury, USA), photographie : N.L. Breil.

L'analyseur assure ainsi une mesure continue de l'accumulation de l'air dans la chambre et peut en estimer le flux. Concernant l'estimation du flux de CO₂ par le couple analyseur infrarouge EGM-4 et chambre de respiration SRC-1 (PP System, Amesbury, USA), il se fait à partir des valeurs de volume de la chambre (V), de la surface de sol mesurée (A), de la pression atmosphérique (P) et de la température de la chambre (Tc), prenant en compte le rapport « Masse molaire / Volume molaire des gaz parfait », soit 44.01 kg mol⁻¹ pour 22.41 l mol⁻¹ (Eq. 1-1).

$$R = b \times \frac{P}{1000} \times \frac{273}{273 + Ta} \times \frac{44.01}{22.41} \times \frac{V}{A} \quad \text{Eq. 2-1}$$

Les mesures ont été réalisées en 2018, sur le site de Lalouquette (N 43° 31' 0.793'', E 0° 15' 40.878'', alt. 221 m) situé dans les Pyrénées Atlantiques et en 2019 sur le site d'Estampes situé dans le Gers (N 43° 24' 38.057'', E 0° 17' 17.612'', alt= 266 m). Ces deux sites ont été choisis pour leurs caractéristiques pédoclimatiques très contrastées. Le sol du site de Lalouquette, nommé VER, est défini comme un Vermic Umbric par la classification internationale des sols IUSS Working Group WRB, « World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103 », ou comme un Veracrisol par la classification française des sols AFES, *Référentiel pédologique 2008*. Le sol du site VER contenait une grande quantité de carbone organique (SOC) dans les deux parcelles, avec en moyenne 10.7 et 10.4 g SOC kg⁻¹ sol sur l'horizon 0-90 cm (approximativement 17.33 et 16.85 t C ha⁻¹ pour une densité apparente de 1.62 g cm⁻³), pour les parcelles AE et Conv, respectivement (Tab. 2-1). Concernant le site d'Estampes, nommé LUV, le sol est défini comme un Stagnic Luvisol par la classification internationale des sols IUSS Working Group WRB, « World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103 ». ou un Luvisol par la classification française des sols (AFES, 2008). Pour le site LUV, le sol avait une concentration en carbone organique plus faible que le site VER, et très contrastée entre les deux parcelles couples, avec entre 6.1 et 4.1 g SOC kg⁻¹ sol pour AE et Conv sur l'horizon 0-90 cm, respectivement, c'est-à-dire entre 9.90 et 6.64 t SOC ha⁻¹ (densité apparente = 1.62 g cm⁻³). De plus, on note un stock plus de deux fois supérieur en AE comparé à celui de Conv pour les horizons les plus profonds (5.27 contre 2.54 t SOC ha⁻¹ sol pour AE et Conv, respectivement). Chaque site était étudié pendant la mise en place de culture de maïs en sec (sans irrigation) pour le site VER et avec irrigation pour le site LUV. Les variétés étaient identiques entre les parcelles AE et Conv du site VER, alors qu'elles étaient différentes pour le site LUV. De plus, parcelle AE cultivait un maïs pour ensilage alors que la parcelle Conv cultivait un maïs grain. Les parcelles AE des sites VER et LUV étaient sous itinéraire agroécologique depuis 12 et 19 ans, respectivement, au moment de l'expérimentation. Pour chaque site, un ensemble de mesures pédoclimatiques ont été réalisées en continu en plus de mesures physico-chimiques réalisées au cours du projet.

Tableau 2-1 : Quantités de carbone organique contenus dans les sols des parcelles des sites VER et LUV (densité apparente = 1.62 g cm⁻³)

Horizon (cm)	SOC (t ha ⁻¹)			
	VER		LUV	
	AE	Conv	AE	Conv
0-10	30.78 ± 0.97	28.19 ± 3.56	18.63 ± 2.92	12.15 ± 2.75
10-30	29.81 ± 0.81	28.19 ± 3.24	14.09 ± 1.78	12.31 ± 2.59
30-60	15.71 ± 1.3	15.71 ± 1.13	8.59 ± 0.81	5.18 ± 2.4
60-90	6.16 ± 0.97	6.48 ± 1.3	5.35 ± 0	2.59 ± 0.16
Moyenne	17.33 ± 10.53	16.80 ± 9.4	9.85 ± 4.7	6.68 ± 4.37
Somme	82.46	78.57	46.66	35.23

Les mesures de respirations du sol se sont déroulées entre avril et octobre 2018 pour VER et entre avril et octobre 2019 pour LUV, toutes les parcelles étant en culture de maïs au moment des mesures. Les mesures de respiration ont été effectuées à l'inter-rang l'aide d'un appareil de mesure

des gaz par infra-rouge (EGM4, PP Systems, Amesbury, USA) couplé à une chambre de respiration (SRC1, PP Systems) et une sonde de température (STP1, PP Systems) permettant de réaliser des mesures de la température du sol à 20 cm. En simultané des mesures de respiration, des mesures d'humidité et de température à 5 cm de profondeur ont été réalisées aux mêmes points sur le site LUV avec un humidimètre HH2 couplé à une sonde WET (Delta-T Devices, Cambridge, UK). Dans certaines études, les mesures de respiration du sol ont été réalisées avec colliers préalablement installés dans le sol, permettant une étanchéité entre la chambre et le sol. Aucun collier n'a été utilisé pour les mesures de respiration du sol. L'étude de Pumpanen et al. (2004) indique que la chambre de respiration SRC-1 (PP System) fonctionne mieux sans colliers. À l'exception des sols forestiers, la chambre permet une étanchéité suffisante grâce à une « lame » permettant l'insertion étanche dans le sol d'environ 2cm.

Pour le site VER, les valeurs de la respiration du sol obtenues sur les deux parcelles sont très proches, avec des flux quasiment identiques entre les deux parcelles à l'échelle de la saison (0.56 contre 0.53 g CO₂ m⁻² h⁻¹, pour la parcelle AE et Conv respectivement). Des différences significatives entre les flux des deux parcelles ont été mesurées pour 4 dates au cours de la saison (p-value < 0.05). La respiration du sol était plus importante pour la parcelle AE le 7 mai (5 jours après la destruction du couvert) et le 17 juillet, mais était plus importante pour la parcelle Conv le 22 juin (2 jours après une fertilisation azoté) et le 7 août. Les différences entre les flux de respiration des deux parcelles sont vraisemblablement liées principalement aux interventions sur les parcelles, entraînant un effet priming Fontaine, Mariotti, et Abbadie, « The Priming Effect of Organic Matter ». lors de l'ajout de matière fraîche au moment de la destruction du couvert hivernal, ou une augmentation de l'activité microbienne lors de l'apport d'azote notamment. Les flux de respiration mesurés sur ce site semblent relativement faibles, de l'ordre de 0.5 g CO₂ m⁻² h⁻¹, comparé aux observations faites généralement pour des parcelles de maïs, d'environ 0.95 g CO₂ m⁻² h⁻¹ Zhang, Lei, et Yang, « Seasonal Variations in Soil Respiration, Heterotrophic Respiration and Autotrophic Respiration of a Wheat and Maize Rotation Cropland in the North China Plain ». L'environnement des parcelles suggère que les sols riches en carbone sont relativement peu émetteurs de CO₂ vers l'atmosphère.

Pour le site LUV, les résultats montrent que la respiration du sol est plus importante pour la parcelle AE tout au long de la saison et pour chaque date (p-value < 0.5) à l'exception d'une. L'écart entre les respirations du sol des parcelles AE et Conv est constant au cours de la saison et est d'environ 0.5 g CO₂ m⁻² h⁻¹. L'humidité du sol à 5 cm est supérieure pour la parcelle AE comparé à Conv, mais il n'y a aucune différence significative entre les deux parcelles pour les mesures de température du sol. Nous avons utilisé une matrice de corrélation afin d'observer les corrélations entre les variables pédoclimatiques et les flux de respiration à l'échelle de la saison. La respiration du sol est toujours significativement corrélée à la température du sol à 20 cm (rho = 0.47 et 0.44, p-value < 0.05), cependant elle n'est corrélée à la température à 5 cm que pour la parcelle AE (rho = 0.35) et pas pour Conv (rho = 0.11). De même, la respiration du sol n'est corrélée à l'humidité du sol que pour la parcelle Conv (rho = 0.18) et non pour AE (rho = -0.09). Les différents liens que l'on peut observer entre les flux de respiration et les variables pédoclimatiques sont la résultante des pratiques agricoles mises en place sur ces parcelles. L'utilisation de couverts intermédiaires couplé au non-labour entraîne une accumulation de végétation en surface, appelé mulch. Le mulch permet notamment de réguler les variations de température du sol et d'améliorer la capacité de rétention de l'eau des sols. Le mulch permet donc à la parcelle AE d'être moins dépendante des apports d'eau (irrigation ou pluie) et permet à la respiration de se réaliser en continue grâce au maintien des conditions favorables. Cela n'est pas observé sur la parcelle Conv pour laquelle les flux de CO₂ se trouvent limités par l'humidité du sol.

Les différences observées entre les deux sites sur la capacité à stocker du carbone dans les sols par le biais des pratiques agroécologiques montrent l'importance des conditions initiales. Pour le site VER, le sol est déjà relativement concentré en carbone organique et éventuellement proche de la saturation, même si les limites de ce terme sont encore débattues à l'heure actuelle Briedis et al., « How Does No-till Deliver Carbon Stabilization and Saturation in Highly Weathered Soils? »; Chen et al., « Soil Carbon Stocks under Different Land Uses and the Applicability of the Soil Carbon Saturation Concept »; Craig et al., « Biological Mechanisms May Contribute to Soil Carbon Saturation Patterns ». Aussi, l'accumulation de carbone supplémentaire est difficilement réalisable. Cependant, si le sol en AE n'accumule pas de carbone, celui en Conv ne semble pas en perdre, malgré des pratiques qui devraient induire une perte (perturbation du sol, export des résidus, etc.). Il faut alors considérer que l'observation qui est faite en 2018 correspond potentiellement à un moment où les stocks diminuent pour la parcelle Conv mais sont en train de se reconstituer pour la parcelle AE (Fig. S2 8). Des images satellites datant des années 1950 nous permettent d'observer que la parcelle AE a été historiquement la première à être mise en culture. Aussi, la parcelle aujourd'hui AE serait en train de reconstituer ses stocks de carbone perdus lors de la mise en culture. La parcelle Conv, mise en culture plus tard qu'AE, serait en train de perdre du carbone en même temps. Ainsi, l'observation des stocks de carbone identiques réalisé au cours de cette étude pour ce site reflète une dynamique des concentrations en carbone plus complexe.

Pour le site LUV, la parcelle AE a accumulé plus de carbone que la parcelle Conv depuis la mise en place de pratiques agroécologiques. L'amélioration des stocks de carbone du sol est observable sur tout le profil de sol, ce qui suggère que du carbone a été amené directement dans ces horizons, par bioturbation ou exsudation racinaire. L'utilisation combinée des pratiques de non-labour et couverts intermédiaire permettrait ainsi de réduire le lessivage du carbone et d'améliorer les capacités de stockage du carbone dans les sols. La respiration du sol supplémentaire observée en AE par rapport à Conv peut avoir plusieurs origines ; soit une partie importante du carbone du sol est présente sous forme rapidement assimilable par les microorganismes, facilitant la respiration hétérotrophe, soit la production primaire brute est plus importante, augmentant la respiration autotrophe. Ces deux hypothèses sont vraisemblables, car la présence d'une culture intermédiaire en AE favorise l'accumulation de biomasse fraîche et facilement assimilable, tout en augmentant la production de matière fraîche annuelle par la parcelle.

Au final, l'association des pratiques de non-labour et de couvert intermédiaire a permis d'améliorer les stocks de carbone du sol des parcelles du site LUV. Cette amélioration des stocks de carbone a certainement été facilité par la capacité de séquestration de carbone des sols du site LUV, en opposition au site VER où les stocks entre les parcelles AE et Conv sont similaires pour des temps de pratique comparable avec le site LUV. Ainsi, il semble que la combinaison des pratiques agroécologiques puisse augmenter le stockage de carbone, mais également la respiration vers l'atmosphère. Enfin, il a été démontré depuis les premières études des impacts des pratiques agroécologiques sur les flux de carbone que le labour augmente les flux de carbone comparé aux émissions en non-labour, mais ce n'est pas systématiquement le cas comme le montre cette étude ainsi que d'autres Pareja-Sánchez et al., « Tillage and Nitrogen Fertilization in Irrigated Maize »..

2.1.2 Combined impact of no-tillage and cover crops on soil carbon stocks and fluxes in maize crops

Received 22 February 2022; Received in revised form 24 April 2023; Accepted 29 May 2023

Nicolas L. Breil^{a*}, Thierry Lamaze^b, Vincent Bustillo^a, Claire-Emmanuelle Marcato-Romain^c, Benoit Coudert^a, Solen Queguiner^a and Nathalie Jarosz-Pellé^a

CESBIO UMR 5126 (Centre d'Etude Spatiale de la Biosphère), Université de Toulouse, UPS, CNES, CNRS, INRAe, IRD

^a24 rue d'Embaquès, 32000 Auch, France

^b18 avenue Edouard Belin bpi 2801, 31401 Toulouse Cedex 9, France

^cLBAE, Laboratoire de Biotechnologies Agroalimentaire et Environnementale (UPS, URU 4565), Université de Toulouse, Institut Universitaire de Technologie, 24 rue d'Embaquès, 32000 Auch, France

*Corresponding author: nicolas.breil@iut-tlse3.fr

<https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105782>

Received 22 February 2022; Received in revised form 24 April 2023; Accepted 29 May 2023

Soil & Tillage Research 233 (2023) 105782 Available online 16 June 2023 0167-1987/© 2023 The Authors. Published by Elsevier B.V. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Abstract

Soil plays a major role in the carbon cycle for both carbon stocks and respiration since soil organic carbon (SOC) is the most important carbon pool and soil CO₂ efflux is the largest source of carbon emissions to the atmosphere. The aim of this study was to understand how the combination of no-till (NT) and cover cropping (CC) influences both SOC and soil respiration. Soil respiration was measured in southwestern France from April to October at two distinct sites characterized by contrasting initial soil carbon contents. Each site included two adjoining maize fields in which conservation (NT+CC) and conventional (CT) practices were used.

For soil with initial high SOC contents (> 50 tC ha⁻¹ in the 0–30 cm layer), SOC stocks at the 0–90 cm depth (NT+CC: 72.4±10.6, CT: 68.9±9.2 t C ha⁻¹) and respiration during the maize growing season (NT+CC: 0.57±0.24, CT: 0.54±0.26 g CO₂ m⁻² h⁻¹) were not significantly different for both practices. For soil with initial low SOC contents, SOC stocks at the 0–90 cm depth (NT+CC: 42.7±5.5, CT: 29.7±4.8 t C ha⁻¹) and respiration (NT+CC: 0.86±0.32, CT: 0.50±0.34 g CO₂ m⁻² h⁻¹) were higher with the NT+CC practices than with the CT practices. Due to higher cover crop biomass and root density, SOC mineralization and root respiration were enhanced. We showed a positive effect of conservation practices on the SOC stock in the upper layers but also in the deeper layers (60–90 cm) only in a low initial carbon content environment. At high SOC levels, the soil may have reached its carbon sequestration potential, or the time since practices were implemented was not long enough to observe the effects.

Our study shows that the potential of NT+CC to sequester large amounts of SOC, enabling the mitigation of greenhouse gas emissions, strongly depends on initial SOC contents.

Keywords: Conservation agriculture, Soil organic carbon, Soil carbon sequestration, Soil respiration.

Introduction

Soil respiration is one of the largest natural carbon (C) fluxes Friedlingstein et al., « Global Carbon Budget 2020 ». emitted from terrestrial ecosystems to the atmosphere, and it has been observed to increase over the last 50 years in relation to the increase in annual global mean temperature and climate change Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Suseela et al., « Effects of Soil Moisture on the Temperature Sensitivity of Heterotrophic Respiration Vary Seasonally in an Old-Field Climate Change Experiment ».. In addition, soil organic carbon (SOC) is the largest organic carbon stock, representing approximately 2 400 Gt C stocked in the soil globally Batjes, « Total Carbon and Nitrogen in the Soils of the World ».. Emissions from land use change during 1901–2014 have been estimated at 35 ± 18 GtC Arneeth et al., « Historical Carbon Dioxide Emissions Caused by Land-Use Changes Are Possibly Larger than Assumed »; Nabuurs et al., « 2022: Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU). In IPCC, 2022: Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». and were most notably due to conversion from forest to croplands Wei et al., « Global Pattern of Soil Carbon Losses Due to the Conversion of Forests to Agricultural Land »., implying direct carbon loss from soil to the atmosphere Nabuurs et al., « 2022: Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU). In IPCC, 2022: Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change »; Sanderman, Hengl, et Fiske, « Soil Carbon Debt of 12,000 Years of Human Land Use »..

Anthropic activities exert a strong effect on soil respiration and SOC, particularly throughout conventional land management in agriculture Abbas et al., « A Review of Soil Carbon Dynamics Resulting from Agricultural Practices ».. Conservation management practices are considered a possible solution via SOC sequestration from the atmosphere Chenu et al., « Increasing Organic Stocks in Agricultural Soils »; Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille ».. These practices have been defined by the Food and Agriculture Organization (FAO) FAO, « Conservation agriculture, in : Save and Grow in Practice: Maize, Rice and Wheat. » as a farming system that promotes minimum soil disturbance, maintenance of permanent soil cover and diversification of plant species. Compared to conventional practices, conservation practices tend to mitigate CO₂ fluxes Zhang et al., « Soil Respiration and Net Carbon Flux Response to Long-Term Reduced/No-Tillage with and without Residues in a Wheat-Maize Cropping System ». and increase SOC stocks Dignac et al., « Increasing Soil Carbon Storage »; Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille »; Lozano-García et al., « Land Use Change Effects on Soil Organic Carbon Store. An Opportunity to Soils Regeneration in Mediterranean Areas »; Xiao et al., « Net Effects of Conservation Agriculture Principles on Sustainable Land Use »..

Under no-tillage (NT), an increase in SOC is observed in the upper fifteen centimetres Haddaway et al., « How Does Tillage Intensity Affect Soil Organic Carbon? »; Mary et al., « Soil Carbon Storage and Mineralization Rates Are Affected by Carbon Inputs Rather than Physical Disturbance ».. Conversely, Meurer et al. « Tillage Intensity Affects Total SOC Stocks in Boreo-Temperate Regions Only in the Topsoil—A Systematic Review Using an ESM Approach ». demonstrated that SOC accumulation under no-tillage can be overvalued in comparison to other tillage practices when focusing on the topsoil. SOC stocks also depend on the export of residues, which represent a large amount of C added to or removed from the soil carbon pool Bolinder et al., « The Effect of Crop Residues, Cover Crops, Manures and Nitrogen Fertilization on Soil Organic Carbon Changes in Agroecosystems »; Zhao et al., « Economics- and Policy-Driven Organic Carbon Input Enhancement Dominates Soil Organic Carbon Accumulation in Chinese Croplands ».. The review by Haddaway et al. « How Does Tillage Intensity Affect Soil Organic Carbon? » on boreo-temperate regions concluded that no and reduced tillage increased the SOC stock in the topsoil (0–30 cm) by approximately 4.6 t C ha^{-1} over 10 years of cultivation, while no difference was detected across the soil profile investigated. Similar results were found for a long-term experiment in France, where different tillage techniques showed no significant impact on the SOC distribution across the soil profile investigated, but the SOC content increased

substantially in the upper layer (0–10 cm) under no-tillage and more moderately in the underlying layer (15–40 cm) Mary et al., « Soil Carbon Storage and Mineralization Rates Are Affected by Carbon Inputs Rather than Physical Disturbance ».. Thus, no-tillage increases the SOC stock in soil surface layers (0–30 cm) but not in deep soil layers (50 cm and deeper).

In wheat–maize and soybean–maize rotations, in comparison to no-tillage, tillage increases soil respiration Al-Kaisi et Yin, « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations »; Balesdent, Mariotti, et Boisgontier, « Effect of Tillage on Soil Organic Carbon Mineralization Estimated from ^{13}C Abundance in Maize Fields »; Buragienè et al., « Relationship between CO_2 Emissions and Soil Properties of Differently Tilled Soils »; Franco-Luesma et al., « Tillage and Irrigation System Effects on Soil Carbon Dioxide (CO_2) and Methane (CH_4) Emissions in a Maize Monoculture under Mediterranean Conditions »; Zhang et al., « Tillage Effects on Carbon Footprint and Ecosystem Services of Climate Regulation in a Winter Wheat–Summer Maize Cropping System of the North China Plain ».. However, Pareja-Sánchez et al. « Tillage and Nitrogen Fertilization in Irrigated Maize ». showed that for irrigated maize, compared to conventional tillage, no-tillage increased soil respiration. Field experiments have determined that soil respiration strongly responds to tillage in the minutes following perturbation before returning back to its normal values a few hours later Al-Kaisi et Yin, « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations ».. Tillage impacts soil structure by fractioning macroaggregates, allowing microorganisms to use SOC that was previously protected in macroaggregates and increasing CO_2 efflux Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation ».. The decrease in C emissions under no-tillage practices may derive from various mechanisms, such as a decrease in macroporosity Wardak et al., « Zero Tillage Has Important Consequences for Soil Pore Architecture and Hydraulic Transport ». and decreased soil disturbances Mikha et Rice, « Tillage and Manure Effects on Soil and Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen »; Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation ».. Reduced or no-tillage practices thus improve soil structure and related biological activities (Li et al., 2022; Six et al., 2002b).

Cover crops (CC) are also known to improve soil structural properties, water retention and carbon sequestration when combined with no-tillage Blanco-Canqui et al., « Cover Crops and Ecosystem Services »; Blanco-Canqui et al., « Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties »; Huang et al., « Assessing Synergistic Effects of No-Tillage and Cover Crops on Soil Carbon Dynamics in a Long-Term Maize Cropping System under Climate Change ».. The literature indicates that cover crops are largely associated with an increase in the SOC stock, according to the time elapsed since the introduction of the practice Blanco-Canqui et al., « Cover Crops and Ecosystem Services »; Constantin et al., « Effects of Catch Crops, No till and Reduced Nitrogen Fertilization on Nitrogen Leaching and Balance in Three Long-Term Experiments »; Poeplau et Don, « Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis ».. However, the increase in SOC stock under CC is generally observed at the 0–30 cm depth, and the accumulation capacities seem to decrease with time after the establishment of CC Blanco-Canqui et al., « Can Cover Crops Improve Soil Ecosystem Services in Water-Limited Environments? »; Poeplau et Don, « Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis ».. Recent studies have investigated the impact of CC on carbon sequestration through modelling Kaye et Quemada, « Using Cover Crops to Mitigate and Adapt to Climate Change. A Review »; Launay et al., « Estimating the Carbon Storage Potential and Greenhouse Gas Emissions of French Arable Cropland Using High-Resolution Modeling »., and their results confirm SOC accumulation capacities for cover cropping in the 0–30 cm soil layer. However, the impact of cover cropping on soil respiration remains to be investigated and requires more long-term studies.

Initial SOC stocks can also reduce the SOC sequestration capacities provided by cover crops, mainly due to SOC saturation (Chen et al., 2019; Six et al., 2002a). However, few studies have compared the impact of cover crops on SOC accumulation according to the initial SOC stock. Characterizing SOC

accumulation capacities under contrasting initial SOC conditions is fundamental to assessing the impact of crop management practices on a variety of soils and environments.

Although NT and CC practices are well documented in the literature, it is unclear how combined conservation management practices affect soil respiration and organic carbon content. The combined effect of NT and CC has been found to increase SOC accumulation capacity more than NT or CC alone for maize crops in temperate ecosystems Huang et al., « Assessing Synergistic Effects of No-Tillage and Cover Crops on Soil Carbon Dynamics in a Long-Term Maize Cropping System under Climate Change »; Olson, Ebelhar, et Lang, « Long-Term Effects of Cover Crops on Crop Yields, Soil Organic Carbon Stocks and Sequestration », but the combined effect of NT and CC practices on CO₂ efflux still needs to be investigated. The objective of this study was to investigate whether combined conservation crop management practices (NT+CC) versus conventional practices (CT) systematically increase soil organic carbon content and induce less soil respiration according to the initial soil carbon content. To determine this, we present the results of two experiments conducted at sites differing in their initial soil carbon content, one with a higher SOC content and the other with a lower SOC content than the French national mean (50 tC ha⁻¹) for the 0–30 cm layer. Soil respiration and carbon content profiles (0–90 cm depth) were measured in two adjacent fields characterized by identical initial soil conditions before the implementation of conservation practices in one of the two fields.

Material and methods

Description of sites, soil and management practices

The experiment was carried out at two sites located in southwestern France, each site characterized by having higher and lower carbon contents than the French national mean of 50 t ha⁻¹ for the 0–30 cm soil layer Martin et al., « Statistiques sur les stocks de carbone (0-30 cm) des sols du réseau RMQS ». and covered by maize grown in monoculture (Fig. 1). At each site, one field was under conservation practices (NT+CC) with no-tillage, cover crops and reduced inputs, while the second field was under conventional practices (CT) with tillage and bare soil between two cash crops.

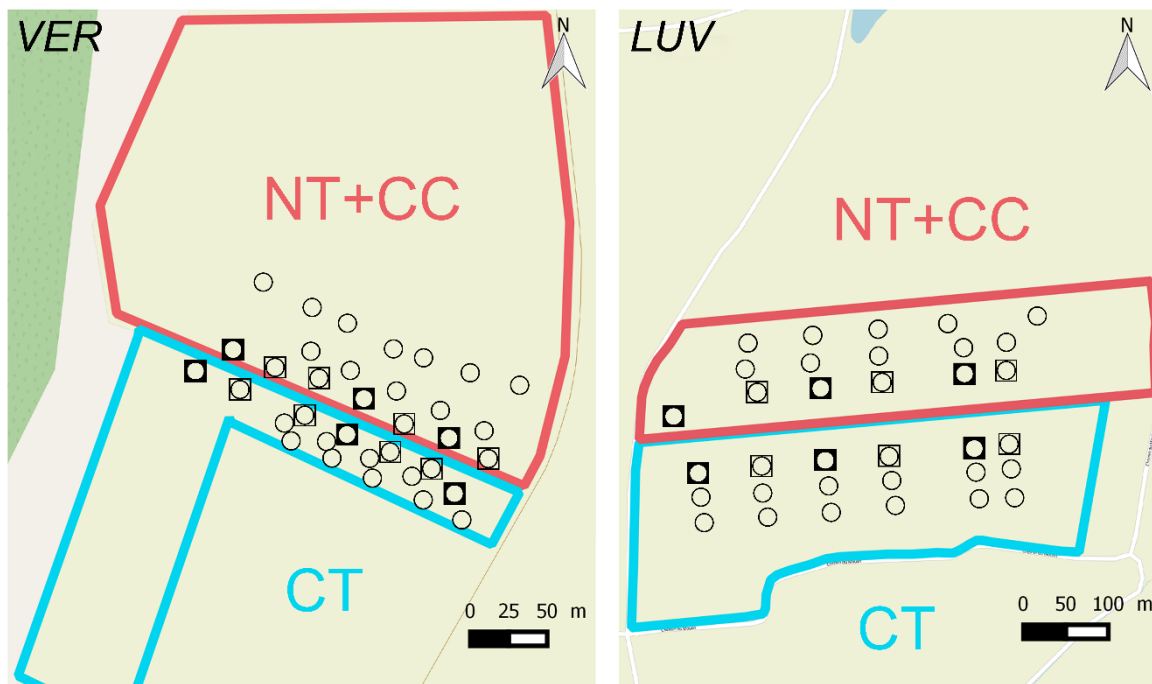


Figure 1: Experimental design at Lalonde (VER) in 2018 and Estampes (LUV) in 2019, with locations of measurements of soil respiration rate, soil sampling transects (empty squares) and profiles (full squares) on conservation (CT+CC) and conventional (CT) fields. Initial soil characteristics were identical before the implementation of conservation practices 12 and 19 years before the start of experiment for VER and LUV, respectively. SOC content environment was considered “high” at VER and “low” at LUV as compared to French national means.

The site with high SOC was located at Lalonde (denoted VER; 43°31′0.793″N, 0°15′40.878″E, alt. 221 m) and contained approximately 70 t SOC ha⁻¹. The soil here is defined as a Vermic Umbrisol according to the World Reference Base for Soil Resources IUSS Working Group WRB, « World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103 ». and as a Veracrisol according to the French Soil Classification AFES, *Référentiel pédologique 2008.*, characterized by a neutral to slightly acidic pH and high organic matter content. This type of soil allows the transfer of humus at least at the 50 cm depth in the soil due to the intense bioturbation linked to the presence of earthworms. No irrigation is needed thanks to groundwater outcrop and capillary rise.

The site with low SOC was located at Estampes at 60 km from VER site (denoted LUV; 43°24′38.057″N, 0°17′17.612″E, alt= 266 m) and contained approximately 30 and 25 t SOC ha⁻¹ with the NT+CC and CT practices, respectively. The soil here is defined as a Stagnic Luvisol according to the World Reference Base for Soil Resource IUSS Working Group WRB, « World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103 ». and as a Luvisol according to the French Soil Classification AFES, *Référentiel pédologique 2008.*, characterized by a textural horizon linked to the combination of clay, iron and organic matter, which is almost impermeable, leading to periods of hydromorphy with anoxia in winter and drought in summer. Luvisols are also characterized by a migration of clay into deep horizons and a high silt content that makes them vulnerable to heavy rainfall with surface crusting, a loss of permeability and increased runoff and erosion. Complementary information about the LUV and VER soils is detailed in Cueff et al. (2020, 2021).

The initial soil physicochemical property conditions were identical before the implementation of conservation practices for 12 and 19 years for VER and LUV, respectively.

Maize (*Zea mays* L.) was sown on 23 April and 9 May 2018 at the VER site (DKC5830 cultivar) and on 30 April and 29 March 2019 at the LUV site on NT+CC (P0900 cultivar) and CT (P0937 cultivar) fields, respectively. The row distance was shorter on the NT+CC fields (40 cm) than on the CT fields (80 cm), but the sowing density was similar for NT+CC (VER: 83000 seeds ha⁻¹; LUV: 90000 seeds ha⁻¹) and CT (VER: 78000 seeds ha⁻¹; LUV: 80000 seeds ha⁻¹) at both sites. In fact, the distance between plants in the same row was longer on the NT+CC field (20–30 cm) than on the CT field (10–15 cm). Hose reel irrigation was performed at the LUV site, where four irrigation treatments of 20, 30, 30 and 25 mm were carried out between 1 July and 15 August. Each irrigation pass lasted 6 days on average and was distributed across the field. A total of 105 mm and 120 mm were used on the NT+CC fields and CT fields, respectively. The VER site used rainfed maize.

For the NT+CC fields, Faba bean (*Vicia faba*) was grown as a cover crop from October 2017 to April 2018 and October 2018 to April 2019 at VER and LUV, respectively. Cover crops were destroyed by crushing during maize sowing and left in place as mulch at LUV; however, they were crushed two days after the maize was sown and a chemical treatment (2.5 L ha⁻¹ Glyphoflash®) was applied on 2 May at VER. For the CT fields at VER and LUV, three tillage events were carried out (24 and 27 April and 8 May 2018 at VER and 22, 28 and 29 March 2019 at LUV) with a maximum depth of 30 cm. Liming was performed at VER on the CT field (400 kg Ca ha⁻¹ on 5 April 2018) and at LUV on the NT+CC field (160 kg CaO ha⁻¹ on 15 March 2019).

Over the last 3–4 years, at both sites, nutrient amendments were lower at NT+CC fields than CT fields (Table 1).

Table 1: Total nitrogen, phosphorus and potassium amendments at LUV and VER site for both NT+CC and CT fields from 2016 to 2019.

Nutrients kg ha ⁻¹	2016		2017		2018		2019		Total	
	NT+CC	CT	NT+CC	CT	NT+CC	CT	NT+CC	CT	NT+CC	CT
<i>VER</i>										
N	0	196	165	198	189	216			354	610
P	0	102	90	61	70	62			160	225
K	0	45	0	60	0	84			0	189
<i>LUV</i>										
N	200	184	190	180	0	200	151	214	541	778
P	10	0	10	55	0	55	5	55	25	165
K	0	120	0	120	8.5	0	0	200	8.5	440

Soil respiration measurements

Soil respiration was measured from 12 April to 4 October 2018 at VER and from 1 April and 25 October 2019 at LUV. Soil respiration measurements were conducted at 35 and 34 points at VER and LUV, respectively, along 3 transects in each field (Fig. 1). At VER, the distance between two points on the same transect was 30 m, and each transect was separated from the next transect by 10 m in the same field. At LUV, the distance between two points on the same transect varied from 75 m to 100 m, and the distance between each transect was 30 m. To prevent border effects, transects were at least 25 m away from borders at both sites.

Soil respiration was measured by an EGM-4 infrared CO₂ analyser (PP-Systems, Amesbury, USA) coupled with an SCR-1 soil respiration chamber (PP-Systems, Amesbury, USA) with a surface area of

78 cm² and a total volume of 1171 cm³. Pumpanen et al. « Comparison of Different Chamber Techniques for Measuring Soil CO₂ Efflux ». found measurements with a PP-Systems CO₂ chamber to be more accurate without the use of collars, as in the present study. Moreover, Mills et al. « Soil Respiration across Three Contrasting Ecosystem Types ». showed that the EGM-4 IRGA analyser was efficient at estimating soil respiration in field experiments. Soil respiration measurements were conducted between 11:30 am and 04:00 pm (GMT +01 Europe/Paris) between maize rows.

Soil analysis

Soil analysis was performed on soil samples taken from the 0–20 cm layers from one transect of 6 triplicates per field at VER and LUV (Fig. 1) to characterize the soil nutrient concentrations: total N was determined with the Kjeldahl method, available P was determined with the Olsen method in P₂O₅, K and Mg concentrations were determined with base exchange with ammonium acetate, and the C/N ratio was determined (LVES 32, Auch, France). Soil profiles were sampled in three zones per field (Fig. 1) from the 0–10 cm to 60–90 cm layers. Each sample was obtained using a polycarbonate column inserted in a steel cylinder. To minimize the spatial variability in the soil properties, a length of 20 m from the field boundary and between samples from the same field was maintained. Soil analysis was conducted at LAS INRAE (Arras, France) after soil samples were air dried and sieved at 2 mm to remove rocks and roots. These analyses provided information on pH, measured by a glass electrode of soil diluted at 1:5 in water, potassium chloride or calcium chloride; soil organic carbon (SOC) content, measured by dry combustion of soil sample; and cationic exchange capacity (CEC), measured by extraction of exchangeable cations with hexaammincobalt trichloride. Bulk densities were then determined by the ratio of the dry weight of the undisturbed soil samples compared to the 250 cm³ cylindrical volume used (8 cm in diameter, 5 cm high) for the collection of each replicate at each depth investigated.

In addition, root density was estimated for the LUV site using a root auger cylinder (8 cm in diameter, 15 cm high). Six soil samples were collected in September 2019 in the first soil layer (0–15 cm) on both the NT+CC and CT fields. Samples were air dried for 24 hours before sieving at 1 mm. Roots were then extracted manually and weighed.

Data analysis and statistics

The data processing, plotting and analysis were performed with R v4.0.5 R Core Team, *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. in Rstudio v1.4.1106 RStudio Team, *RStudio: Integrated Development Environment for R*.. Graphical and statistical analyses were performed using the ggplot2 package by Wickham *Ggplot2*. in addition to base R functions. Normality of distribution and homoscedasticity were tested before performing mean comparison tests (Student's t test or Mann–Whitney–Wilcoxon test). Differences among practices were considered significant at $P \leq 0.05$.

Results

Physicochemical soil characteristics

The main soil characteristics for the different layers from the surface to 90 cm depth are shown in Table 2. Significant differences were observed for pH and CEC in the entire soil profile at VER but only for pH at LUV. Along the profile, soil pH varied from 5.2 to 6.9 and from 5.8 to 7.1 at VER and LUV, respectively. The NT+CC field soil was slightly more acidic than the CT field soil, displaying pH values 0.8 and 0.6 lower on average at VER in 2018 and LUV in 2019, respectively, which could have induced lower levels of microbial activity.

Table 2: Soil physicochemical characteristics at the high (VER) and low (LUV) initial soil carbon content sites for NT+CC and CT crop practices: potential of hydrogen (pH), cation exchange capacity (CEC), and bulk density for four soil layers from the surface to 90 cm depth. P value indicates whereas there is a significant difference between NT+CC and CT.

Depth cm	pH			CEC mmol kg ⁻¹			Bulk density g cm ⁻³		
	NT+CC	CT	P values	NT+CC	CT	P values	NT+CC	CT	P values
VER									
0 – 10	6.3 ± 0.0	6.5 ± 0.3	0.35	63.8 ± 1.5	79.3 ± 11.7	0.15	1.44 ± 0.11	1.39 ± 0.09	0.74
10 – 30	6.4 ± 0.1	6.8 ± 0.2	0.20	65.1 ± 2.1	81.9 ± 12.2	0.14	1.43 ± 0.11	1.43 ± 0.08	0.96
30 – 60	6.2 ± 0.1	6.9 ± 0.7	0.10	40.2 ± 4.5	56.9 ± 15.2	0.10	1.37 ± 0.17	1.43 ± 0.10	0.38
60 – 90	5.2 ± 0.1	6.5 ± 1.4	0.26	26.6 ± 1.8	36.8 ± 7.0	0.08	1.37 ± 0.17	1.44 ± 0.10	0.38
Mean	5.9 ± 0.6	6.7 ± 0.2	0.01	43.8 ± 16.7	58.2 ± 19.2	0.05	1.41 ± 0.14	1.42 ± 0.09	0.92
LUV									
0 – 10	5.8 ± 0.4	6.8 ± 0.2	0.02	48.0 ± 9.5	46.8 ± 5.7	1	1.50 ± 0.17	1.45 ± 0.19	0.58
10 – 30	6.0 ± 0.4	6.8 ± 0.2	0.60	44.6 ± 9.1	45.7 ± 6.2	0.88	1.49 ± 0.14	1.58 ± 0.10	0.06
30 – 60	6.6 ± 0.3	7.1 ± 0.1	0.04	44.7 ± 5	37.0 ± 6.5	0.19	1.45 ± 0.11	1.46 ± 0.12	0.82
60 – 90	6.3 ± 0.2	6.7 ± 0.2	0.33	49.3 ± 2.6	44.7 ± 7.4	0.66	1.45 ± 0.11	1.46 ± 0.12	0.82
Mean	6.3 ± 0.3	6.9 ± 0.2	3e-4	46.6 ± 2.3	42.6 ± 4.2	0.32	1.47 ± 0.13	1.48 ± 0.13	0.81

Among the different layers, CEC varied from 26.6 to 81.9 mmol kg⁻¹ and from 37.0 to 49.3 mmol kg⁻¹ at VER and LUV, respectively. Regarding the soil profile, CEC was 32.9% and 9.4% higher in the CT field soil at VER and in the NT+CC field soil at LUV, respectively. However, CEC was similar in each layer at both sites. CEC was more variable at VER in the CT field than at the other fields, likely due to liming.

Bulk density was not significantly different between the NT+CC and CT fields and varied between 1.37±0.16 and 1.44±0.11 g cm⁻³ and between 1.39±0.09 and 1.43±0.10 g cm⁻³, respectively, at VER (Table 2) and between 1.45±0.10 and 1.50±0.17 g cm⁻³ and between 1.45±0.18 and 1.58±0.09 g cm⁻³, respectively, at the LUV site.

Root density was measured at LUV only and was 0.34±0.27 and 0.09±0.11 mg cm⁻³ for the NT+CC and CT fields, respectively, and was significantly different between the two practices.

Soil organic carbon contents

The mean SOC content varied across the profile between 5.4 and 27.3 t ha⁻¹ and between 2.0 and 17.5 t ha⁻¹ at VER and LUV, respectively, with the lowest values being observed in the deepest layers and the highest values in the upper layers (Fig. 2). The total SOC content across the soil profile was 72.4 and 68.7 t C ha⁻¹ at VER and 42.7 and 29.6 t C ha⁻¹ at LUV in the NT+CC and CT fields, respectively. The content was similar in the NT+CC and CT fields at VER but significantly 43.8% higher in the NT+CC field than in the CT field at LUV. Higher values of SOC were observed in the uppermost 10 cm soil layer at both sites and were 12.3% and 57.8% higher in the NT+CC field than in the CT field at VER and LUV, respectively; however, this value was only significant at LUV. At LUV, the SOC stock in the deepest soil layer (60–90 cm) was significantly higher (2.8 t ha⁻¹, i.e., 130%) for NT+CC soil than for CT soil. No significant differences were observed at VER in any layer.

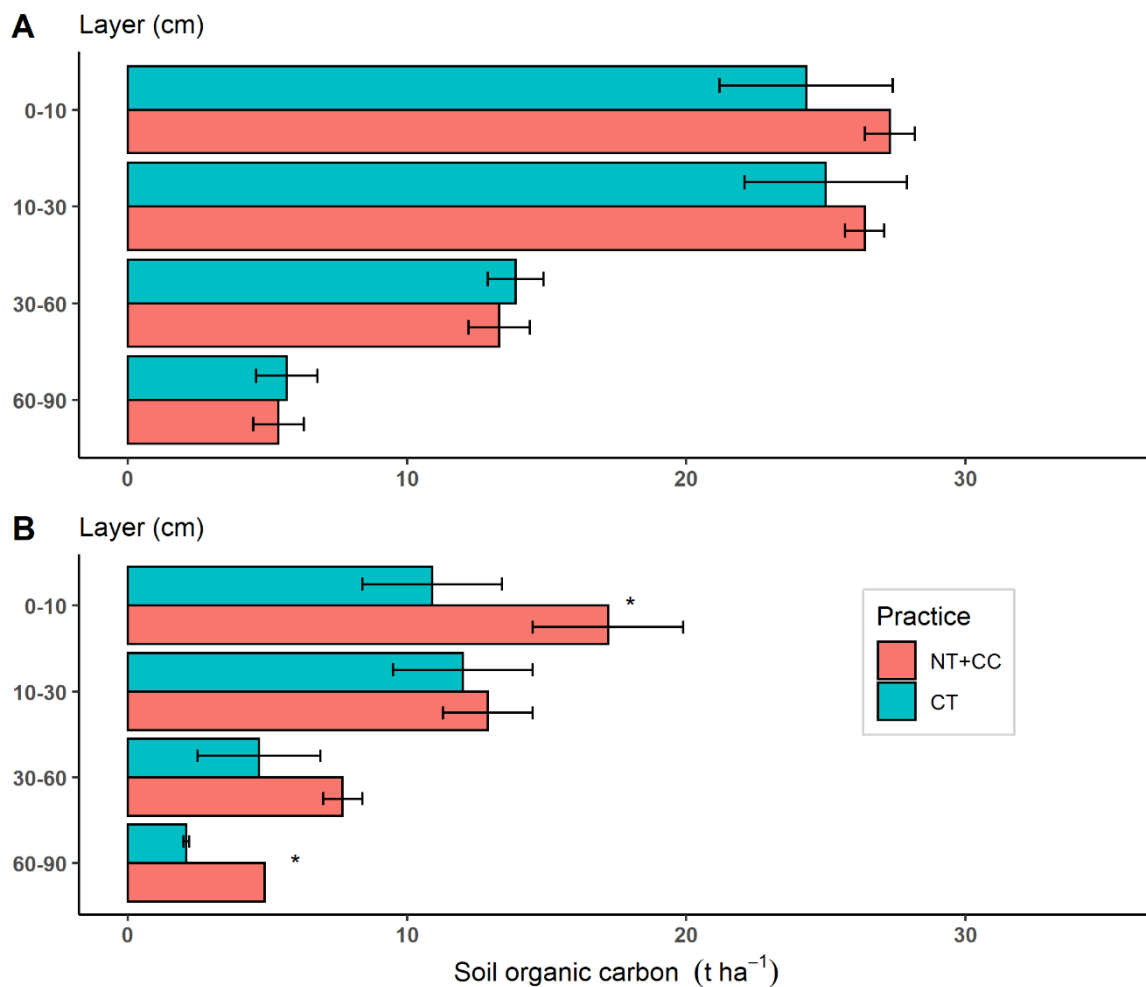


Figure 2: Soil organic carbon content (t ha⁻¹) at VER (2018) site for high (A) and LUV site (2019) for low initial soil carbon content (B) for all layers investigated, from 0–10 cm to 60–90 cm depth. Error bars represent standard deviation and significant differences (*) are represented.

Soil nutrient characteristics

At both sites, the total N (Table 3) concentrations in the soil were significantly higher in the NT+CC fields than in the CT fields, although the cumulative level of N fertilization over the last 4 years was lower in the NT+CC field than in the CT field. Available K and Mg concentrations were also higher in

the NT+CC field than in the CT field, but the differences were not significant. The concentration of available P was significantly higher in the CT fields than in the NT+CC fields soil for both sites; this was associated with a greater level of P fertilizer input.

At both sites, the mean C/N ratio for the 0–15 cm layer was similar in the NT+CC and CT fields (Table 3). For VER, the mean C/N ratio showed more variability in the CT field, with values as high as 13, which was not observed in the NT+CC field, while at LUV, the mean C/N ratio displayed more variability in the NT+CC field.

Table 3: Soil nutrient concentrations as well as carbon-to-nitrogen ratio (C/N) for the 0–20 cm depth layer at the high (VER) and the low initial carbon content (LUV) sites for conservation (NT+CC) and conventional (CT) practices. Total N stands for total nitrogen, Available P, K and Mg indicates concentrations of phosphorus (P₂O₅), potassium (K₂O), and magnesium (MgO), respectively. P value indicates whereas there is a significant difference between NT+CC and CT.

Site	Total N		Available P		Available K		Available Mg		C/N	
	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹			
	NT+CC	CT	NT+CC	CT	NT+CC	CT	NT+CC	CT	NT+CC	CT
VER	1773.1 ± 97.4	1491.3 ± 63.1	58.6 ± 12	92.8 ± 16.7	218.1 ± 55.9	186.7 ± 42.4	161.4 ± 41.8	103.0 ± 25.5	11.8 ± 0.5	11.8 ± 1.4
P value	7.9e-5		2e-3		0.27		0.42		0.98	
LUV	1463.7 ± 439.5	853.7 ± 213.6	7.5 ± 4.8	37.3 ± 19.7	99.5 ± 67.5	44.3 ± 71.8	71.7 ± 77.1	8.2 ± 4.4	8.9 ± 1.2	9.2 ± 0.6
P value	0.02		0.01		0.24		0.42		0.57	

Seasonal changes in soil respiration according to crop management practices

For both crop management practices and both sites, as expected, the mean soil respiration rate increased from April to July and then decreased following temperature dynamics.

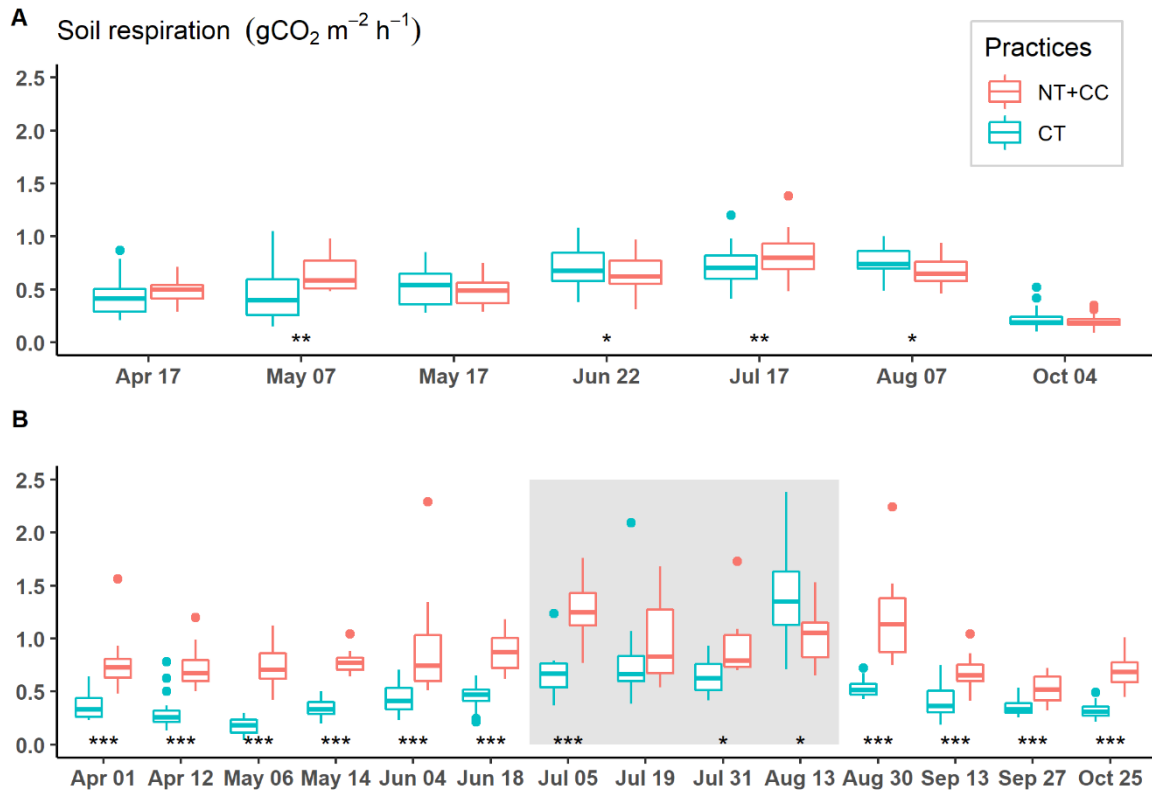


Figure 3: Boxplots of the soil respiration rate from 17 April to 4 October 2018 at the high initial carbon content site VER (A) and from 1 April to 25 October 2019 at the low initial carbon content site LUV (B) for conservation (NT+CC) and conventional practices (CT). The grey area represents the irrigation period for LUV in 2019. Level of P values significance of are also indicated.

High soil organic carbon environment (VER in 2018)

At VER, the soil respiration rates varied between 0.09 and 1.38 g CO₂ m⁻² h⁻¹ and between 0.1 and 1.2 g CO₂ m⁻² h⁻¹ in the NT+CC and CT fields, respectively (Fig. 3a), and these rates were not significantly different (NT+CC: 0.57±0.24 g CO₂ m⁻² h⁻¹, CT: 0.54±0.26 g CO₂ m⁻² h⁻¹ on average). However, significant differences were found on four dates across the season. The NT+CC field soil respiration rates were 1.5 and 1.1 times higher than the CT field soil respiration rates on May 7 (13 days after sowing and 5 days after cover crop destruction for NT+CC and before sowing for CT) and July 17, respectively. The CT field soil respiration rate was 1.1 higher than the NT+CC field soil respiration rate on June 22, 2 days after N fertilization in the CT field, and on August 7.

Low soil organic carbon environment (LUV in 2019)

At LUV, the mean soil respiration rates varied between 0.32 and 2.29 g CO₂ m⁻² h⁻¹ and between 0.04 and 2.38 g CO₂ m⁻² h⁻¹ in the NT+CC and CT fields, respectively (Fig. 3b).

The average soil respiration rate throughout the maize growing season was significantly higher in the NT+CC field ($0.86 \pm 0.32 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) than in the CT field ($0.50 \pm 0.34 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). The mean NT+CC field soil respiration rate was significantly higher than the mean CT field soil respiration rate on all dates except on 13 August, when soil respiration rate in the CT field was higher, and on 19 July, when there was no significant difference in the rates between the two fields.

For a given field, when the soil respiration rates were averaged for all sampling dates throughout the growing season (four sampling dates in this period), the highest soil respiration rate recorded in the CT field was $0.73 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, while the lowest soil respiration rate recorded in the NT+CC field was $0.74 \text{ gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. The highest soil respiration rates were observed during the irrigation period, suggesting soil moisture plays an important role in determining soil respiration.

Discussion

Impact of experimental design on soil respiration

The values of and variation in soil respiration rates measured in this study during the maize growing season were within the range of those reported in the literature for temperate ecosystems Bond-Lamberty et Thomson, « A Global Database of Soil Respiration Data ». The EGM-4 IRGA analyser system coupled with SRC-1 is known to overestimate this flux by 33% both when collars are used and in fine wet sand Pumpanen et al., « Comparison of Different Chamber Techniques for Measuring Soil CO₂ Efflux ». According to Pumpanen et al. (2004), these overestimations can be considered negligible in most other cases. Heinemeyer « Soil Respiration ». suggested that the use of collars could reduce soil carbon efflux by up to 30 to 50%, partly because of the damage to fine roots; thus, no collars were used in this study.

In the 2018 and 2019 experiments, sowing dates were different between the NT+CC and CT fields. At LUV in 2019, NT+CC sowing was performed almost a month after CT sowing. This difference in timing resulted in measuring soil respiration rates in soil with cover crops for the NT+CC field, while the CT field soil was bare in April. However, the large and systematic difference in the soil respiration rates between NT+CC and CT fields at LUV cannot be explained only by the shift in sowing date since the difference observed remained the same throughout the season (approximately $0.5 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). At VER in 2018, no difference was observed in the soil respiration rates throughout the maize growing season despite a 16-day difference in the timing of sowing. A significant difference was found at VER on 7 May 2018, with a higher soil respiration rate in the NT+CC field (two days before sowing at CT). This difference was undoubtedly due to the presence of mature cover crop residuals in the NT+CC field and bare soil in the CT field.

The same maize variety was sown at VER, but two different varieties were sown at LUV. However, this difference in varieties does not explain the systematic soil respiration differences between the two practices at LUV since the soil respiration rate was higher in the NT+CC field before sowing in spring and after maize senescence in autumn.

The distance between rows was different for the two practices, 40 cm and 80 cm in the NT+CC and CT fields, respectively, but sowing density was similar for NT+CC and CT at both sites. In fact, the interplant distance was always greater in the NT+CC fields (approximately 30 cm) than in the CT field (approximately 10 cm). In addition, a higher root density was observed in the NT+CC field than in the CT field at LUV where soil measurements were conducted. This difference was more likely due to the presence of roots from cover crops and weeds in the NT+CC field as no cover crops and fewer weeds were observed in the CT field.

Impact of management practice strategy on soil organic carbon content

Figure 4 summarizes the carbon inputs and outputs in the fields with the different practices and initial SOC contents. Soil carbon inputs from crop residues were considered similar for both the NT+CC and CT fields. Residual crop quantities were higher in the NT+CC fields than in the CT field because of cover crop residues. The biomass of crop residues from maize has been estimated to be approximately 2.5 t C ha^{-1} ICOS, « Integrated Carbon Observation System », while the biomass of Faba bean residues has been estimated to be approximately 3.5 t C ha^{-1} Finney, White, et Kaye, « Biomass Production and Carbon/Nitrogen Ratio Influence Ecosystem Services from Cover Crop Mixtures »; Alkhtib et al., « Variation in the Straw Traits of Morphological Fractions of Faba Bean (*Vicia Faba* L.) and Implications for Selecting for Food-Feed Varieties »..

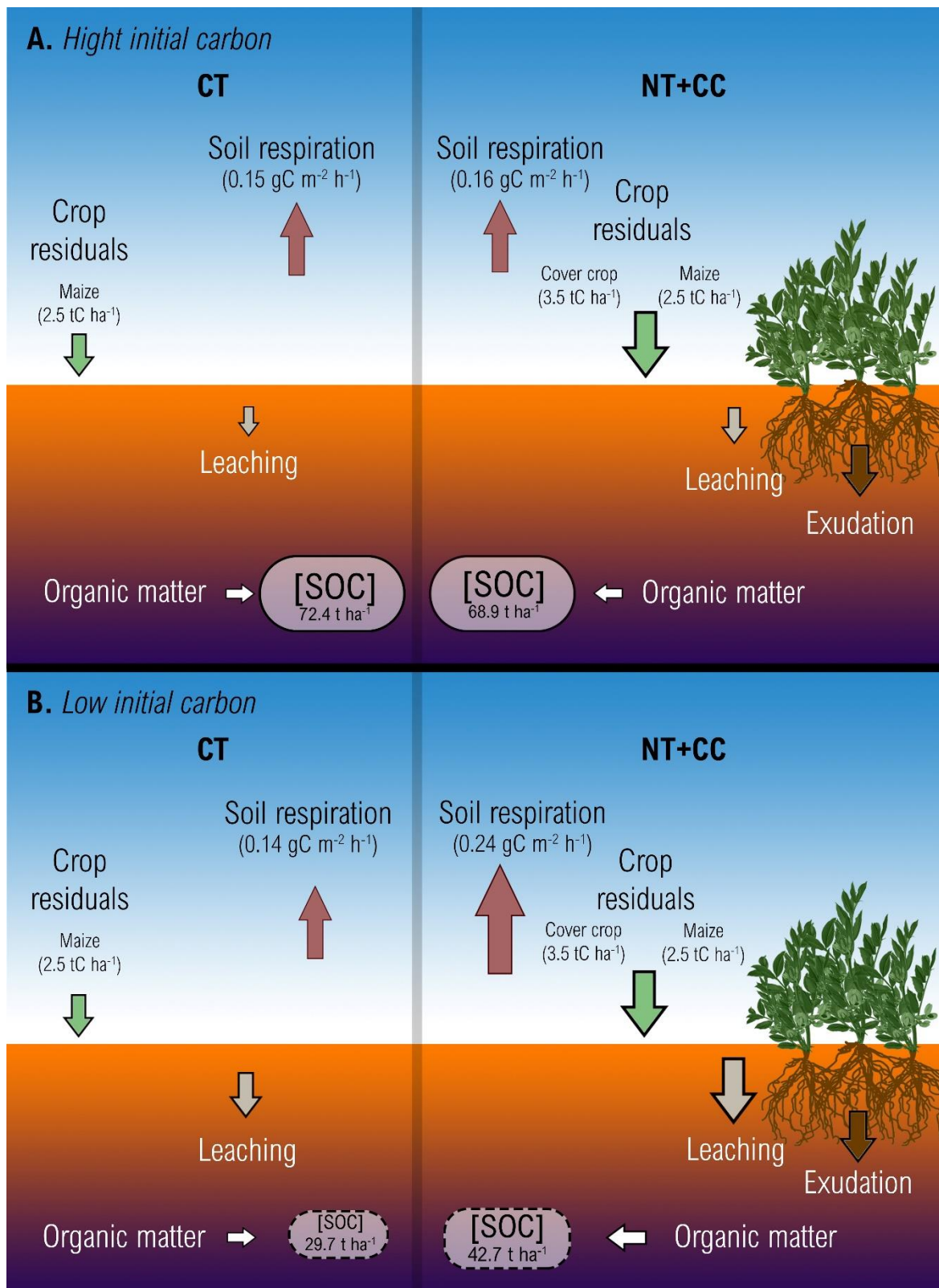


Figure 4: Conceptual scheme of soil carbon fluxes and stocks for the high initial carbon content (VER) site (A) and for the low (LUV) one (B). The soil respiration value was the average of measurements from April to October 2018 and 2019 for the VER and LUV sites, respectively, and the SOC stocks values for the entire soil profile for conservation (NT+CC) and conventional (CT) fields. Cover crop and maize residuals were estimated from literature.

At VER (2018), no difference in SOC was found in the NT+CC and CT fields. However, the use of cover crops associated with NT+CC had been expected to increase inputs of organic matter to the soil from

cover crop residues. According to Poeplau and Don « Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis », most of the observations of annual changes in soil carbon due to cover cropping in comparison with fallow winter conditions have exhibited rates between 0 and 1 t SOC ha⁻¹ yr⁻¹ depending on the time since cover crop introduction, and the effectiveness of cover crops is reduced over time. The SOC content for the 0–30 cm soil layer was estimated at 53.7 t SOC ha⁻¹ and 49.2 t SOC ha⁻¹ for the NT+CC and CT fields, respectively. Thus, NT+CC enhanced the SOC content by 0.44 t SOC ha⁻¹ yr⁻¹, which is similar to the observations made by Poeplau and Don (2015) for the same time since cover crops were introduced. The increase in SOC at VER was similar to that estimated at LUV. In fact, the NT+CC field enhanced the SOC content by 0.46 t SOC ha⁻¹ yr⁻¹ compared to that in the CT field at LUV. However, considering the whole soil profile (0–90 cm), these ratios were 0.36 and 0.82 t SOC ha⁻¹ yr⁻¹ at VER and LUV, respectively. The rate of SOC accumulation at LUV was 2.3 times higher than that at VER and higher than the mean rate estimate of SOC accumulation following CC described by Poeplau and Don (2015). These results suggest that cover crops at VER were not used for enough time to observe a positive impact on SOC. At LUV, the greater observed response than that observed in the literature was likely due to the combination of practices. Moreover, in addition to time since the CC practice was used, this higher estimation can be explained by the type of soil.

NT is assumed to increase the SOC concentration in the upper soil layers but to have a limited impact on the SOC concentration through the soil profile (Haddaway et al., 2017; Six et al., 2002b). At LUV, the NT+CC field sequestered higher quantities of C than the CT field in the top 30 cm layer, but surprisingly, this field also sequestered higher quantities in the 60–90 cm layer due to cover crop roots and the residues added to the NT+CC field. Carbon redistribution from the surface to deep layers by bioturbation or leaching of dissolved organic matter can add carbon to these layers. In fact, Luvisols are known to migrate clay through the soil profile to deep layers. This clay can be associated with organic compounds, which also explains part of the SOC accumulation in the deep layers. Another way to add carbon to these deep layers could also be through root exudates, which are an important soil organic carbon source for sequestration Panchal et al., « Soil Carbon Sequestration by Root Exudates ». Erosion in conservation fields is also likely constrained by cover crops Blanco-Canqui et al., « Cover Crops and Ecosystem Services ». Additionally, low oxygen availability can reduce SOC mineralization by microorganisms in deep layers.

Huang et al. « Assessing Synergistic Effects of No-Tillage and Cover Crops on Soil Carbon Dynamics in a Long-Term Maize Cropping System under Climate Change ». demonstrated that the combination of NT and CC exerts a stronger impact on SOC accumulation than isolated practices for maize crops. Cover crops and no-till work simultaneously to increase SOC content, mainly through two mechanisms. First, these practices slow the decomposition of organic carbon stocked in the soil, likely by enhancing soil micro- and macroaggregates and protecting SOC from mineralization by microorganisms. Second, CC increases organic carbon input because of the higher biomass production in the field. Poeplau et al. « Roots Are Key to Increasing the Mean Residence Time of Organic Carbon Entering Temperate Agricultural Soils ». found that among the most important factors determining the average residence time of soil carbon, root carbon supply was the most effective factor that easily improved the soil when compared to clay, C:N, soil type, etc. In fact, higher root density was observed in the NT+CC field than in the CT field at LUV. General use of this practice would therefore allow the storage of additional C in the soil for a longer period, which would have a strong and long-lasting effect on climate change.

In contrast to the pattern at LUV, the absence of greater SOC accumulation in the NT+CC soil at VER can be explained by several factors: carbon saturation of soil, erosion and the time since the practice was introduced. First, a high initial stock of organic matter could reduce any additional capacity for SOC accumulation, meaning that the soil would have reached its carbon sequestration potential Chen et al., « Soil Carbon Stocks under Different Land Uses and the Applicability of the Soil Carbon Saturation Concept ». This could also be due to soil erosion, which pulls organic matter particles

away from the field from wind and water, especially in the CT field rather than in the NT+CC field Blanco-Canqui et al., « Cover Crops and Ecosystem Services ».; however, in our case, the field was flat, and no difference was observed in the soil physical properties at VER (not shown). Last, if we consider the time since the practice was introduced, we hypothesized that our observations of SOC and soil respiration obtained in 2018 at VER would probably have taken place too early to see the positive effect. If so, then the SOC content of the soil in the CT field is likely to continue to decline, while the SOC stock in the NT+CC field is likely to increase and stabilize.

The simultaneous use of NT and CC leads to an increase in some soil physical properties, such as wet aggregate stability, enhancing SOC concentration, and water content Blanco-Canqui et al., because these practices lead to higher earthworm populations, which increase soil porosity and water storage capacities. All these benefits resulting from soil biodiversity (especially earthworms) are reduced with conventional practices such as tillage Tsiafouli et al., « Intensive Agriculture Reduces Soil Biodiversity across Europe »..

In addition, carbon mineralization is known to decrease with depth Rey, Pegoraro, et Jarvis, « Carbon Mineralization Rates at Different Soil Depths across a Network of European Forest Sites (FORCAST) ». so that substantial carbon migration to deep layers, as observed at LUV in the NT+CC field, can mitigate GHG emissions and thus climate change, as expected for the 4p1000 initiative project Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille »..

Impact of management practice strategy on soil respiration

At both VER and LUV, soil respiration was the highest in July and August, coinciding with the period of maximum air and soil temperatures, maize growth rates and irrigation (only at LUV). At LUV, the impact of irrigation on soil respiration was illustrated on 19 July, when the irrigation system was operating on the NT+CC field. Soil respiration was significantly higher in the areas that were irrigated a few minutes before soil respiration measurements were obtained than at those not yet irrigated. This result suggests that microorganisms were less active due to water stress or that irrigation water allows dissolved organic matter and nutrients to leach into soil, particularly through micropores, thus reactivating soil microorganisms that could have been previously starved of carbon and substrate, but this reaction may not be instantaneous and could be limited in duration. Conversely, saturation of surface layers can limit both respiration and emissions by leading to anaerobic conditions and limiting gas diffusion. Laboratory studies have demonstrated that soil moisture modulates soil respiration, reducing it when it is high by limiting CO₂ diffusion Linn et Doran, « Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils ». or when it is low by slowing aerobic decomposition and inhibiting microbial and root activity Yuste et al., « Interactive Effects of Temperature and Precipitation on Soil Respiration in a Temperate Maritime Pine Forest ». due to diffusional limitation of C substrate and nutrients in the porous medium.

Roots and rhizospheric respiration can account for between 12% and 43% of total soil respiration in croplands Hanson et al., « Separating Root and Soil Microbial Contributions to Soil Respiration », with important variation due to the different methods employed to estimate this parameter and the great variability in climate among croplands Raich et Mora, « Estimating Root Plus Rhizosphere Contributions to Soil Respiration in Annual Croplands », 2005.. Thus, high root activity associated with high maize development likely contributed to higher soil respiration in summer. In addition to root respiration, another large primary source of soil CO₂ emissions was the decomposition of SOC by bacteria and fungi. The NT+CC field soils were more acidic and contained more organic C than the CT field soils. However, CEC was higher in the CT field at VER than at LUV but higher in the NT+CC field at LUV, considering the soil profile investigated, which could reflect smaller proportions of fungal

community compositional turnover Glassman, Wang, et Bruns, « Environmental Filtering by pH and Soil Nutrients Drives Community Assembly in Fungi at Fine Spatial Scales »..

At VER, although additional C was supplied to the NT+CC field through cover crop residues, the soil respiration and SOC of the two fields were similar, whereas a result such as that observed at LUV was expected, i.e., greater soil respiration (Fig. 4). Thus, the additional carbon provided to the field by the cover crops was not detected in either the flows or the stocks. In contrast, at LUV despite enhanced CO₂ efflux from the soil, in comparison to the CT fields, the NT+CC fields had higher SOC contents. Greater carbon loss due to higher soil respiration was likely compensated by increased C inputs linked to the presence of cover crop residues with the NT+CC practice. Pareja-Sánchez et al. « Tillage and Nitrogen Fertilization in Irrigated Maize ». observed similar results for a similar duration of practice, i.e., approximately 20 years. Hu et al. « Less Carbon Emissions of Wheat–Maize Intercropping under Reduced Tillage in Arid Areas ». concluded that lower carbon emissions imply greater C sequestration in soils, mitigating GHG effects. This was clearly not the case at LUV.

At LUV, total N and SOC were higher in the NT+CC field soil than in the CT field soil, suggesting that a large amount of total N was in the organic form in the former compared to that in the latter. Most organic N forms are not directly available and need to be mineralized before uptake and use by plants. Mineral N application was delivered at a higher rate in the CT field than in the NT+CC field so that a higher soil mineral N availability under CT could have decreased the need for microorganisms to mineralize SOC and thus reduced soil respiration (Pareja-Sánchez et al., 2019).

Most studies assume that in comparison to NT, tillage leads to higher C efflux for maize crops Bogužas et al., « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation »; Buragienė et al., « Relationship between CO₂ Emissions and Soil Properties of Differently Tilled Soils »; Zhang et al., « Tillage Effects on Carbon Footprint and Ecosystem Services of Climate Regulation in a Winter Wheat–Summer Maize Cropping System of the North China Plain », mainly because the fractioning soils lead to easier access to soil organic carbon for microorganisms and thus mineralization Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation ». For example, Al-Kaisi and Yin « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations ». compared different types of tillage (strip-tillage, deep rip, chisel and mouldboard plough), including no-tillage, and found that tillage increased soil respiration for irrigated maize in a continental climate. However, a portion of the measurements in the Al-Kaisi and Yin [NO_PRINTED_FORM] study were obtained during a very short period of time after tillage was performed (1 to 2 min); thus, high values of soil respiration were observed immediately after tillage because of the sudden accessibility of SOC and dioxygen for microorganisms (Six et al., 2002b).

The accumulation of organic carbon in soils is one of the best ways to mitigate GHG emissions. However, NT practices in temperate climates for various crops, including maize, can produce higher N₂O emissions, which can return the GHG balance to a negative ratio (Six et al., 2002b). Thus, although it has been asserted that soil disturbance by tillage practices promotes soil CO₂ emissions Al-Kaisi et Yin, « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations »; Balesdent, Mariotti, et Boissongtier, « Effect of Tillage on Soil Organic Carbon Mineralization Estimated from ¹³C Abundance in Maize Fields »; Bogužas et al., « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation »; Buragienė et al., « Relationship between CO₂ Emissions and Soil Properties of Differently Tilled Soils », this is clearly not always the case, as demonstrated by Pareja-Sánchez et al. « Tillage and Nitrogen Fertilization in Irrigated Maize ». and the findings of this study.

The discrepancy between some literature results and our results might also be explained by the time period since conservation practice conversion took place. The mean duration of conservation

practices in most of the studies was approximately 8 years, which is less than that in the present study (12 and 19 years at VER and LUV, respectively). The time that a practice has been used likely influences soil carbon dynamics. Poepflau and Don « Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis ». have demonstrated that the soil carbon stock significantly changes over time after cover crops were first used. These mechanisms are likely linked to increased soil quality that acts as a positive regulatory feedback mechanism on microbial communities and soil structure, thus increasing soil CO₂ efflux.

Conclusion

Our study demonstrated that conservation practices can enhance soil organic carbon stocks despite an increase in soil carbon efflux. The combined practice of cover cropping and no tillage significantly enhanced the SOC content, as is already known to occur in upper soil layers, specifically in the deepest layers, which is particularly effective for mitigating greenhouse gas emissions. Cover crop practices directly influence soil respiration by enhancing root density, notably in the first soil layer. However, despite this additional carbon flux, the accumulation that occurs in soil through cover crop biomass production enhances soil organic carbon stocks.

However, this conclusion is not confirmed for a high soil organic carbon environment, suggesting that this positive impact on climate change mitigation should be specified for a variety of soil types. In fact, the soil can sequester more or less organic carbon, notably according to available silt and clay. If it reaches its carbon potential, then it can scarcely sequester more organic carbon. Moreover, the time since practices are implemented can also play a major role as well as the history of the land use.

The use of conservation practices compared to conventional practices exerts an important impact on carbon dynamics in maize croplands, especially when soils feature significant carbon sink capacities. The great carbon accumulation capacity of croplands can thus significantly impact CO₂ emission mitigation and climate change.

As croplands are not usually homogeneous in terms of either soil composition or physical structure, a spatial analysis of soil respiration heterogeneity linked with organic matter quality, topography and pedoclimatic variables should be conducted in the future. Additionally, the partitioning of soil respiration into heterotroph and autotroph respiration could facilitate the elucidation of the role of microorganisms and the effect of roots on total soil respiration. Additionally, studies on the entire soil profile rather than on only the 0–40 cm layer as well as on root densities are needed to better understand SOC sequestration in conservation agriculture. A better understanding of how N₂O and CH₄ fluxes act conjointly or not with CO₂ using conservation and conventional practices is also important to consider for mitigating climate change.

Acknowledgements

This study was performed with data obtained in the framework of the BAG'AGES project and financed by the Adour-Garonne Water Agency and the Occitanie region.

The authors acknowledge Météo-France for supplying the data and the HyMeX database teams (ESPRI/IPSL and SEDOO/Midi-Pyrénées Observatory) for their help in accessing the data.

We appreciate the assistance of Nicole Claverie and Phillippe Rabier, who helped and participated in collecting data.

Funding

This research was financially supported by the Occitanie region, University Toulouse III – Paul Sabatier, IUT Paul Sabatier and Grand Auch - Coeur de Gascogne. Observation data were collected at the Southwest Regional Spatial Observatory (OSR SW). OSR SW facilities and staff are funded and supported by the Observatory Midi-Pyrenean, the University Paul Sabatier, Toulouse, France, CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique), CNES (Centre National d'Etude Spatial), INRAE (Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement) and IRD (Institut de Recherche pour le Développement).

Data availability

Soil respiration, temperature and moisture data are available on the CESBIO Environmental Information System (SIE) at https://sie.cesbio.omp.eu/detail_releve.php?id=61 and https://sie.cesbio.omp.eu/detail_releve.php?id=60 for VER site and LUV site, respectively.

Declaration of Competing Interests

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Matériel supplémentaire

Climatic conditions

A set of meteorological variables were continuously monitored in both fields (2018 and 2019) at VER and LUV. Air temperature and humidity were monitored using Vaisala HPM60 probes (Vaisala, Vantaa, FIN), and rainfall was monitored using a Pronamic Rain-O-Matic Professional Rain Gauge (Pronamic, Ringkøbing, DNK). Wind speed was measured with a Thies "FirstClass" anemometer (Thies, Göttingen, DEU), and global radiation was measured with a pyranometer (SP-110, Apogee Instruments, Inc., Logan, USA). A meteorological tower was situated between the two adjacent fields at each site in both years and made measurements every 10 min. Technical difficulties disturbed the monitoring of two variables, rainfall (over May, June and July 2018) and global radiation (from mid-July 2019 until the end of 2019). Missing data were gap-filled with the SAFRAN database at a daily time step (Quintana-Seguí et al., 2008; Vidal et al., 2010). The vapour pressure deficit (VPD) was calculated as described by Murray (1967) from air pressure, temperature and humidity.

During the maize growing season, from mid-March to mid-November, daily global radiation values increased as expected from spring to the beginning of summer and then decreased, with maximal values of 28.4 MJ m⁻² and 29.5 MJ m⁻² at VER in 2018 and LUV in 2019, respectively (Figure S1A-B). The daily mean air temperature varied between 2.8 and 27.2°C and between 4.8 and 29.6°C at VER in 2018 and LUV in 2019, respectively (Figure S1C-D). For both the VER and LUV sites, the air temperature increased from April to August and then decreased gradually until November, as expected for this location. In 2018 at VER, annual mean minimum and maximum air temperatures were close to climatic normals at 7.7°C (+0.1°C) and 18.3°C (+0.7°C), respectively, while at LUV in 2019, they were higher than climatic normals, at 9.4°C (+1.8°C) and 19.2°C (+1.6°C). Daily mean vapour pressure deficit (VPD) dynamics followed the same pattern as that for air temperature. During most of the year, conditions at both sites were wet (VPD lower than 0.5 kPa): 113 on 206 days

and 126 on 218 days at VER and LUV, respectively. Dry days with average VPD exceeding 0.5 kPa occurred in summer when air temperatures were warmer, especially at LUV in 2019.

Precipitation occurred mostly during spring and autumn, except for summer storms (Figure S1E-F). Daily rainfall maximum values were 22 mm and 31 mm at VER in 2018 and LUV in 2019, respectively. For this area, the normal mean rainfall between April and October was 429 mm. Total precipitation though the maize growing season was 205 mm lower and 50 mm higher than values generally observed at VER and LUV, respectively.

Through the growing season, daily mean wind speed values were higher at VER than at LUV (Figure S1G -H). Wind speed varied between 0.1 and 8.6 m s⁻¹ and 0.1 and 5.0 m s⁻¹ at VER in 2018 and LUV in 2019, respectively. Strong wind speed events occurred together with low global radiation and heavy rainfall.

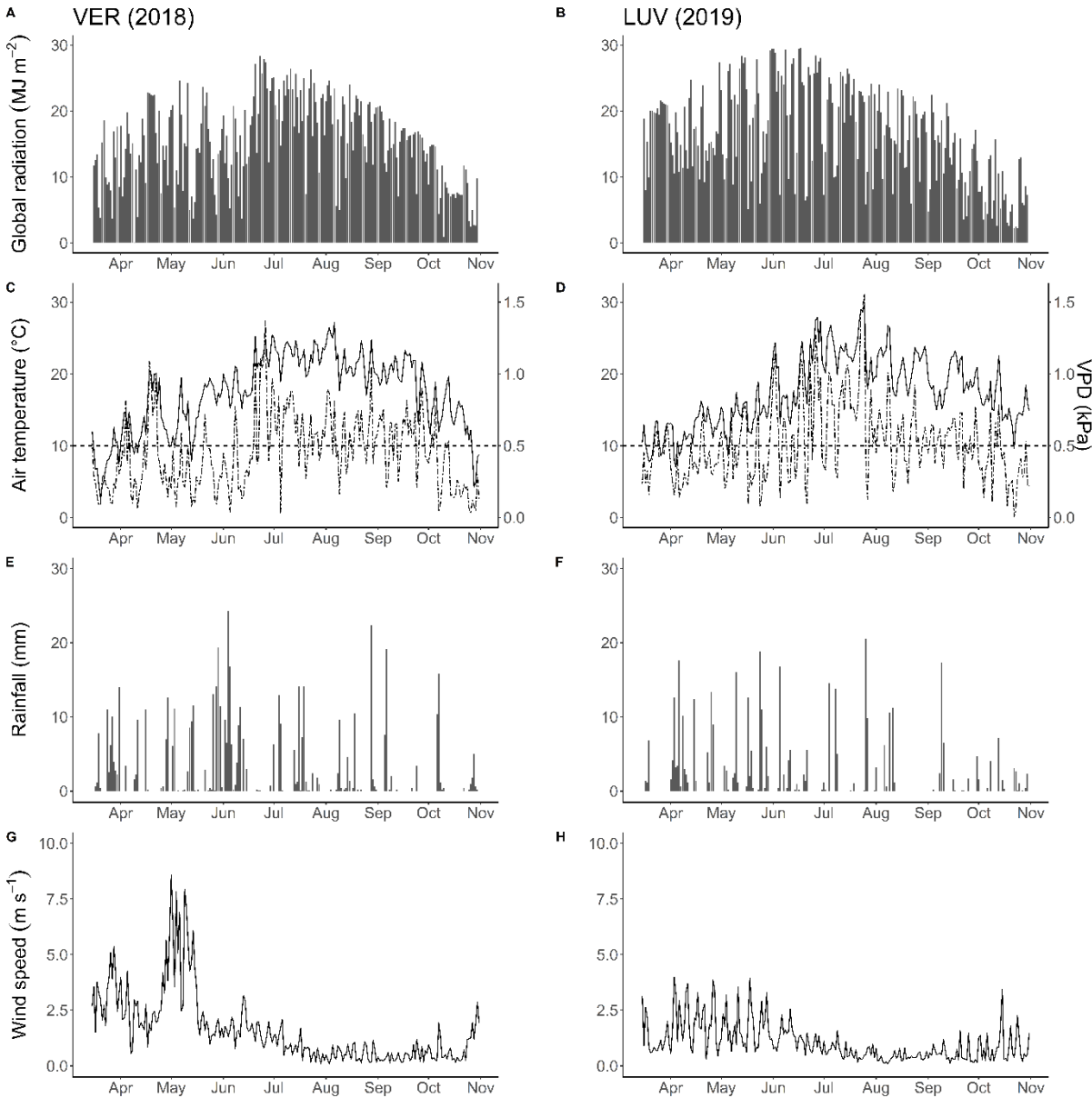


Figure S1: Daily mean meteorological conditions between 15 March and 15 November in 2018 at VER (A, C, E and G) and in 2019 at LUV (B, D, F and H): A and B: global radiation, C and D: air temperature (solid curve) and water vapour pressure deficit (dashed curve) with threshold at 0.5 kPa (dashed line), E and F: precipitation (mm) and G and H: wind speed.

The annual mean air temperature for both sites is 12.6°C, and the mean annual rainfall is 1047 mm and varies between 56 mm in July and 111.7 mm in April (1946–2020 average at the nearest MétéoFrance weather station).

Wind speed exerted a significant and negative impact on soil respiration when maize plants were young and on bare soil (correlation factor $Rho = -0.38$, $*P < 0.05$) but showed a negligible impact after maize growth had started ($Rho = 0.007$, $P = 0.93$). The same result was found in the literature on forest soil respiration, as measured with the same analyser as in this study (Davidson et al., 2002; Le Dantec et al., 1999).

Soil temperature and humidity at LUV site

To measure soil temperature at 20 cm depth (T20), an STP-1 soil temperature probe (PP-Systems, Amesbury, USA) was used beginning in June 2018. The best method for avoiding overestimation with maize crops is to measure between the maize rows, which was the method used in this study.

At LUV, we used also an HH2 soil moisture metre together with a W.E.T. sensor (Delta-T Devices, Cambridge, UK) to measure soil moisture (SWC) and temperature (T5) at 5-cm depth at the same points used for respiration measurements.

At LUV, soil temperatures at 5 cm depth measured immediately after gas flux sampling varied between 13.7°C and 32.5°C and between 12.5°C and 36.1°C in the NT+CC and CT fields, respectively (Fig. S2). At 20 cm depth, they varied between 10.8°C and 25.3°C and between 10.4°C and 25.2°C in the NT+CC and CT fields, respectively. Soil temperature followed the same dynamics at depths of 5 and 20 cm, decreasing from April to May, then increasing until July and finally decreasing until late October. As observed by fixed pedoclimatic stations (data not shown), no significant differences were found for punctual soil temperature during the entire growing season between the two practices.

Conversely, significant differences in soil moisture at 5 cm depth were found between conservation and conventional practices ($*P < 0.05$) at both the seasonal and sampling date scales (Fig. S2). Soil moisture at 5 cm depth varied between 4.1 and 36.4% and between 4.3 and 30.7% for the NT+CC and CT fields, respectively. On average, during the growing season, as observed by the fixed pedoclimatic stations, the punctual mean topsoil moisture was 56% higher in the NT+CC field (24.2%;) than in the CT field (15.5%).

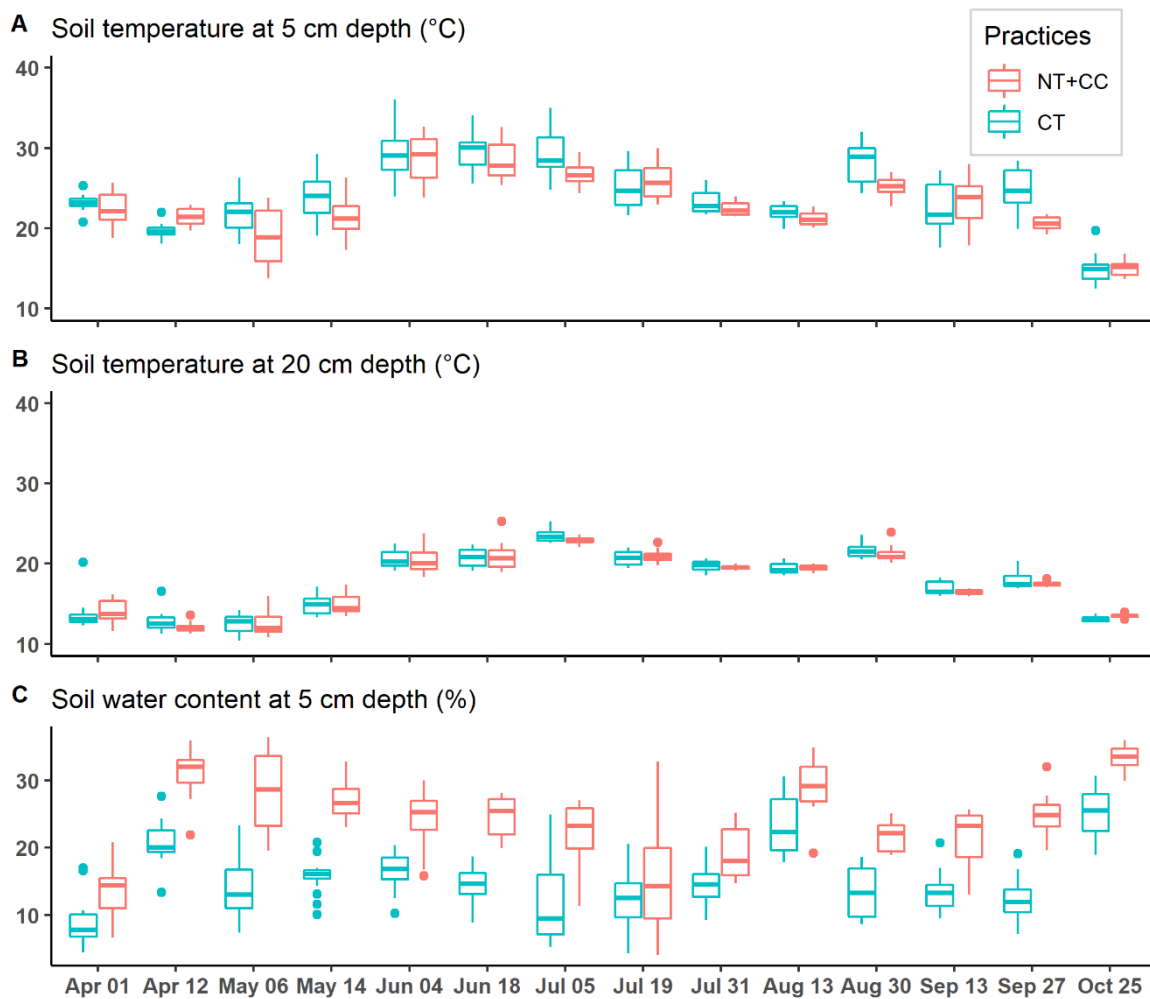


Figure S2: Boxplots of soil temperature at 5 cm (a) and 20 cm (b), and soil moisture 5 cm depth (c) from 1 April to 25 October 2019 at low soil initial carbon content site (LUV). Data were acquired in each field simultaneously with gas flux sampling.

Soil microorganism abundance in relation to practices

Cover crops, no/reduced tillage and the combination of both practices show important positive impacts on soil microorganism communities (Romdhane et al., 2019; Schmidt et al., 2018), usually leading to greater microbial diversity. The positive response of microbial communities to cover cropping is likely due to the increased variety and supply of nutrients. However, the impact of tillage and cover cropping on fungal communities still needs more investigation to show if NT and CC systematically improve microbial diversity, quantities and communities (Higo et al., 2020; Kim et al., 2020; Sanchez et al., 2019).

Regarding microbiology, the objective here was to provide elements related to respiratory activity, in a functional approach, and not in an ecological approach of diversity and/or abundance of species. Thus, with the aim to correlate microbial data with carbon fluxes, we chose to use cell counts of viable and cultivable cells as a proxy rather than the estimation by qPCR of a total biomass, living or not, active or not.

Soil microorganism concentration was estimated in soils with enumeration of colony-forming unit (CFU). Three replicated soil samples were collected from the 0–20 cm layers at the VER and LUV sites,

respectively (Fig. 1). For each sample, 1 g of soil was placed into 1 mL of sterile phosphate buffered saline (PBS) and mixed in a rotary shaker at 4°C for 30 min. Serial tenfold dilutions in PBS were then prepared from the obtained bacterial suspensions, and 100 µL of each dilution was plated in duplicate on three culture media, plate count agar (PCA), PCA supplemented with cycloheximide (an antifungal) and yeast extract glucose chloramphenicol (YGC), to evaluate the total aerobic microflora, the aerobic bacteria and the fungi, respectively. Plates were incubated for 48 hours at ambient temperature before cells were counted.

The enumeration of colony-forming units (CFUs) is made by counting the unit able to develop a colony by multiplication. Each CFU is counted by enumerate colony units formed on plate counting agar after incubation. This enumeration revealed great differences between the microbial communities of each soil (Tab. S1). Greater numbers of CFUs were enumerated for the LUV soils than for the VER site. Systematically more CFUs were enumerated for the NT+CC fields at both sites. Fungi dominate the soil microbial community at the VER site, whereas they are in the minority at the LUV site.

At both sites, there were fewer soil microorganisms (aerobic bacteria and fungi) under the CT practice than under NT+CC practice. The higher soil microbial populations detected under NT+CC practice likely led to higher microbial respiration. Observations in the natural environment have already demonstrated that soil microbial communities are mainly controlled by pH, CEC and SOC, notably at a fine scale (Fierer, 2017; Glassman et al., 2017). In accordance with these assumptions, NT+CC soils contained greater numbers of microorganisms, particularly more fungi at the LUV site, were more acidic and contained more organic C than did CT soils. Cover crops are known to modify the composition of microbial communities but not to systematically alter microbial abundance (Romdhane et al., 2019; Schmidt et al., 2018), yet we found larger microbial communities in NT+CC systems as compared to CT.

Table S1: Microorganism enumeration in colony forming units (CFU g⁻¹ dry soil) for three different types of culture medium: plate count agar (PCA), plate count agar with cycloheximide (PCA + Cyclo) and yeast extract glucose chloramphenicol (YGC) as well as the fungi to bacteria ratio (F:B ratio) for the high (VER) and the low (LUV) initial carbon content sites and for conservation (NT+CC) and conventional (CT) practices.

CFU g ⁻¹	VER		LUV	
	NT+CC	CT	NT+CC	CT
PCA	10 × 10 ⁴	6 × 10 ⁴	2.3 × 10 ⁶	1.7 × 10 ⁶
PCA + Cyclo	3 × 10 ⁴	2 × 10 ⁴	1.7 × 10 ⁶	1.1 × 10 ⁶
YGC	7 × 10 ⁴	5 × 10 ⁴	0.8 × 10 ⁶	0.2 × 10 ⁶
F:B ratio	2.3:1	2.5:1	0.5:1	0.2:1

Impact of biotic and abiotic factors on soil respiration

Considering the data for both NT+CC and CT practices, soil respiration was strongly linked to soil temperature and humidity (Fig. S2). Soil respiration showed an optimal response when the soil temperature reached approximately 20°C at both 5- and 20-cm depths, and the soil moisture at 5 cm depth was approximately 20 m³ m⁻³ for both NT+CC and CT. Similar relationships were observed between soil respiration and soil temperature for NT+CC and CT fields.

Soil respiration was strongly correlated with mean soil temperature at 20 cm depth for both crop management practices, with Pearson correlation coefficients of 0.47 and 0.44 (both *P< 0.05) for NT+CC and CT, respectively (Fig. S2). Under NT+CC, soil respiration was also slightly positively correlated with soil temperature at 5 cm depth (Rho = 0.35). This was not the case for CT

management, where the correlation was weak ($Rho = 0.11$). A slight positive correlation was observed in the CT field between soil respiration and the mean punctual soil water content at 5 cm depth ($Rho = 0.18$) but not in the NT+CC field ($Rho = -0.09$). The relationships between soil respiration and soil moisture were different for the two crop management practices. Most soil moisture values were in the 20 – 40% range for NT+CC, while they were in the 0 – 20% range for CT.

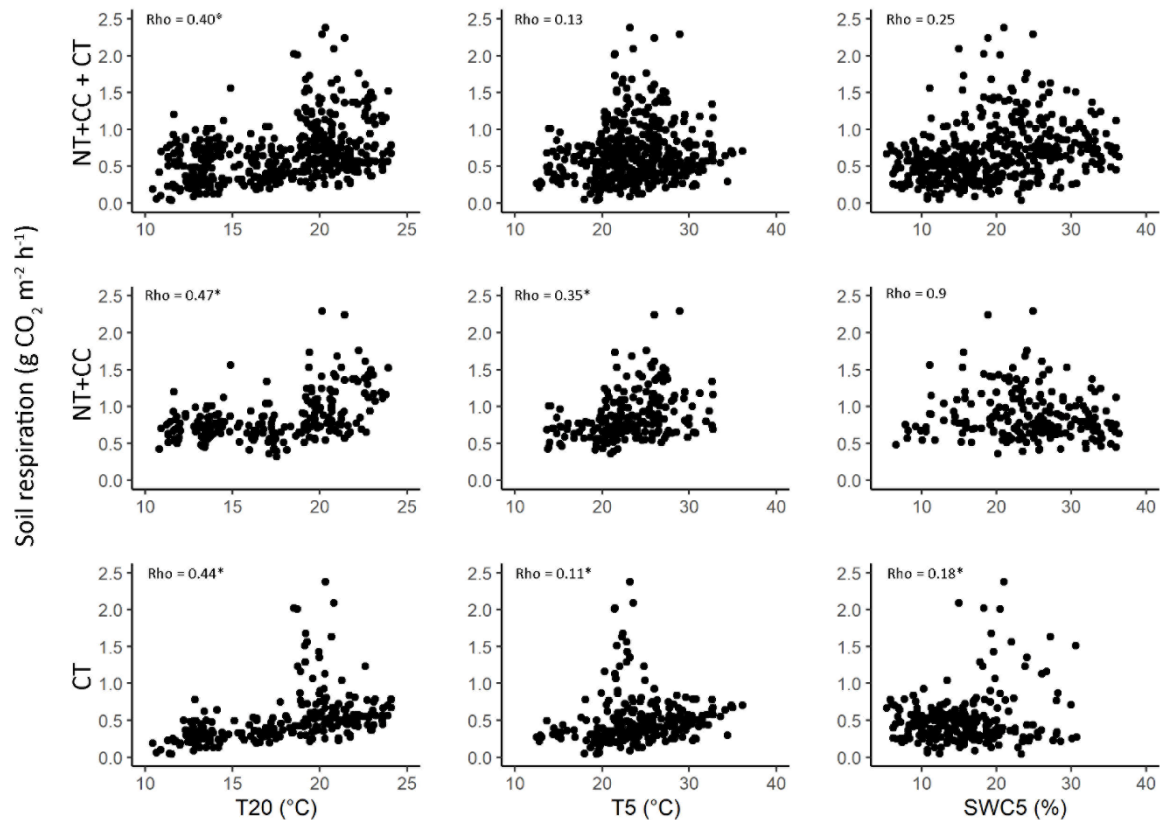


Figure S3: Relationships at LUV site (2019) between soil respiration and soil temperature at 20 cm (T20) and at 5 cm (T5) and soil moisture at 5 cm (SWC5). Pearson's correlation coefficients (Rho) are given for each relationship as well as if the relation is significant (*) or not.

At the LUV for the CT field, the primary drivers of soil respiration were soil temperature and water content, while for NT+CC, it was only soil temperature at the seasonal scale. The latter practice led to higher soil moisture due to the presence of crop residues on the soil surface that reduced soil evaporation and increased infiltration (Lampurlanés et al., 2016). A strong and positive relationship between soil respiration and temperature has been demonstrated many times across the literature for various types of plant cover and ecosystems (Bouma et al., 1997; Bronson et al., 2008; Imer et al., 2013; Tang et al., 2020), including maize crops (Buragienė et al., 2019; Franco-Luesma et al., 2020; Hu et al., 2015). Bogužas et al. (2018) observed that under no-tillage, temperature was lower and moisture was higher than in conventional tillage systems, especially during dry years. This result is consistent with our observations at the LUV site, where soil respirations were not limited by moisture for NT+CC, while they were at CT.

Soil respiration averaged across the entire season was approximately 5% higher in NT+CC than in CT for the VER site ($0.57 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ and $0.54 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ for NT+CC and CT, respectively), whereas the same difference was approximately 100% for the LUV site ($0.85 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ and $0.43 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ for NT+CC and CT, respectively). This difference was not reflected in the microbial counts, where on average 66% and 37% more microorganisms were counted in the NT+CC fields for the VER and

LUV sites, respectively. This suggests that heterotrophic respiration is not only determined by the composition and size of the microbial community but also significantly influenced by the bioavailability of SOM in soils. The bioavailability of SOM is governed by soil porosity, aggregation, drought, SOM quality and soil properties (Marschner and Kalbitz, 2003). At the VER site in 2018, there was no drought, except on the last two dates of measurements, but this cannot be considered the only factor influencing low respiration at the seasonal scale. Soil pH was not considered a limiting factor for soil respiration but was related to fungal dominance within microbial communities. Thus, soil heterotrophic respiration at the VER site was likely limited by soil porosity, aggregation and humidity for a specific period.

For both the VER and LUV sites, changes in soil respiration throughout the season followed changes in soil temperature and root growth dynamics. Because soil temperature was similar in the NT+CC and CT fields, differences in soil respiration between the two management practices at the LUV site likely resulted from differences in soil moisture as well as from differences in microbial populations, possibly in addition to the influence of SOC content.

2.1.3 Conclusions de l'article en français

Notre étude met en lumière que les pratiques agroécologiques peuvent améliorer les stocks de carbone organique du sol malgré une augmentation des flux de carbone provenant du sol. Nous avons démontré que l'utilisation de couverts intermédiaires et le non-travail du sol ont un effet combiné important sur la dynamique du carbone dans les terres cultivées de maïs, en particulier lorsque les sols présentent des capacités de puits de carbone importantes. La grande capacité d'accumulation de carbone des terres cultivées peut donc avoir un impact significatif sur l'atténuation des émissions de CO₂ et le changement climatique.

Cette étude a montré que la respiration du sol est fortement corrélée à la température et l'humidité du sol, comme cela a été démontré dans la littérature. Nos résultats soutiennent l'hypothèse selon laquelle la respiration du sol est limitée par l'humidité du sol dans le cadre d'une gestion conventionnelle. Néanmoins, une analyse plus approfondie de l'impact de la synergie des pratiques agroécologiques sur d'autres GES (par exemple, N₂O et CH₄) en plus du CO₂ reste à faire.

Comme les terres cultivées ne sont généralement pas homogènes en ce qui concerne la composition du sol ou la structure physique, l'analyse spatiale de l'hétérogénéité de la respiration du sol liée à la qualité de la matière organique, à la topographie et aux variables pédoclimatiques doit être approfondie (voir section 2.4). De plus, la répartition de la respiration du sol entre composante hétérotrophe et autotrophe pourrait faciliter l'élucidation du rôle des microorganismes et de l'effet des racines sur la respiration totale du sol. Une meilleure compréhension de la respiration du sol permettra d'améliorer la gestion de ces émissions de carbone du sol vers l'atmosphère et des stocks de carbone organique du sol et pourrait contribuer à atténuer le changement climatique.

2.2 Stabilité du carbone des sols d'Estampes et Lalouquette

2.2.1 Méthode de mesure de la stabilité du carbone des sols

Des mesures du carbone total de chaque parcelle ont été réalisées au cours du projet BAG'AGES et ont permis d'estimer les quantités relatives de carbone entre les différentes parcelles et sites

étudiés. Cette mesure est une mesure du carbone total, qui est généralement obtenue par carbonisation d'échantillons de sol, aussi appelé méthode de perte au feu, où l'on compare la masse d'un échantillon avant et après passage à une température de 500°C. Cette méthode ne permet malheureusement pas de distinguer les différents types de carbone contenus dans les échantillons. Une hypothèse permettant d'expliquer en partie les différences de flux observées sur les parcelles AE et Conv est que les stocks de carbone des parcelles AE sont majoritairement constitués de carbone rapidement assimilable par les microorganismes issus de la dégradation de la matière organique, notamment des couverts intermédiaires. Une plus grande quantité de carbone organique permettrait ainsi d'expliquer en partie les flux plus importants en AE pour le site LUV.

Concernant le site de VER, cette hypothèse est également recevable une fois remise dans le contexte de la pédogénèse des Veracrisols. Les Veracrisols sont des sols riches en matière organique issue de l'accumulation d'une végétation acidophile (landes à jonc), dont l'accumulation sur le profil de sol a été facilitée par la bioturbation des vers de terres Penalver et Longueval, « Etudes pédologiques de reconnaissance au 1/ 50 000. Grand ensemble des Baïses, du Gers, de la Save. ». Le nom Veracrisol désigne ces caractéristiques, reprenant le terme « ver » pour indiquer l'action fondamentale des vers de terres, ainsi que le terme « acri » utilisé par la FAO pour désigner un milieu acide. La matière organique accumulée dans ces sols en grande quantité est probablement plus stable que la matière organique labile libérée par l'accumulation de biomasse des couverts intermédiaires dans le sol. Couplé à l'hypothèse de saturation du sol en carbone Chen et al., « Soil Carbon Stocks under Different Land Uses and the Applicability of the Soil Carbon Saturation Concept », nous pourrions expliquer les faibles flux observés sur le site VER, mais également le fait qu'ils soient semblables entre les deux parcelles. Si les stocks de carbone du sol sont constitués de carbone stable, ils ne sont pas facilement dégradés et ne participent que très peu dans les flux de respiration du sol. La respiration hétérotrophe du sol est potentiellement nulle. Le flux de respiration du sol mesuré se rapproche alors de la valeur de la respiration autotrophe seule et la différence entre AE et Conv de maïs, issus de la même variété est donc faible, voire nulle.

La respiration du sol mesurée sur le site LUV était plus importante pour AE que pour Conv. La respiration du sol est directement corrélée à la température pour AE et à la température et l'humidité du sol pour Conv. Cependant, la parcelle Conv contient moins d'eau qu'AE principalement car la parcelle AE porte une couche de mulch, favorisant la conservation de l'eau Chalise et al., « Cover Crops and Returning Residue Impact on Soil Organic Carbon, Bulk Density, Penetration Resistance, Water Retention, Infiltration, and Soybean Yield ». Le mulch permet d'améliorer la préservation de l'eau du sol et de contrôler les variations de température Pramanik et al., « Effect of Mulch on Soil Thermal Regimes - A Review ». La parcelle AE contient également plus de carbone que la parcelle Conv dans les premiers horizons de sol, ce qui en améliore la capacité de rétention d'eau Rawls et al., « Effect of Soil Organic Carbon on Soil Water Retention ». La respiration du sol mesurée sur la parcelle Conv est donc limitée par l'humidité du sol et la quantité de carbone organique. Cependant, même si la parcelle AE contient plus de carbone, nous ne pouvons pas affirmer quelle part du carbone total du sol prend part à la respiration observée. C'est pourquoi nous avons cherché à identifier la part de carbone stable de ce dernier.

Pour le site VER, les flux étaient semblables entre les deux parcelles et relativement faibles comparés à ceux mesurés sur le site LUV. Les humidités et températures des sols mesurées par sondes fixes RS485 Modbus (Sentek, Stepney, Australia) montrent des différences significatives, même si les valeurs sont proches (Tab. 2 5) entre les deux parcelles pour la température à 5 et 20 cm de profondeur (Fig. 2 9a et b) et pour l'humidité à 5 cm (Fig. 2 9c). Cependant, on remarque que les

variations journalières sont atténuées sur la parcelle AE, ce qui transparait dans le calcul de la moyenne et de l'écart type des valeurs sur l'ensemble de la saison (Tab. 2 5).

Tableau 2-2 : Températures et humidités moyennes pour les parcelles du site VER pour la saison culturale (du 15 mars au 15 novembre 2018)

	AE	Conv
Température moyenne à 5 cm (°C)	17.61 ± 5.01	18.13 ± 5.28
Température moyenne à 20 cm (°C)	17.14 ± 4.58	17.75 ± 4.64
Humidité moyenne à 5 cm (%)	24.08 ± 11.57	26.30 ± 9.27

A l'échelle de la saison, les différences entre les températures et humidités du sol n'entraînant pas de différence significative des flux et les conditions climatiques étant identiques pour un même site, les conditions pédologiques pourraient permettre d'expliquer plus en profondeur le peu de différences de respiration observées entre AE et Conv pour le site VER. Le carbone organique du sol est parfois classé en fonction de sa labilité et de la place qu'il occupe dans le cycle du carbone. Certains modèles distinguent les stocks de carbone du sol en 3 pools : actif, lent et passif (CENTURY, RothC, etc). D'autres représentations différencient simplement le carbone en carbone actif (ou labile) et stable Haynes, « Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils ». C'est notamment le cas du modèle AMG Andriulo, Mary, et Guerif, « Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas »..

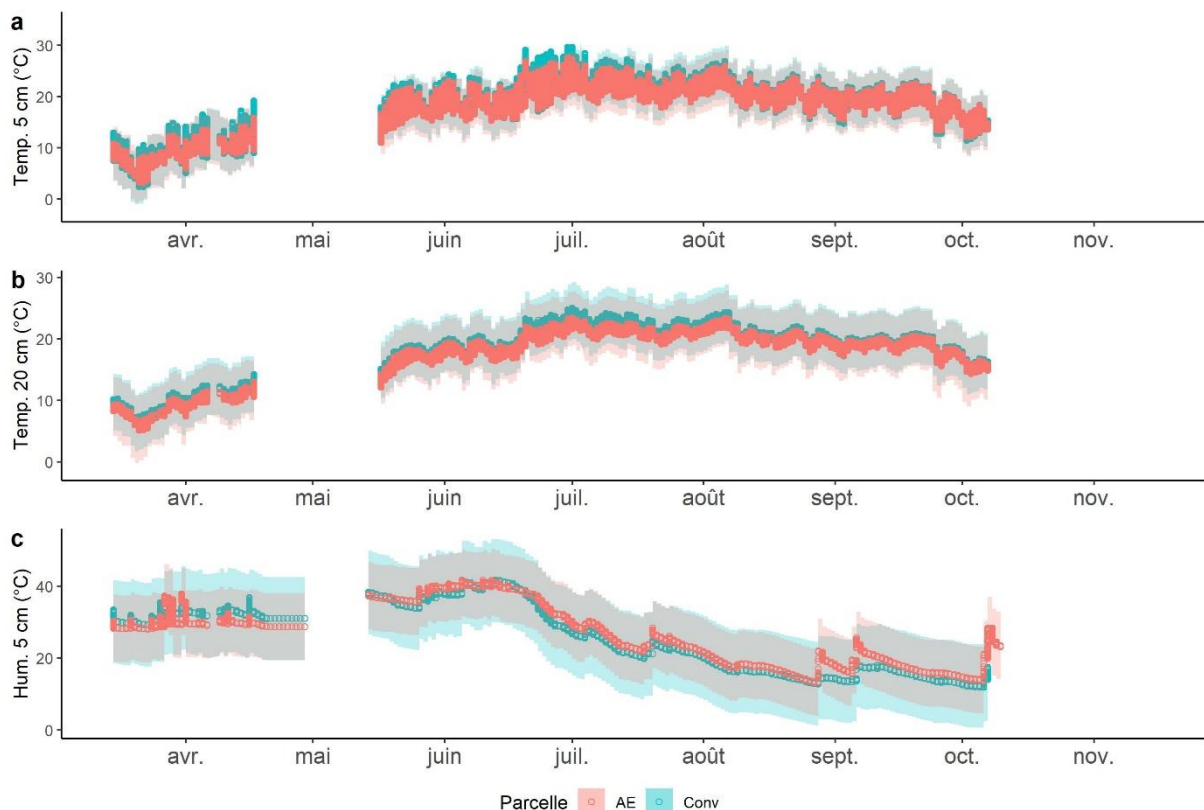


Figure 2-2 : Température du sol à 5 et 20 cm de profondeur (a et b) et humidité du sol à 5 cm de profondeur (c), avec écart-type standard, mesurées par sondes à température et humidité pour le site VER.

2.2.2 La méthode RockEval

Afin de connaître la part de carbone stable dans les sols des parcelles AE et Conv des sites LUV et VER, nous avons choisi d'utiliser la méthode Rock-Eval 6 Lafargue, Marquis, et Pillot, « Rock-Eval 6 Applications in Hydrocarbon Exploration, Production, and Soil Contamination Studies ». La méthode Rock-Eval, initialement utilisée afin d'analyser les contenus en carbone et hydrocarbures des roches issues d'extractions minières, a été adaptée à des analyses de stabilité du carbone. Cette méthode qui utilise un four couplé à un analyseur de gaz à infrarouge a notamment montré sa fiabilité d'utilisation dans la détermination de la concentration en matière organique labile du sol Soucémariadin et al., « Is Rock-Eval 6 Thermal Analysis a Good Indicator of Soil Organic Carbon Lability? ». Afin d'estimer la stabilité du carbone du sol des sites VER et LUV, un ensemble d'échantillons de sol ont été prélevés sur chaque parcelle sur un transect de chacune des modalités AE et Conv de mesures de respiration du sol (Fig. 2-11). Ces échantillons ont été prélevés sur l'horizon 0 – 15 cm à l'aide d'une tarière racinaire avant d'être séchés à l'air libre, tamisé à 1 mm et broyé au mortier avant d'être transmis au laboratoire ISTeP – Institut des Sciences de la Terre de Paris (UMR 7193) pour analyse.

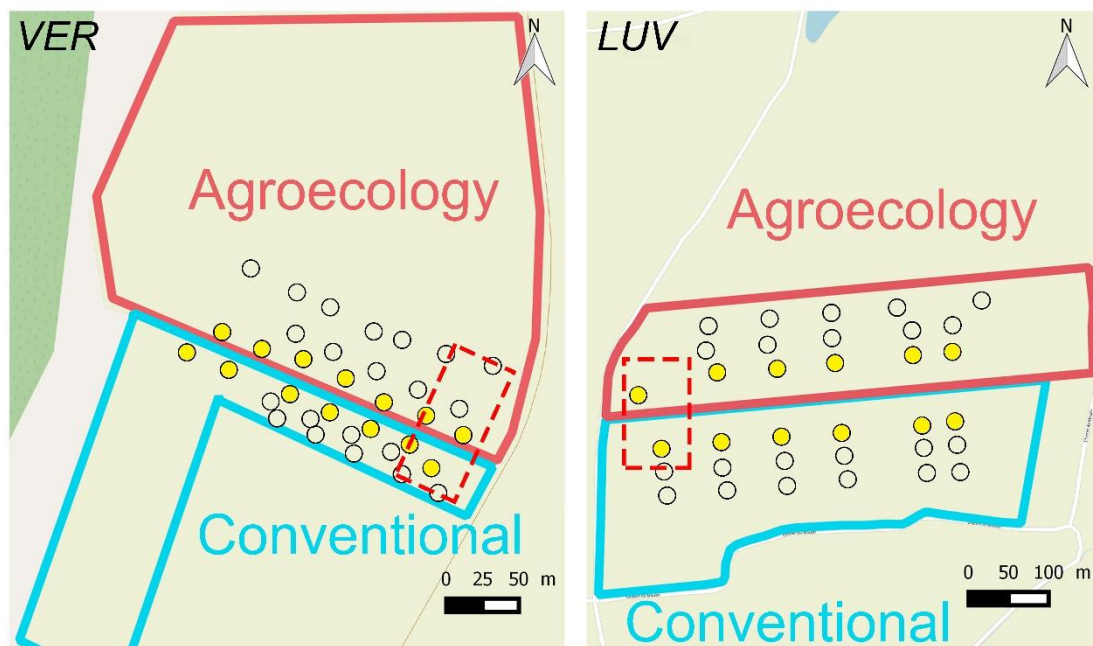


Figure 2-3 : Carte des points de prélèvements d'échantillons de sol pour l'analyse RockEval (en jaune) par rapport aux points de mesure de la respiration du sol (cercles noirs). Les échantillons analysés dans le cadre du projet BAG'AGES ont été prélevés dans les zones en pointillés rouge.

2.2.3 Résultats

Pour la parcelle VER, la quantité de carbone mesurée par la méthode Rock-Eval 6 est différente des quantités récupérées par perte au feu dans le cadre du projet BAG'AGES. Notre estimation initiale des stocks de carbone sur l'horizon 0 – 10 cm était de 30.78 et 28.19 t ha⁻¹ pour les parcelles AE et Conv (Tab. 2-1), respectivement, contre 32.84 et 25.26 t ha⁻¹ en moyenne sur l'horizon 0 – 15 cm par

Rock-Eval 6 (Fig. 2-12). La légère différence observée entre les deux mesures est probablement due à la différence d'horizons analysés, 0 – 10 cm contre 0 – 15 cm. Les valeurs mesurées par les deux méthodes restent dans l'ordre de grandeur des attendus pour ces horizons. Cependant, la mesure de la quantité de carbone moyenne dans les sols par Rock-Eval 6 mène à des résultats plus contrastés entre les deux parcelles qu'avec les précédents résultats. Les mesures réalisées dans le cadre du projet BAG 'AGES et celles mesurées pour l'analyse Rock-Eval sont séparées de 5 ans (2016 pour les prélèvements BAG'AGES et 2021 pour les prélèvements Rock-Eval). L'écart supplémentaire entre les deux parcelles observé dans nos analyses peut également être dû à la perte de carbone des sols de la parcelle Conv et à l'accumulation dans la parcelle AE en lien avec les pratiques agricoles. Cette observation va dans le sens de notre hypothèse (Fig. S2-8) selon laquelle les stocks observés en 2016 sont dans une dynamique de perte pour Conv et d'accumulation pour AE, en lien avec l'histoire des parcelles, alors que nous n'observons pas de différence significative dans nos mesures réalisées en 2016. Ainsi, il est raisonnable de penser que les stocks de carbone de la parcelle Conv du site LUV vont continuer de réduire alors que les stocks de la parcelle AE vont augmenter.

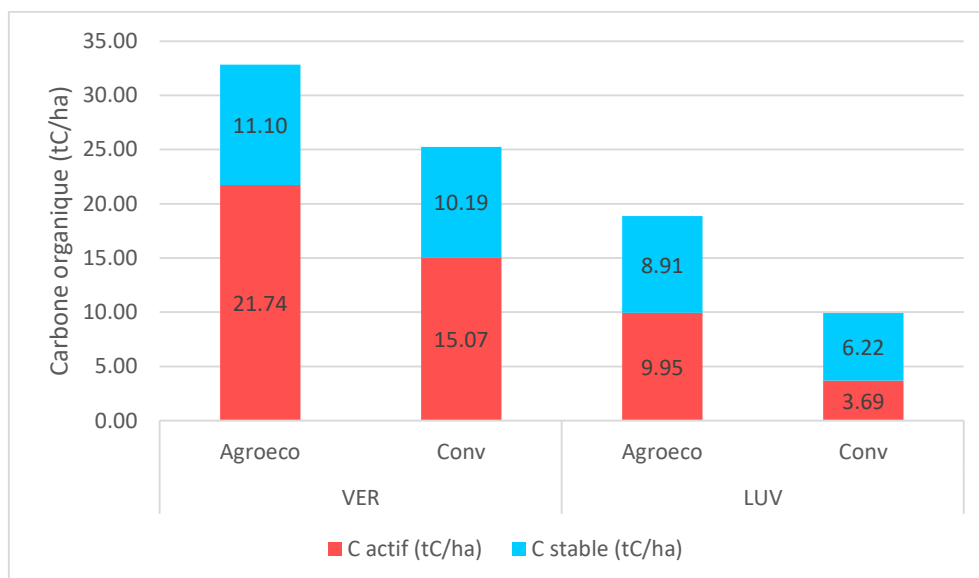


Figure 2-4 : Concentration en carbone total, actif et stable des sols des parcelles AE et Conv des sites VER et LUV. Pour chaque site, le carbone organique stable et actif issus des analyses Rock-Eval 6 est représenté pour chaque parcelle sur l'horizon 0 - 15 cm.

La figure 2-12 permet également de voir que sur l'ensemble des mesures réalisées avec la méthode Rock-Eval 6, seule la parcelle Conv du site LUV contient plus de carbone stable que de carbone actif. Cette caractéristique est certainement due à une perte progressive du carbone actif au cours du temps en lien avec les pratiques de labour notamment. Pour la parcelle AE du site LUV, cette perte a probablement été compensée ou récupérée grâce au changement de pratique effectué plus de 21 ans en amont.

La méthode Rock-Eval 6 permettant d'atteindre des températures plus importantes lors du traitement des échantillons (jusqu'à 650°C pour Rock-Eval 6 contre généralement 500°C en perte au feu), menant à extraire la totalité du carbone contenu dans l'échantillon, ce qui peut mener à des différences de minéralisation du carbone. Il est également important de noter les écart-types plus importants pour les mesures de Rock-Eval 6. Le sol est un milieu très hétérogène et les points de

prélèvement différents entre les deux méthodes, ce qui peut participer à expliquer la disparité des observations entre les données issues de perte au feu et Rock-Eval 6. En comparant les points en commun situés dans la même zone de prélèvement entre les deux analyses (1 point pour RE6, 2 pour perte au feu), les valeurs apparaissent proches entre les deux analyses (Tab. 2-7). Les valeurs observées par Rock-Eval restent dans l'intervalle des valeurs relevées par perte au feu, à l'exception des mesures faite sur la parcelle Conv de LUV, qui se situe légèrement en dessous des valeurs minimales comprises par l'analyse de 2016. Cela est probablement dû à l'hétérogénéité de la répartition des composés organiques dans le sol.

Tableau 2-3 : Comparaison entre les points de prélèvements en commun des analyses de carbone du sol entre 2016 et 2021.

	SOC (t ha ⁻¹)	
	Agroeco	Conv
<i>VER</i>		
BAG'AGES	30.4 ± 0.9	28.19 ± 3.6
Rock-Eval	31.70	26.24
<i>LUV</i>		
BAG'AGES	18.63 ± 2.94	12.18 ± 2.78
Rock-Eval	17.36	9.1

L'estimation du pourcentage de carbone stable dans les sols agricoles est généralement comprise autour de 60 % (65 % pour Clivot et al. (2019) et Saffih-Hdadi and Mary (2008), 58 % pour Garnier et al. (2022) et 53 % pour le modèle CENTURY Parton, « The CENTURY Model ».). On retrouve cette valeur pour la parcelle Conv du site LUV (Tab. 2-8). Cette parcelle se rapproche le plus de la parcelle agricole classique en France, étant sous itinéraire conventionnel et sur un sol de type relativement commun.

Tableau 2-4 : Pourcentage des stocks de carbone actif et stables mesurés par analyse Rock-Eval pour chaque parcelle des sites VER et LUV

	C actif (%)	C stable (%)
<i>VER</i>		
AE	66 ± 0.06	34 ± 0.06
Conv	60 ± 0.12	40 ± 0.12
<i>LUV</i>		
AE	53 ± 0.1	47 ± 0.12
Conv	38 ± 0.0	62 ± 0.0

La différence entre la parcelle AE et Conv du site LUV est principalement due aux différences dans les pratiques culturales, mais cela ne se vérifie pas pour les parcelles du site VER dont les pratiques sont également différentes. Concernant le site VER, l'écart entre les valeurs de références du pourcentage de carbone stable, autour de 60%, et les valeurs mesurées, de l'ordre de 35 %, peut s'expliquer à travers la nature du sol. Les Vêracrisols sont des sols fortement chargés en matière organique, issue de l'accumulation de biomasse acidophile dans les sols (lande à ajoncs) Arrouays et al., « Sols de "tuyas" issus d'alluvions anciennes de gaves pyrénéens: Veracrisols. ». Cette biomasse acide, difficilement minéralisable, a vraisemblablement mené à une stabilisation lente de la matière organique dans ces sols. Il convient cependant de préciser que même si les pourcentages de carbone actif sont supérieurs pour le site VER, la quantité finale de carbone passif reste supérieure pour ce site comparé au carbone stable du site LUV.

Pour les deux parcelles du site VER, le stock de carbone total est majoritairement réparti dans le stock de carbone actif. La répartition entre le carbone actif et passif est similaire entre les parcelles AE et Conv du site VER, avec en moyenne 34 % de carbone stable et 66% de carbone actif en AE, contre 40 % de carbone stable et 60 % de carbone actif en Conv. Cette ressemblance pourrait expliquer la dynamique de respiration du sol similaire observée. Ce résultat va à contre sens de notre hypothèse selon laquelle la respiration du sol pour les parcelles du site VER était relativement faible du fait d'une possible grande fraction de carbone stable dans le sol, même si les quantités finale de carbone passif sont plus importante dans les sols des parcelles VER que LUV.

Il est également possible que le carbone soit plus stable que ne le laissent penser les résultats de l'analyse Rock-Eval. L'analyse Rock-Eval6 est calibrée pour un échantillon large de sols, mais ne prends pas encore en compte certains sols particuliers Cécillon et al., « A Model Based on Rock-Eval Thermal Analysis to Quantify the Size of the Centennially Persistent Organic Carbon Pool in Temperate Soils ». Le sol sur site VER, un Veracrisol, représente un type peu commun de sol représentant peut-être une limite à l'analyse Rock-Eval6 pour l'instant. Cette analyse reposant essentiellement sur la stabilité thermique des stocks de carbone, l'étude plus approfondie du lien entre la stabilité des stocks et leur sensibilité thermique a besoin d'être éclaircie car il se peut que de fortes disparités existent entre les différents types de sols et les conditions pédoclimatiques Leifeld et von Lützow, « Chemical and Microbial Activation Energies of Soil Organic Matter Decomposition »; Li et al., « Thermal Stability of Soil Organic Carbon Subjected to Water Erosion as a Function of Edaphic Factors »; Nie et al., « Thermal Stability of Organic Carbon in Soil Aggregates as Affected by Soil Erosion and Deposition »..

La disponibilité du carbone du sol n'est pas la seule contrainte sur l'activité microbienne des sols menant à la respiration hétérotrophe. La respiration du sol est conditionnée par la température et l'humidité du sol, qui ne sont pas limitantes dans le cas des parcelles du site LUV, mais est également affectée par le pH, la disponibilité en nutriments et en oxygène. Afin d'être mobilisable par les microorganismes, ces derniers doivent être dans de bonnes conditions de température, humidité, concentration en nutriments, pH et oxygène. Les températures et humidités moyennes relevées entre les deux sites sont comprises dans des gammes de valeurs semblables, mais leurs dynamiques sont différentes. Cependant, il ne semble pas que les températures et humidités du sol soient limitantes, les valeurs extrêmes observées pour les deux sites étant semblables.

Pour les deux sites, les valeurs de température minimale et maximale sont semblables. Cependant, la dynamique saisonnière diffère entre les deux sites. Cela est notamment dû aux épisodes caniculaires observés lors de l'été 2019 dans le sud-ouest de la France, menant à des variations des températures moyennes journalières plus importantes pour le site LUV en 2019. Pour chaque horizon de chaque site, aucune différence significative n'est observée (P-value < 0.05 ***).

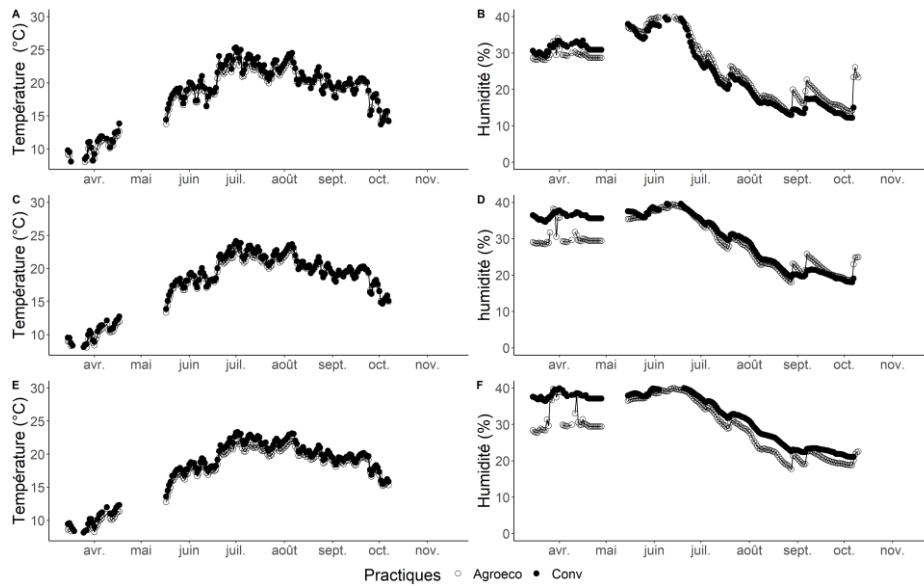


Figure 2-5: Température et humidité du sol à 5 (A, B), 15 (C,D) et 25 (E,F) cm de profondeur pour les deux parcelles du site VER (2018).

La dynamique de l'humidité des sols entre les deux sites est très dissimilaire. Pour le site VER, le maïs est cultivé sans irrigation. Au cours de la saison, les réserves en eau du sol diminuent, rechargées par les épisodes de pluies. Pour le site LUV, l'humidité du sol varie plus fortement au cours de la saison. Sur ce site, le maïs reçoit une irrigation, ce qui explique la grande variabilité journalière de l'humidité mesurée par les sondes capacitatives.

On note que l'humidité minimale pour chaque couche montre peu de différence entre les différents sites. Ce résultat suppose que l'accessibilité des microorganismes au substrat décomposable n'est pas limitée par un stress thermique ou hydrique et donc possiblement à un manque en disponibilité des nutriments, oxygène ou en lien avec la texture du sol.

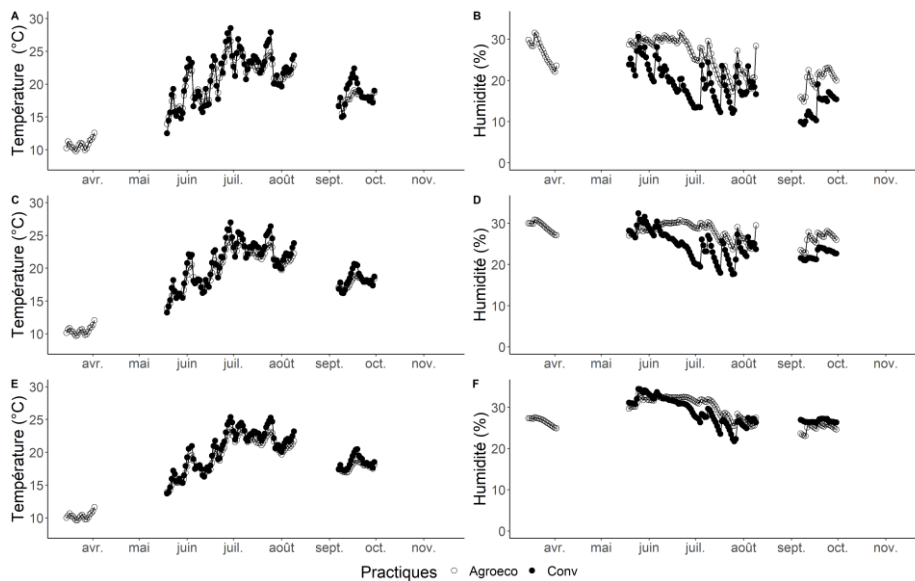


Figure 2-6 : Température et humidité du sol à 5 (A, B), 15 (C,D) et 25 (E,F) cm de profondeur pour les deux parcelles du site LUV (2019).

Concernant les nutriments, nous pouvons noter que les sols des parcelles du site VER sont plus riches que les sols des parcelles du site LUV (Tab. 2 8). Ainsi, il semble logique de supposer que la disponibilité en nutriments ne limite pas l'activité des microorganismes décomposeurs pour le site VER.

Tableau 2-5 : Principaux nutriments mesurés en moyenne pour les parcelles AE et Conv des sites VER et LUV.

	Azote (méthode Kjeldhal) (mg kg ⁻¹)		Acide phosphorique (méthode Olsen) (mg kg ⁻¹)		Potasse (K ₂ O) (mg kg ⁻¹)		Magnésie (MgO) (mg kg ⁻¹)	
	AE	Conv	AE	Conv	AE	Conv	AE	Conv
VER	1773.1 ± 97.4	1491.3 ± 63.1	58.6 ± 12	92.8 ± 16.7	218.1 ± 55.9	186.7 ± 42.4	161.4 ± 41.8	103.0 ± 25.5
LUV	1463.7 ± 439.5	853.7 ± 213.6	7.5 ± 4.7	33.3 ± 19.7	99.5 ± 67.5	40.3 ± 71.8	71.7 ± 77.1	8.2 ± 4.4

Les valeurs de pH mesurées pour les différentes parcelles sont dans les mêmes gammes de valeurs pour les parcelles AE et Conv (Tab. 2 1). Les valeurs mesurées pour les parcelles du site VER sont cependant légèrement plus acides. Ces valeurs peuvent indiquer que des communautés microbiennes différentes peuplent les sols des sites VER et LUV, le pH étant parmi les variables environnementales les plus importantes influant sur la constitution et les fonctions des communautés microbiennes Wakelin et al., « Habitat Selective Factors Influencing the Structural Composition and Functional Capacity of Microbial Communities in Agricultural Soils »; Wang et al., « Soil pH Is the Primary Factor Driving the Distribution and Function of Microorganisms in Farmland Soils in Northeastern China »..

Les mesures de concentration du sol en dioxygène (Fig. 2-15) montrent qu'il existe une différence significative entre les parcelles AE et Conv des deux sites ($P < 0.05^{***}$). Les concentrations des parcelles Conv pour les sites VER et LUV atteignent les valeurs les plus faibles lorsque la culture se développe. Ces chutes de valeurs se retrouvent tout le long de la saison culturale pour le site VER, notamment en lien avec les dates d'irrigation et les fortes pluies. Les valeurs moyennes relevées sur la saison pour les parcelles du site VER sont très semblables (entre 14.16 et 16.84 % pour les mesures à 30 cm sur la parcelle Conv et à 20 cm sur AE, respectivement). Pour le site LUV, on note des valeurs moyennes inférieures pour la parcelle Conv, notamment dû au fait des plus grandes variations sur la saison. Ces valeurs moyennes varient entre 16.61 et 12.75 % pour les mesures à 10 cm de profondeur en AE et 20 cm en Conv, respectivement. Ainsi, si la concentration en dioxygène dans ces concentrations était limitante pour les processus de dégradation de la matière organique, elle le serait d'autant plus pour les parcelles du site LUV que pour le site VER qui montre des valeurs plus importantes et stables au cours de la saison. Cela n'étant pas observé, nous pouvons supposer que cette composante n'est pas limitante pour les processus biologiques du sol.

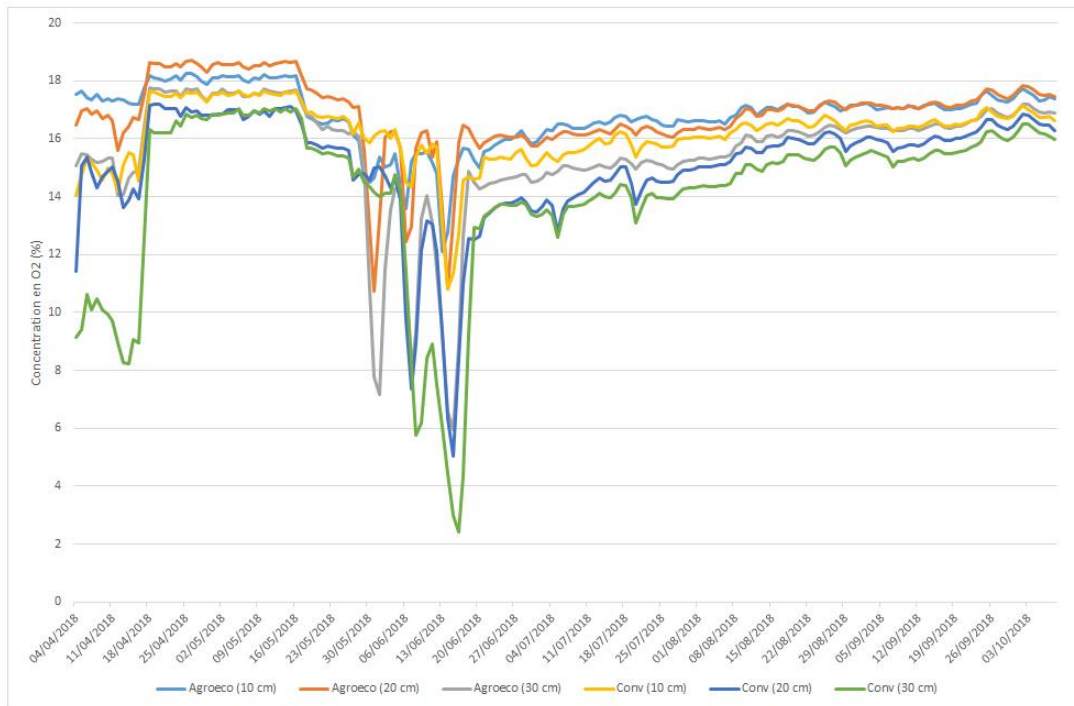
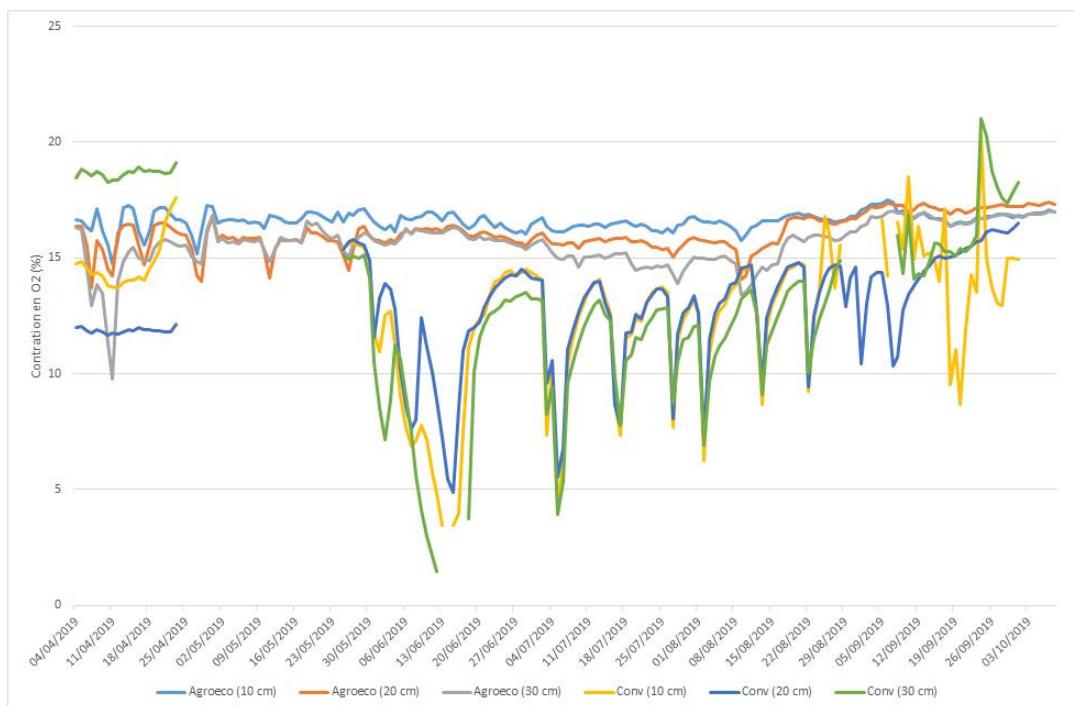
A**B**

Figure 2-7 : Concentrations en dioxygène des parcelles AE et Corv pour les sites VER (A) et LUV (B) à 10, 20 et 30 cm du 4 avril au 8 octobre 2018 pour le site VER et du 4 avril au 8 octobre 2019 pour le site LUV

L'analyse de l'ensemble de ces facteurs semble montrer que les conditions d'accès des microorganismes aux substrats carbonés sont principalement limitées par la structure du sol ainsi que la disponibilité en dioxygène pour le site VER. L'accessibilité des microorganismes à leur substrat peut encore dépendre d'autres paramètres en fonction des auteurs Nunan, Schmidt, et Raynaud,

« The Ecology of Heterogeneity », mais ces paramètres sont plus difficilement mesurable en condition de terrain (porosité du sol, surface spécifique, etc.).

Un autre facteur pouvant expliquer en partie la décomposition des stocks de carbone plus faible sur le site VER que LUV est le rapport C/N. La valeur du rapport C/N est en effet plus important sur le site VER que pour le site LUV (11.8 pour les parcelles AE et Conv du site VER, 8.9 et 9.2 pour les parcelles AE et Conv du site LUV, respectivement) pouvant diminuer le taux de décomposition du carbone du sol, le taux maximal de décomposition étant atteint lorsque le C/N vaut 10 Xu et al., « Soil Properties Control Decomposition of Soil Organic Carbon »..

Concernant le site LUV, on retrouve des valeurs proches des celles mesurées dans le cadre du projet BAG'AGES. Le carbone est majoritairement sous forme active dans la parcelle AE ce qui confirme notre hypothèse selon laquelle les pratiques agroécologiques combinées peuvent augmenter le stock de carbone actif par l'augmentation de la production primaire brute sur la parcelle. La majorité du stock de carbone étant actif pour la parcelle AE, cela peut expliquer la différence de respiration du sol, plus importante en AE qu'en Conv, puisque ce carbone est plus facilement mobilisable pour les processus biologiques. La parcelle Conv du site LUV présente des stocks de carbone majoritairement stables, ce qui correspond à l'idée que la respiration mesurée par cette parcelle est liée en partie à son stock de carbone plus faible, mais également à son carbone particulièrement stable.

2.2.4 Conclusions

La stabilité du carbone joue un rôle fondamental dans la compréhension des flux et stocks de carbone du sol. Les pratiques agroécologiques permettent d'améliorer les stocks de carbone, notamment en augmentant la part de carbone actif, facilement assimilable par les microorganismes dans les premiers horizons de sol. Plusieurs phénomènes et conditions peuvent altérer cette capacité, notamment le phénomène de saturation du sol en carbone, ou la limitation de la décomposition par l'accessibilité aux ressources par les microorganismes.

La méthode Rock-Eval 6 permet d'obtenir rapidement et à moindre coût une estimation de la stabilité du carbone. Cette variable peut être intégrée dans des approches de modélisation, notamment à grande échelle si elle vient à se démocratiser dans les analyses de sols classiques.

2.3 Impact des résidus de culture sur les flux de respiration du sol

2.3.1 Résumé de l'article

L'étude de l'impact des pratiques agroécologiques combinées sur les flux de respiration a montré l'impact positif des couverts intermédiaires et du non-labour sur la capacité à stocker du carbone et à émettre plus de carbone vers l'atmosphère en simultané. Le mulch formé en surface des parcelles agricoles par l'accumulation de biomasse des couverts intermédiaires et du non-labour, permet au sol d'absorber les variations de température et de faciliter le stockage d'eau dans le sol. En effet la parcelle AE avec mulch contenait plus d'eau sur le premier horizon et ses flux de CO₂ étaient principalement corrélés aux variations de température du sol.

Cependant, la dégradation des résidus de culture fait partie intégrante des flux de carbone du sol vers l'atmosphère. Or, la part de la respiration du sol attribuable à la dégradation des résidus de culture n'a pas été prise en compte dans les mesures réalisées lors des campagnes de récolte des données de 2018 et 2019. En effet, pour chaque mesure de flux de CO₂, les résidus de culture étaient exclus de la zone d'emprise de la chambre afin de réaliser une mesure sur le sol nu, notamment sur les parcelles AE. Ce choix a été fait afin d'assurer une meilleure étanchéité entre la chambre de respiration et le sol. La dégradation des résidus ayant un éventuel impact sur les flux de respiration du sol, le fait d'exclure les résidus de la zone de mesure peut avoir entraîné un biais dans l'estimation de la respiration du sol, notamment pour les parcelles AE pour lesquelles les résidus de culture étaient les plus importants.

Afin de connaître la part de la respiration des résidus de culture sur la respiration du sol, nous avons réalisé un ensemble de mesures de respiration du sol sur le site LUV sur la parcelle AE.

Le couvert intermédiaire de la parcelle AE du site LUV a été semé au 26 octobre 2019 et récolté le 10 juin 2020 en ensilage immature. Le maïs a été semé au moment de la destruction du couvert, le 10 juin 2020, et récolté à la fin du mois d'octobre 2020. Pour estimer la part de la respiration du sol liée à la dégradation des résidus de culture, nous avons réalisé un ensemble de mesures de respiration du sol sur la parcelle AE du site LUV selon trois modalités. Une première modalité de mesure est réalisée avec la chambre de respiration posée sur les résidus. L'étanchéité de la chambre est assurée par le maintien de celle-ci au sol. A la fin de cette première mesure, nous prélevons les résidus présents sur la zone d'emprise de la chambre. Pour cela, nous détaillons au couteau les résidus autour de la chambre afin de les récupérer. Les résidus ainsi récoltés sont mis de côté.

La deuxième modalité de mesure consiste à réaliser une nouvelle mesure au même point, sur sol nu. Cette modalité reprend le même fonctionnement que pour les mesures réalisées au cours des campagnes de mesures de 2018 et 2019.

La dernière modalité de mesure est celle de l'estimation de la respiration des résidus seuls. Les résidus préalablement prélevés sont mis au contact de la chambre à l'aide d'un joint de silicone alimentaire étanche. La chambre est replacée au sol sur le point de mesure afin de limiter les biais. On obtient ainsi une mesure du flux de CO₂ en lien avec la dégradation des résidus de culture.

Les respirations mesurées avec et sans résidus de culture sont similaires. Une différence significative ($P < 0.05$) est mesurée pour la première date de mesure entre ces deux modalités, le 25 mai, pour laquelle le couvert intermédiaire était encore présent, mais aucune différence n'est observée pour les autres dates de mesure.

La respiration des résidus augmente au cours de la saison, atteignant des valeurs proches de celles observées pour la respiration du sol sans résidus, pour les valeurs les plus importantes. Cette dynamique de respiration des résidus est d'autant plus surprenante qu'elle ne suit pas la dynamique de respiration du sol au cours de la saison (Fig. 2 16). Pour les mesures de respiration du sol avec et sans résidus, les valeurs maximales sont observées pour la date du 3 août, puis les valeurs diminuent jusqu'à la fin de la saison, alors que les valeurs de respiration des résidus augmentent du 30 juin au 29 octobre. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer la dynamique particulière de la respiration des résidus.

La litière de résidus est généralement composée d'une partie métabolique, minoritaire mais plus facilement dégradable, et d'une partie structurale, majoritaire mais plus résistante Parton et al., « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands ». On estime, notamment dans le modèle CENTURY, que la part de litière métabolique vaut environ 15 % contre

environ 85 % de litière structurale Parton, « The CENTURY Model »; Parton et al., « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands ».. Ainsi, lors de nos mesures, la part de la minéralisation de la litière métabolique est minoritaire. On peut alors supposer que la respiration des résidus correspond principalement à la minéralisation de la litière structurale. Il semble donc que la dégradabilité des résidus de la litière structurale s'accroît avec le temps. Nous pouvons supposer que la maturation des résidus au cours de la saison libère plus de carbone labile au fil du temps. Ainsi, les flux de respirations augmentent, atteignant les valeurs les plus importantes en fin de saison.

La température et l'humidité des résidus n'ont pas été mesurées au cours de la saison. Cependant, il se peut que les conditions pédoclimatiques de fin de saison améliorent la capacité des résidus à être dégradés, notamment par accumulation d'humidité et rétention de température optimales pour le développement des microorganismes.

Enfin, cette étude montre que l'impact important des pratiques agroécologiques combinées sur les flux et stocks de carbone du sol impactent également la dynamique des résidus de culture. Cette part importante des conséquences des pratiques agroécologiques, notamment le non-labour et le couvert intermédiaire, est encore insuffisamment étudié. Aussi, l'amélioration des connaissances sur ce point semble cruciale pour comprendre plus en profondeur l'impact des pratiques sur le bilan carbone des parcelles agricoles.

2.3.2 Impact of Cover-Crop Residuals on Soil Carbon Sequestration and Respiration

Nicolas L Breil^{1}, Thierry Lamaze² and Nathalie Jarosz-Pellé¹*

¹CESBIO UMR 5126 (Centre d'Etude Spatiale de la Biosphère), Université de Toulouse, UPS, CNES, CNRS, INRAe, IRD, 24 rue d'Embaquès, 32000 Auch, France

²CESBIO, 18 avenue Edouard Belin bpi 2801, 31401 Toulouse Cedex 9, France

**Corresponding author: nicolas.breil@univ-tlse3.fr*

Publié dans Agricultural Research & Technology: Open Access Journal le 11 novembre 2021

Abstract

In the light of recent assessment of greenhouse gas emissions and global impact on climate change, transition from conventional to more sustainable agriculture is of prior importance. Farmers have already experienced alternative crop management practices and their respective impact on climate change is widely studied. However, a lot of investigation still needs to be done, notably concerning the long-term impact of the combined practices. This communication puts the light on management of crop residuals degradation dynamics and its impact on cropland soil respiration.

Croplands and transition to sustainable agroecosystems

Global policies encourage to lower greenhouse gas emissions in order to maintain climate change under the limit of +2°C at the horizon 2100. An important part of these gases are emitted from croplands and farms (Smith et al., 2008). To reduce the environmental impact of croplands, diverse techniques and practices have been widely used by farmers, based on conservation agriculture (simplified cultivation techniques, cover-cropping, agroforestry, etc.). The use of these techniques has been adopted freely, according to the good will of farmers. Scientists have broadly studied these crop management practices in order to evaluate their impact on climate change (Bolinder et al., 2020; Huang et al., 2020; Mary et al., 2020).

Actual assessment of carbon emissions and storage capacities of croplands under such crop management practices had helped us to discriminate the practices useful for carbon accumulation. No-tillage has an important role to play in agriculture, mainly because of the great impact on soil bulk density and ease of crop germination. However, it is now well known and admitted that no-till have no significant impact alone on soil carbon storage capacities over the entire soil profile (Haddaway et al., 2017).

Cover-cropping is also an interesting and promising management practice to consider when accounting for climate resilient agroecosystems, soil carbon sequestration (Poeplau and Don, 2015) and ecosystem services (Schipanski et al., 2014). This practice can have very contrasted impacts on soil and the agroecosystem depending on sowing and destruction period, species used, for how long and how the residues are managed. Indeed, cover-cropping leads to improved biomass production and undoubtedly, to more crop residues. The impact of crop residues on soil carbon have been widely studied (Al-Kaisi and Yin, 2005; Basche et al., 2014; Hansen et al., 2021), but their impact on soil respiration still need to be clarified.

How do cover crop residues respiration change over the crop season?

Soil respiration was measured with an infrared portable gas analyser together with a soil respiration chamber (EGM4 and SRC1, PP Systems, Amesbury, USA). The study site was located in Southwest France (N 43° 24' 38.057'', E 0° 17' 17.612'', alt= 266 m) on a soil defined as a Stagnic Luvisol according to the World Reference Base for Soil Resource (IUSS Working Group WRB, 2007). No-till and cover-cropping have been implemented for 20 years, which improved soil organic carbon content of 48.8% compared to conventional agricultural system. The cover crop was mainly composed of faba bean (*Vicia faba*), oat (*Avena sativa*) and triticale (*×Triticosecale*) for the last 4 years.

We measured soil respiration with and without residues and for residues alone. We observed an increase of soil residues respiration over the season as well as of values dispersion (Fig. 2 11).

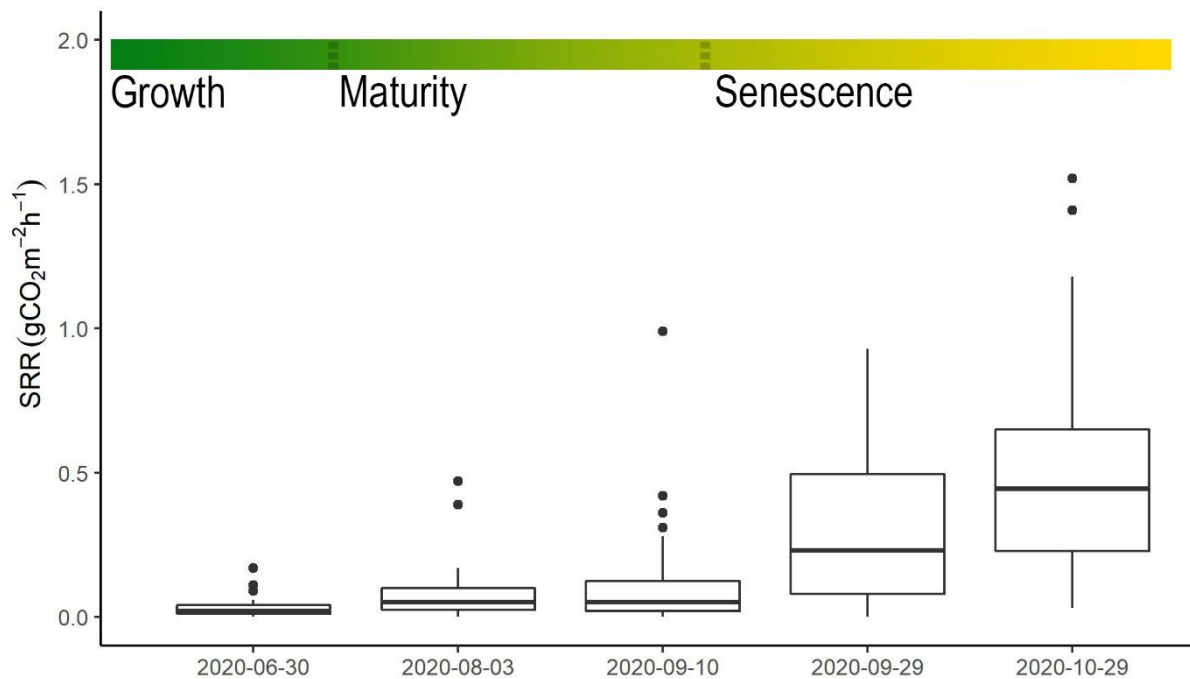


Figure 2-8 : Soil respiration rate (SRR) of cover crop residuals at 5 dates across the maize growing season.

Very low level of respiration rate was observed from the 30th of June to the 10th of September, even if few points had respiration values in the range of values generally observed for soil respiration for temperate ecosystems (Bond-Lamberty and Thomson, 2010). But significant higher values of respiration were observed on the 29th of September and October (pvalue < 0.05). The increase in soil respiration across the season was attributed to the maturation of crop residues and their gradual transformation from fresh organic matter to labile and dissolved organic matter, more easily degradable for microorganisms. It then appeared that the degradation process of cover crops passed through different phases; slow degradation until the senescence of the cash crop (here maize), then degradation inducing significant respiration. It seems that maize senescence led to favourable conditions for cover crop residuals degradation. Usually, when maize enters senescence, farmers stop irrigation to let maize dry before harvesting. Cover crop residuals could reach their optimum degradation rate with optimum both soil moisture and temperature promoting respiration of residuals in this particular time period. A second hypothesis is that maize plants senescence could imply microorganisms within maize rhizosphere to look for other sustainable carbon source when maize roots stop to diffuse exudates in soil (Haller and Stolp, 1985; Higo et al., 2020). These microorganisms could change of substrate when maize exudates stop and move from exudates to surface carbon.

Conclusion

Cover-crops constitute a good solution to improve soil carbon content sequestration, both by increasing biological activities notably through biomass accumulation and exudation, and abiotic impact on cropland (temperature and humidity control). However, the production of supplementary biomass induces supplementary carbon fluxes from the agroecosystems that needs to be taken into account when assessing carbon footprint of croplands.

Conclusion de l'article

Les couverts intermédiaires constituent une bonne solution pour améliorer la séquestration du carbone dans le sol, à la fois en augmentant les activités biologiques, notamment par l'accumulation de biomasse et l'exsudation racinaire ainsi qu'en ayant un contrôle sur les paramètres abiotiques des terres cultivées. Cependant, la production supplémentaire de biomasse induit des flux de carbone supplémentaires à partir des agroécosystèmes qui doivent être pris en compte lors de l'évaluation de l'empreinte carbone des terres cultivées.

2.4 Analyse de l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration

Les flux de carbone du sol sont liés à l'activité biologique des organismes autotrophes et hétérotrophes du sol. Ces activités sont principalement limitées par les contraintes environnementales, dont la température et l'humidité du sol qui régulent majoritairement ces flux. Beaucoup d'études se sont intéressées à la relation entre la respiration du sol et les contraintes environnementales abiotiques à grande échelle Bogužas et al., « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation »; Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Bouma et al., « Estimating respiration of roots in soil: Interactions with soil CO₂, soil temperature and soil water content »; Li et al., « Temperature Sensitivity of SOM Decomposition Is Linked with a K-Selected Microbial Community »; Zhang, Lei, et Yang, « Seasonal Variations in Soil Respiration, Heterotrophic Respiration and Autotrophic Respiration of a Wheat and Maize Rotation Cropland in the North China Plain ».. Cependant, l'hétérogénéité des flux de respiration à fine échelle reste encore peu explorée, même si des études s'intéressent à cette caractéristique pour une variété d'environnements, notamment agricoles et forestiers Jiang et al., « Topography and Plant Community Structure Contribute to Spatial Heterogeneity of Soil Respiration in a Subtropical Forest »; Sun et al., « Spatial Variations of Soil Respiration and Temperature Sensitivity along a Steep Slope of the Semiarid Loess Plateau »; Zheng et al., « Spatio-Temporal Variability of Soil Respiration of Forest Ecosystems in China ».. L'hétérogénéité de la respiration du sol est principalement liée à l'hétérogénéité de conditions environnementales abiotiques, comme le relief Sun et al., « Spatial Variations of Soil Respiration and Temperature Sensitivity along a Steep Slope of the Semiarid Loess Plateau ». qui peut entraîner des modifications de distribution des variables à grande comme à petite échelle. Zhang et al. (2022) ont conduit une expérimentation sur la variabilité de la respiration microbienne à partir d'un échantillonnage intensif. Un total de 194 points de mesures ont été investis, répartis sur une parcelle forestière de 4ha, pour lesquels 6 échantillons de sol ont été collectés sur 1 m de profondeur. Sur les 6 échantillons, 3 étaient réservés à l'étude des racines et 3 servaient à l'étude du sol après exclusion des racines et des pierres suivi d'un tamisage à 2mm. Avec l'ensemble de ces échantillons, l'étude a montré que le flux de carbone du sol vers l'atmosphère dépendait de conditions bien plus complexes que les descriptions faites à grande large échelle. En agglomérant 35 variables biotiques et abiotiques, dont la température, l'humidité, la concentration en azote du sol, la granulométrie et la pente, l'étude a réussi à expliquer 38% des variations spatiales de la respiration microbienne. Ce résultat met en avant l'aspect très hétérogène du sol et notamment des caractéristiques

pédoclimatiques, dont le Q10 souvent central dans les approches de simulation des flux de respiration du sol.

Le Q10 est le coefficient d'augmentation de la respiration hétérotrophe du sol pour une augmentation de la température du sol de 10°C Kirschbaum, « The Temperature Dependence of Soil Organic Matter Decomposition, and the Effect of Global Warming on Soil Organic C Storage »; van't Hoff, *Lectures on theoretical and physical chemistry*.. La valeur du Q10 est généralement comprise entre 1.5 et 2 dans certains modèles de culture Brisson, Ruget, et al., « STICS ». et même plus généralement dans les formalismes de respiration du sol référencés par les différentes bases de données Bond-Lamberty et Thomson, « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record », mars 2010; Jian et al., « A Restructured and Updated Global Soil Respiration Database (SRDB-V5) ».. Cependant, plusieurs études ont montré que le Q10 n'était pas une valeur homogène et qu'il variait notamment en fonction de la température et de l'humidité du sol Gritsch, Zimmermann, et Zechmeister-Boltenstern, « Interdependencies between Temperature and Moisture Sensitivities of CO₂ Emissions in European Land Ecosystems »; Hamdi et al., « Synthesis Analysis of the Temperature Sensitivity of Soil Respiration from Laboratory Studies in Relation to Incubation Methods and Soil Conditions ».. Le Q10 est donc impactée par les contraintes environnementales et ainsi différents Q10 ont été rapportés pour la culture du maïs dans une expérience sur la sensibilité de celui-ci à une augmentation de la température, passant de 2.47 à 2.56 Zheng et al., « Temperature Responses of Photosynthesis and Respiration of Maize (Zea Mays) Plants to Experimental Warming ».. Les erreurs engendrées par une mauvaise estimation, ou une estimation constante du Q10 sur les simulations des bilans carbone des parcelles agricoles peuvent alors mener à des erreurs d'estimation très importante. Zhou et al. (2009) ont montré que l'estimation de la respiration à l'échelle globale par un Q10 fixe entraînait des estimations 40 % plus faibles que lorsque la valeur du Q10 était hétérogène spatialement.

L'amélioration des connaissances sur les variations des variables abiotiques à fine échelle est un point d'avancée essentiel dans la compréhension des mécanismes d'émission de carbone du sol vers l'atmosphère. L'étude des contraintes spatiales sur la respiration du sol peut se faire de plusieurs manières. Différentes méthodes d'interpolation mathématique, par Krigeage ou pondération de la distance inverse (IDW) par exemple, permettent de simuler la représentation spatiale des variables entre plusieurs points de mesures. Cependant ces méthodes nécessitent des bases de données terrain importantes et sont par définition difficilement exploitables pour des jeux de données réduits Oliver et Webster, « Kriging ».. L'étude de données de télédétection permet cependant de considérer différents indices de végétation dans l'estimation des flux de carbone du sol. L'analyse des relations entre les variables de terrain et de télédétection est réalisable grâce à des outils d'analyse de corrélation et de modélisation, notamment à partir de machine learning supervisé permettant notamment de mettre en lumière les relations entre les différentes variables étudiées.

L'analyse de l'hétérogénéité spatiale des flux de carbone a été réalisée sur le site d'Estampes (LUV). Un ensemble de d'indices de végétation (Tab. 2-11), température et humidité spatialisés issus des observations satellites de SENTINEL 2 a été inclus aux mesures de terrain réalisées en 2019 (Tab 2 2; Fig. 2 2, Fig. 2 4, Fig. 2 5). L'ensemble des formules permettant de calculer ces indices est répertorié dans l'Annexe 1.

Tableau 2-6 : Variables et indices utilisés pour l'analyse de l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration.

Donnée	Abréviation	Type	Description
Date	date	-	Date du jour de mesure au format « jj/mm/aaaa »

Jour Julien	julian_day	-	Date en nombre de jours de puis le premier janvier de l'année
Temps en seconde	time_sec	-	Date de la mesure en nombre de secondes depuis le premier janvier de l'année
Identité du point	id_pt	-	Index de numérotation des points de mesure compris entre A01 et A16 pour la parcelle AE et entre R01 et R18 pour la parcelle Conv
Respiration du sol	sr_rate	Terrain	Mesure de la respiration du sol réalisée par chambre de respiration et analyseur de gaz à infra-rouge exprimée en $g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$
Température du sol à 5 cm de profondeur	tmoy5	Terrain	Mesure de la température du sol à 5 cm de profondeur en °C au point de respiration
Température du sol à 20 cm de profondeur	tmoy20	Terrain	Mesure de la température du sol à 20 cm de profondeur en °C au point de respiration
Humidité du sol à 5 cm de profondeur	vwcmoy5	Terrain	Mesure de l'humidité du sol à 5 cm de profondeur en °C au point de respiration
Température	ta	Terrain	Température journalière moyenne de l'air à 2 m de hauteur en °C
Hygrométrie	hygro	Terrain	Concentration journalière moyenne de l'air en vapeur d'eau en %
Anémométrie	anemo	Terrain	Vitesse du vent journalière moyenne en $m\ s^{-1}$
Pluviométrie	rain	Terrain	Cumul des précipitations journalières moyennes en mm
Last Rainy Day	lrd	Terrain	Dernier jour de pluie en nombre de jours
Rayonnement global	rg	Terrain	Rayonnement global en cumul journalier mesuré par la station météorologique fixe en $MJ\ m^{-2}\ j^{-1}$
Vapor Pressure Defici	vpd	Calcul	Déficit moyen journalier de pression en vapeur d'eau en kPa
Élévation	ele	Terrain	Hauteur du point par rapport au niveau de la mer en mètre
Humidité du sol à 10, 20 et 30 cm	vw10 - 20 - 30	Terrain	Humidité du sol à différentes profondeurs en $m^3\ m^{-3}$ issus des stations pédoclimatiques fixes
Température du sol à 10, 20 et 30 cm	t10 - 20 - 30	Terrain	Température du sol à différentes profondeurs en °C issus des stations pédoclimatiques fixes
Conductivité électrique du sol à 10, 20 et 30 cm	ec10 - 20 - 30	Terrain	Conductivité électrique du sol à différentes profondeurs en $m^3\ m^{-3}$ issus des stations pédoclimatiques fixes
Normalized Difference Vegetation Index	NDVI	Téledétection	Indice de végétation par différence normalisée, ou indice de Tucker, permettant d'estimer la quantité de végétation verte.
Normalized Difference Water Index	NDWI	Téledétection	Indice de quantité d'eau permettant l'estimation du stress hydrique des végétaux

Normalized Difference Moisture Index	NDMI	Téledétection	Indice permettant d'estimer la quantité d'eau des milieux
Red Edge	RE	Téledétection	Bande d'émission du rouge permettant d'estimer l'efficacité de la photosynthèse
Merris Terrestrial Chlorophyll Index	MTCI	Téledétection	Estimation de la concentration en chlorophylle
Red-Edge Position	REP	Téledétection	Indice permettant l'estimation de la concentration en chlorophylle.
Modified Triangle Vegetation Index	MTVI2	Téledétection	Indice de végétation permettant de détecter la chlorophylle des feuilles à l'échelle de la couverture végétale.
Normalized Difference Thermal Index	NDTI	Téledétection	Indice thermique différentiel normalisé, permettant de différencier les surfaces en fonction de leur température de surface
Enhanced Vegetation Index	EVI	Téledétection	Indice de végétation amélioré, similaire au NDVI mais moins sensible aux perturbations atmosphériques

2.4.1 Résultats d'analyse de l'hétérogénéité spatiale

Les données ont été analysées par la méthode de l'analyse en composantes principales (ACP) permettant de visualiser les corrélations entre les différents groupes de variables explicatives de la respiration du sol à l'aide du package R « FactoMineR » Lê, Josse, et Husson, « **FactoMineR** ». Une analyse de composante principale permet de rassembler les variables corrélées entre elles en nouvelles variables, les composantes principales et permet ainsi de concentrer l'information contenue dans un jeu de données. Dans notre cas, l'ensemble des variables présentées dans le tableau 2-11 seront utilisées afin de déterminer les corrélations positives et anti-corrélations présentes dans le jeu de données.

Nous avons également construit un modèle machine learning basé sur un modèle de random forest, afin d'étudier l'impact de chaque variable explicative sur les flux de carbone du sol à l'aide du package RandomForest Breiman, « Random Forests ». Un random forest est un modèle statistique basé sur l'étude d'un grand nombre d'arbre de décisions, chaque arbre étant construit à partir d'un algorithme de classement permettant d'analyser le comportement d'une variable d'intérêt en fonction d'un ensemble de variables explicatives. L'analyse du random forest du package RandomForest est basée sur algorithme de Breiman et permet d'établir un modèle donnant la part de variation de la variable d'intérêt, dans notre cas la respiration du sol, expliquée par l'ensemble des variables explicatives. Un ensemble d'informations peuvent être extraites de ce modèle.

Le jeu de données est donc constitué des observations de terrain couplé avec les observations satellites disponibles. Cette contrainte réduit notre ensemble de données à un total de 80 observations pour la parcelle AE et 90 pour Conv, réparties sur 5 dates (5 juillet, 19 juillet, 13 août, 30 août et 13 septembre).

2.4.1.1 Hétérogénéité spatiale des flux et stocks de carbone par transects

Pour le site VER, l'analyse des mesures de flux de carbone vers l'atmosphère montre une répartition homogène des flux de carbone vers l'atmosphère et notamment une homogénéité entre les flux des parcelles AE et Conv au cours de la saison (Fig. 2-17). La figure 2-17 montre la répartition et le niveau de respiration du sol mesuré pour les 7 dates de mesure issues de la campagne de terrain 2018. Les mesures issues du site VER restent très proches entre les parcelles AE et Conv pour chaque date. Des différences significatives sont observées pour les dates du 7 mai et 17 juillet avec des flux plus importants mesurés sur la parcelle AE, et pour les dates du 22 juin et 7 août avec des flux plus importants mesurés sur la parcelle Conv ($P < 0.05^*$). Cependant, aucune différence n'est observée pour les autres dates de mesures.

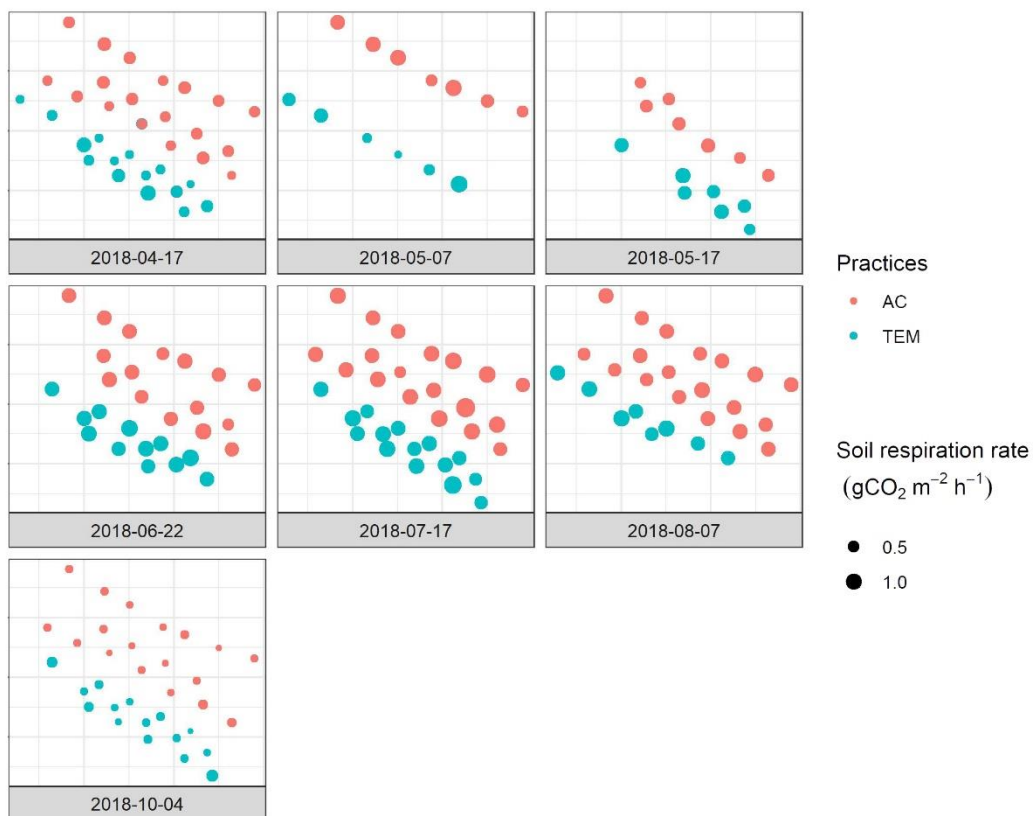


Figure 2-9 : Carte des flux de respiration par date de mesure pour le site VER (2018). Les points représentent les mesures de respiration du sol, en rouge pour la parcelle AE et bleu pour la parcelle Conv.

L'apparente forte uniformité de la respiration du sol entre les deux parcelles au cours de la saison a mené notre analyse à se concentrer sur le site LUV afin de souligner les conditions donnant lieu à une hétérogénéité spatiale des flux de respiration (Fig. 2-18). De plus, le site VER n'ayant pas profité des mesures systématiques de l'humidité et de la température du sol au moment de la mesure de la respiration du sol, nous avons choisi de réaliser une analyse de l'hétérogénéité spatiale des flux sur le site LUV dans un premier temps.

Pour ce site le site LUV, toutes les dates de mesure présentent des différences significatives entre les parcelles AE et Conv. Les flux ont majoritairement plus importants sur la parcelle AE, à l'exception d'une date de mesure, le 13 août 2019.

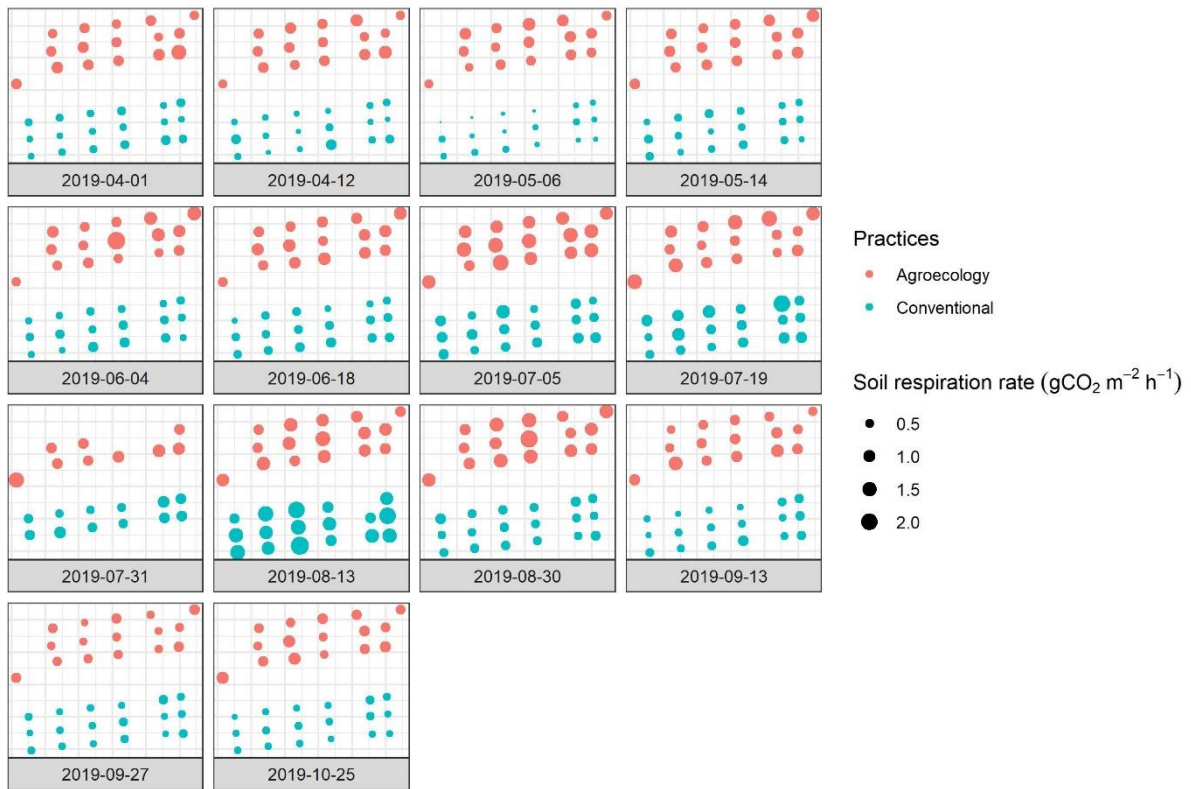


Figure 2-10 : Carte des flux de respiration par date de mesure pour le site LUV (2019). Les points représentent les mesures de respiration du sol, en rouge pour la parcelle AE et bleu pour la parcelle Conv.

Les points de respiration du site LUV sont disposés le long de transects alignés sur l'axe Est-Ouest des parcelles (Fig. 2-20). Ces parcelles ont un profil topographique présentant une pente naturelle d'Ouest en Est, le haut de pente étant situé sur le côté Ouest des parcelles. Les flux de la parcelle AE sont, à une exception près, plus importants que ceux issus de la parcelle Conv, de l'ordre de $0.5 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Les flux les plus importants se concentrent généralement sur la partie Est de la parcelle AE, probablement en lien avec une concentration plus importante de carbone dans le sol le long de ce gradient (Fig. 2-19).

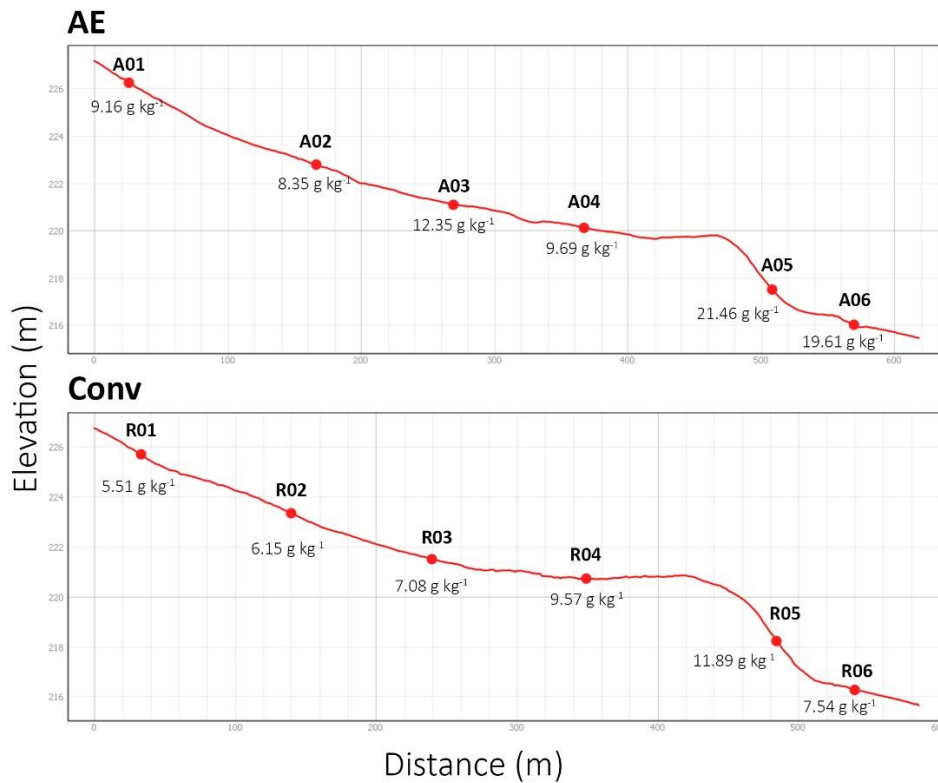


Figure 2-11 : Profil topographique des transects choisis pour la mesure du carbone organique des sols. A chaque point de mesure est associée la concentration en carbone organique (g.kg⁻¹) pour l'horizon 0-15 cm.

Nous avons étudié la variabilité des flux de respiration de long des transects identifiés lors de la campagne de mesure de respiration du sol en 2019 pour le site LUV (Fig. 2-20) et notamment le lien entre respiration du sol et l'élévation (m). Aucune relation entre les flux de respiration et l'élévation n'a été démontré pour le site LUV ($P > 0.05$ *** pour AE et Conv, $\rho = 0.018$ et -0.007 pour AE et Conv, respectivement).

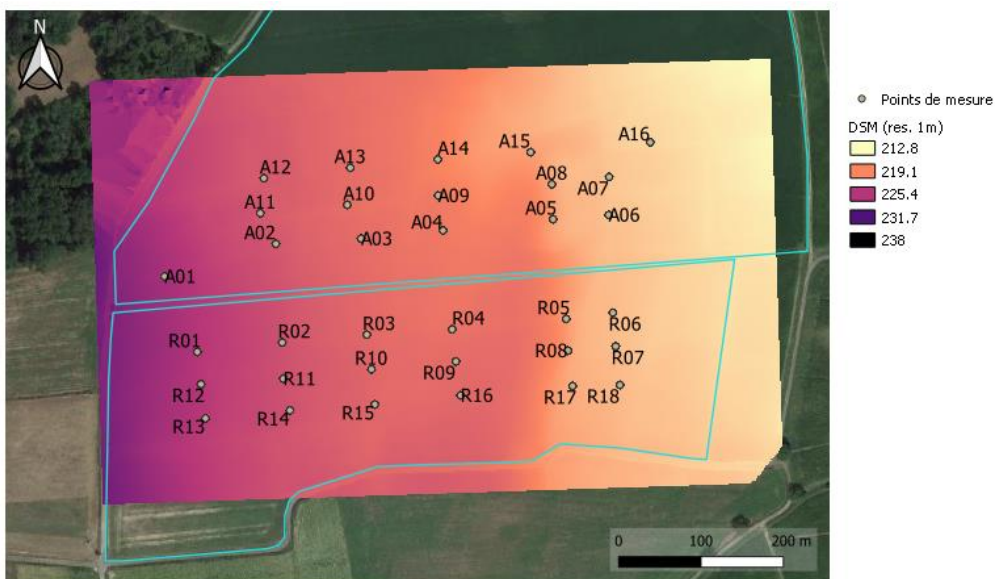


Figure 2-12 : Carte du modèle dynamique de surface (DSM) avec une résolution d'un mètre pour les parcelles AE et Conv pour le site LUV en 2019.

Nous observons une relation négative, mais non significative (P -value $> 0.05^*$ pour AE et Conv), entre l'élévation et la quantité de carbone organique mesurée sur les transects (Fig. 2-19). Cette relation indique que la quantité de carbone organique est plus importante pour les points les plus bas de la parcelle. Le problème de significativité rencontré dans ce test vient principalement du fait qu'un faible nombre de points sont impliqués dans l'analyse (6 points par parcelle). Cela permet cependant de supposer une accumulation de matière organique en bas de pente, comme observé dans l'étude de Novara et al. « Real Cover Crops Contribution to Soil Organic Carbon Sequestration in Sloping Vineyard ». L'accumulation de carbone en bas de pente serait notamment liée aux phénomènes de ruissellement de la matière organique en surface, transportée par les eaux de pluies et d'irrigation.

2.4.1.2 Analyse en composantes principales (ACP)

Pour la parcelle AE, la construction des composantes principales permet de concentrer 35 % des informations du jeu de données dans la première composante et plus de 20 % dans la seconde (Fig. 2-21a). Pour la parcelle Conv (Fig. 2-21b), elle permet de concentrer 36.9 % de l'information dans la première composante et plus de 21 % dans la seconde. L'information contenue dans les premières composantes pour les deux parcelles est principalement issue des mesures de terrain (température et humidité du sol) alors que la seconde composante principale contient des informations principalement issues des indices de télédétection (Fig. 2-21c et d). Pour la parcelle AE, les variables les plus importantes constituant la composante 1 sont les indices de télédétection d'humidité du sol (NDWI et NDMI) et l'indice de température (NDTI). Pour la composante 2, il s'agit de la conductivité électrique à 10 cm de profondeur (ec10), les températures du sol mesurées en un point fixe à 20 et 30 cm de profondeur (ts20 et ts30). Pour la parcelle Conv, les variables les plus importantes constituant la composante 1 sont les variables de température de l'air (ta) et le nombre de jours depuis la dernière pluie (Ird). Pour la composante 2, il s'agit de l'indice red-edge (RE) et de la température du sol mesuré en un point fixe à 30 cm de profondeur. Une autre variable, l'indice REP, apporte de l'information pour les deux composantes. La parcelle Conv voit donc son information principalement concentrée dans les variables en lien avec la température alors que la parcelle AE voit son information répartie entre des variables de température et d'humidité.

L'analyse en composantes principales permet d'éviter la redondance dans l'analyse de jeux de données et également d'étudier le comportement des variables entre elles. Dans nos ACP pour les parcelles AE et Conv, nous avons choisi de laisser figurer la variable de respiration du sol afin d'étudier comment cette variable interagit avec les autres. Pour chaque parcelle, les variables sont représentées sous forme de flèches sur un cercle de corrélation. Chaque flèche prend son origine au centre du cercle et sa taille ainsi que sa direction indiquent son rapport aux autres variables du jeu de données. Pour chaque flèche on calcule le \cos^2 (compris entre 0 et 1), représentant la taille de la flèche et qui est associé à la contribution de la variable à l'information présente dans le jeu de données. Ainsi, une donnée de première importance pour le jeu de données aura une valeur de \cos^2 s'approchant de 1, et une variable secondaire de 0.

Comme d'autres variables (l'élévation par exemple (ele)), la respiration du sol ne semble pas corrélée ou anti-corrélée avec les autres variables. On note d'ailleurs que cette variable n'apporte pas d'information particulière aux composantes principales. Cette remarque se base sur le fait que la flèche représentant la respiration du sol est réduite et porte une faible valeur de contribution (comprise entre 0.35 et 0.5 pour AE et Conv, respectivement). Ce résultat montre que la respiration

du sol n'est pas une variable qui dirige le jeu de données, mais qui résulte de l'action des autres variables du jeu de données.

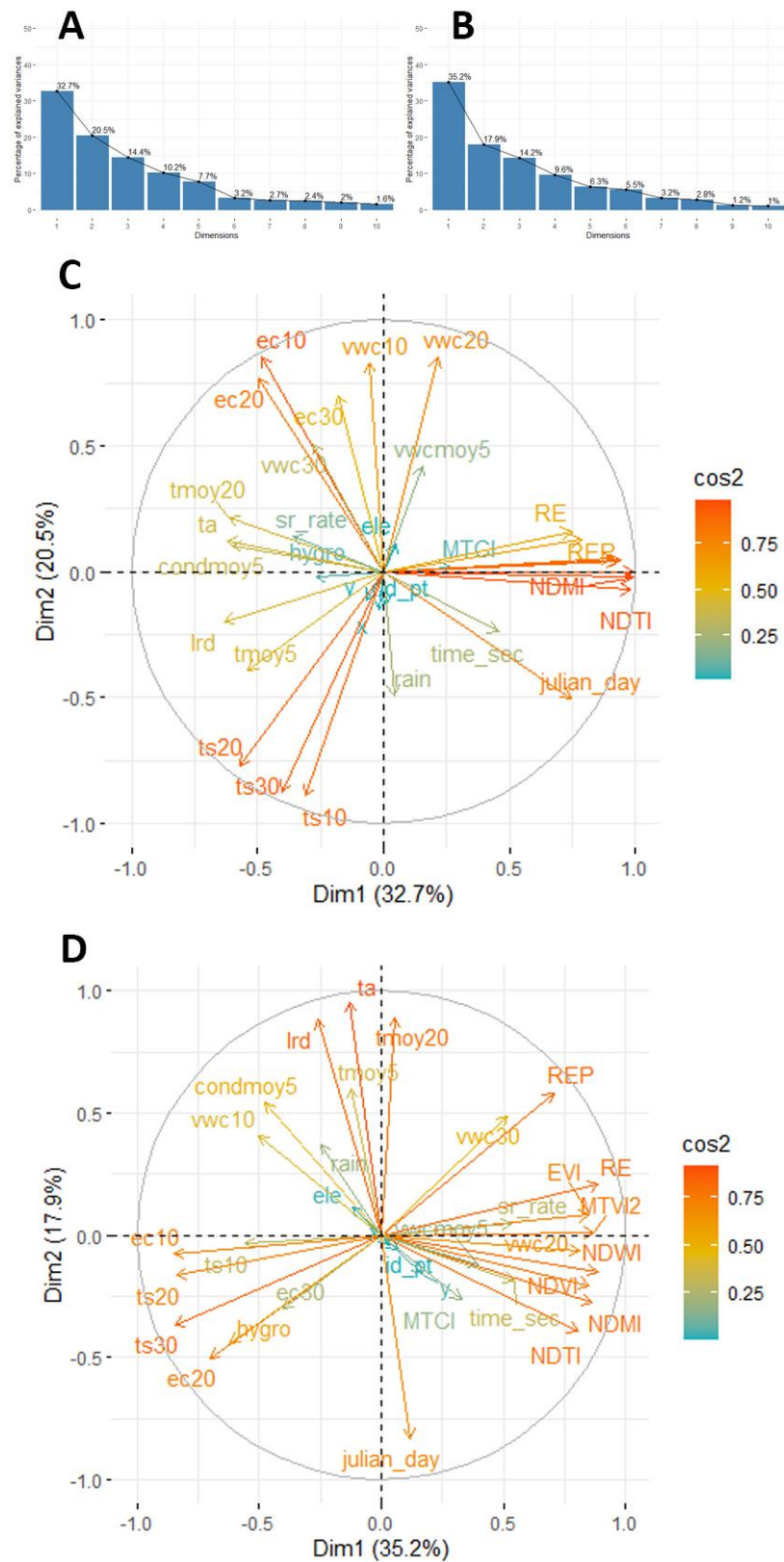


Figure 2-13 : Pourcentage d'information contenue dans les dimensions pour les parcelles AE (a) et Conv (b) du site LUV et cercle de corrélation des variables pour les parcelles AE (c) et Conv (d).

Les indices de télédétection sont fortement et positivement corrélés pour la parcelle AE, leurs flèches de corrélations atteignant une valeur proche de 1 et étant fortement alignés avec l'axe de la seconde dimension. Pour la parcelle Conv, les flèches des indices de télédétection sont plus dispersées et aucune n'atteint la valeur de 1 (Fig. 2-21c et d). Cela nous indique que les indices de télédétection mesurés pour la parcelle AE renvoient une information corrélée et possiblement homogène. Cette information est plus hétérogène pour la parcelle Conv et un peu moins forte. Ce résultat nous permet de supposer que les images de la parcelle Conv sont plus hétérogènes que celles de la parcelle AE, notamment concernant la répartition de l'humidité et de la température au sol.

La figure biplot permet d'observer la répartition des points en fonction de leur impact sur les variables (Fig. 2-22). Pour la parcelle AE les points issus de la première date de mesure du jeu de données utilisé pour cette analyse (le 5 juillet) sont regroupés à la gauche du biplot et sont anti-corrélés avec les indices de télédétection. En effet, ce sont pour ces dates que les indices sont les plus faibles. Les points issus des autres dates du jeu de données sont rassemblés sur la droite du biplot et montrent une forte corrélation avec les indices de télédétection. Sur le biplot de la parcelle Conv on observe également que les points fortement corrélés avec les indices de télédétection sont les points des dates du 13 et 30 août, alors que les points du 5 juillet montrent une anti-corrélation avec les indices de télédétection. Le fait que les premières dates soient le plus anti-corrélées avec les indices de télédétection permet de supposer que c'est à cette période de la culture que les indices montrent une plus grande hétérogénéité spatiale, ce qui n'est pas surprenant car la végétation n'est pas encore à son maximum de développement. La corrélation avec les indices évoluant de l'anti-corrélation vers la corrélation positive au cours de la saison, on peut penser que les indices de télédétection permettent d'expliquer une plus grande partie de l'information contenue dans le jeu de données pour la fin de saison.

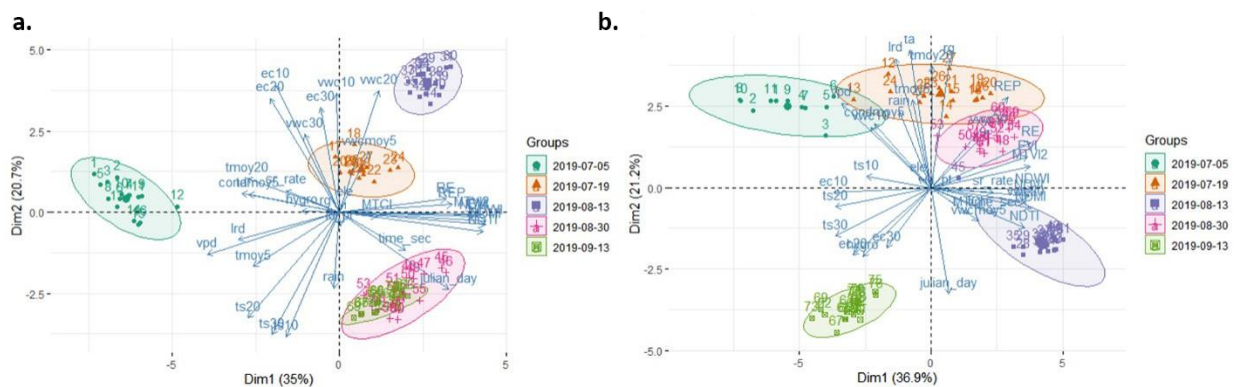


Figure 2-14 : Graphique biplot de représentation des corrélations des variables pédoclimatiques et des indices de télédétection pour chaque point de mesure (points numérotés de 1 à 80 pour AE et de 1 à 90 pour Conv) pour la parcelle AE (a.) et Conv (b.) et regroupés par date de mesure.

L'analyse de composante principale nous permet d'estimer que la répartition de l'information au sein du jeu de données des parcelles AE et Conv, est principalement due à la répartition des conditions pédoclimatiques en début de saison mais est mieux expliquée et représentée par les indices de télédétection au cours de la saison. L'analyse de composante principale nous a permis d'identifier les variables clés de nos jeux de données mais ne permet pas d'estimer quelle variable joue un rôle plus important dans la caractérisation spatiale des flux de carbone du sol.

2.4.1.3 Analyse Random Forest

Nous avons construit un modèle de Random Forest afin d'étudier le rôle des variables pédoclimatiques et des indices de télédétection dans la répartition des flux de carbone du sol pour les parcelles AE et Conv du site LUV. Le Random Forest nous permet également de connaître les variables jouant un rôle prédominant sur la respiration du sol, notamment sur son hétérogénéité spatiale. L'analyse Random Forest se base sur la création d'un grand nombre d'arbres de décision. Pour chaque arbre, l'algorithme crée des nœuds séparant le jeu de données selon des critères choisis aléatoirement. La capacité d'un nœud à faire le meilleur choix permettant d'estimer le mieux possible la variable d'intérêt est appelé la pureté d'un nœud. Plusieurs méthodes permettent d'estimer cette qualité, comme l'index de Gini (Eq. 2-2) qui est calculé comme la somme de la probabilité $p(i)$ d'un élément d'être classé correctement multiplié par la probabilité qu'il soit mal classé selon l'arbre de décision, pour nœuds (C).

$$G = \sum_{i=1}^c p(i) * (1 - p(i)) \quad \text{Eq. 2-2}$$

Les modèles de Random Forest de cette étude ont été construits selon la même équation (Eq. 2-3). Cette équation permet à l'algorithme de prendre en compte l'impact des variables explicatives (x_i) sur la variable d'intérêt (*Soil respiration*) mais également d'estimer l'impact des interactions entre les variables ($f(x_i \times x_j)$).

$$\text{Soil respiration} = f(x_i) + f(x_i \times x_j) \quad \text{Eq. 2-3}$$

Le Random Forest a été réalisé avec 500 arbres de décision et 11 variables ont été testées à chaque nœud en moyenne. Les modèles Random Forest ont réussi à expliquer 17.14 % des variations de la respiration du sol pour la parcelle AE et 40.87 % pour la parcelle Conv (Tab. 2-12). Ce résultat montre que la représentation des flux de carbone de la parcelle AE est plus complexe que pour la parcelle Conv à partir des données de terrain. L'environnement de la parcelle AE étant plus complexe, les variables référencées dans ce jeu de données ne permettent visiblement pas d'expliquer une majorité de la variabilité des flux de carbone du sol.

Tableau 2-7 : Résultats des analyses de régression de Random Forest pour les parcelles AE et Conv du site LUV.

	AE	Conv
Moyenne carrée des résidus	0.09	0.13
Variabilité expliquée (%)	19.05	39.01

Le package RandomForest permet de représenter l'amélioration de la pureté des nœuds pour chaque variable à partir de la variable *IncNodePurity*, correspondant à l'amélioration du modèle Random Forest. L'IncNodePurity est la diminution totale des impuretés des nœuds, mesurée par l'indice de Gini à partir de la séparation faite pour la variable concernée en moyenne sur tous les arbres. Il permet donc dans notre cas, de représenter les variables permettant d'arriver le plus efficacement à l'estimation correcte des flux de carbone. Sur l'ensemble des 43 variables utilisées dans l'analyse du random forest, la représentation de la respiration du sol est principalement améliorée par la température du sol et l'indice de concentration en chlorophylle MTCI pour la parcelle AE. Pour la parcelle Conv, les principales variables permettant d'améliorer la pureté des nœuds sont les températures et humidités du sol. Les indices de télédétection ne sont quasiment pas

représentés dans les 10 variables les plus influentes sur la qualité des arbres de décision. De plus, les variables indiquant les positions des mesures (x et y), n'apparaissent pas pour la parcelle AE et seulement la variable x apparaît pour Conv.

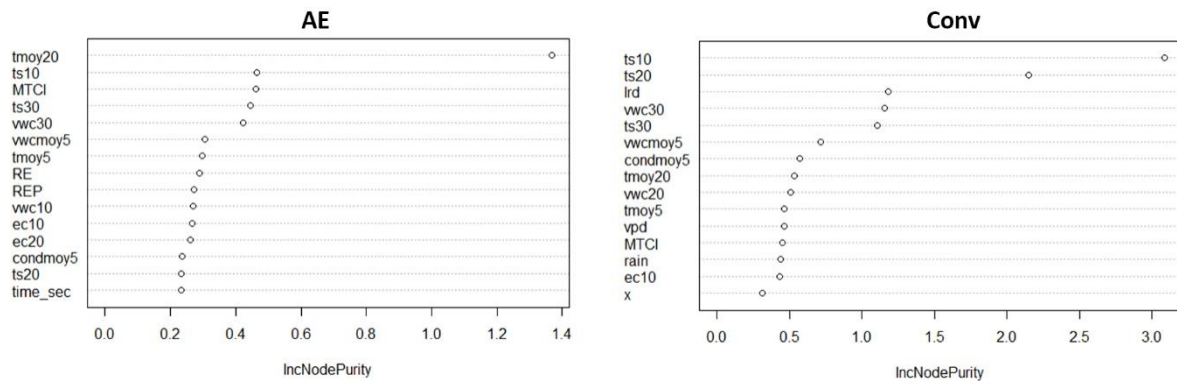


Figure 2-15 : Représentation des 10 variables augmentant le plus de la pureté des nœuds des arbres du random forest pour les parcelles AE et Conv.

Les valeurs prises par la pureté des nœuds est plus importante pour la parcelle Conv (entre 0.25 et 3 pour Conv contre 0.25 et 1.4 pour AE) notamment car les variations des flux de la parcelle Conv sont mieux représentées par le Random Forest que pour la parcelle AE (Tab. 2-12). Pour la parcelle Conv, la première variable d'humidité est l'humidité relative à 30 cm, en 4eme position. Ce résultat montre que les flux sont limités par la quantité d'eau sur les premiers horizons pour la parcelle Conv, mais qu'ils ne le sont plus en profondeur. Cet horizon correspond probablement à une semelle de labour, permettant de conserver l'eau.

Les variations spatiales des flux de respiration du sol sont donc plus fortement liées à la température du sol et à l'humidité pour la parcelle Conv et à la température seulement pour la parcelle AE. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par l'étude des matrices de corrélation, mais l'incorporation d'un grand nombre de variables, notamment des indices de télédétection, et la prise en compte pour chaque variable de l'interaction avec les autres permet d'établir des conclusions sur la spatialisation des flux. Nunan et al. (2020) ont mis en avant à travers leur étude que parmi l'ensemble des facteurs régissant les flux de carbone issus de la dégradation de la matière organique vers l'atmosphère, le plus important était l'accessibilité des microorganismes au substrat carboné. Cette caractéristique dépend notamment de la porosité du sol, la surface spécifique des agrégats du sol, la connectivité de la phase aqueuse et les distributions relatives des décomposeurs et des ressources dans le sol. Ces informations restent malheureusement souvent inaccessibles à l'échelle d'une parcelle. L'étude de Nunan et al. (2020) met également en lumière la différence qu'il existe parfois entre la répartition spatiale d'une ressource et des décomposeurs et notamment la persistance des ressources carbonées dans le temps alors que les communautés de décomposeurs sont en parfaite condition. Evidemment, l'impact principal des contraintes environnementales sur l'hétérogénéité de la respiration du sol est généralement lié à la diversité d'environnements, ou de types de sols Grand et al., « Variation in Soil Respiration across Soil and Vegetation Types in an Alpine Valley », mais pour des parcelles agricoles issues du même type de sol et sous les mêmes condition initiales, l'explication de ces différences à fine échelle requiert plus de données d'entrées.

L'hétérogénéité spatiale de la respiration du sol est souvent attribuée à la répartition des facteurs abiotiques, notamment la température. L'étude de la variabilité spatiale du coefficient de sensibilité de la respiration du sol à la température (Q10) a montré que le meilleur facteur explicatif du Q10

était la température du sol à l'échelle mondiale (Li et al., 2020), mais que d'autres facteurs, notamment le régime des précipitations, le pH et la concentration en carbone organique du sol influençait principalement le Q10 pour les prairies. Il a également été démontré que la variabilité spatiale du Q10 pour la respiration du sol n'expliquait pas une part importante de la variabilité de la respiration hétérotrophe du sol.

Parmi les autres éléments principaux influençant la respiration du sol, on note la biomasse microbienne en lien avec la qualité de la matière organique et le contenu en argile du sol Colman et Schimel, « Drivers of Microbial Respiration and Net N Mineralization at the Continental Scale ».. D'autres auteurs expliquent les variations spatiales de la respiration du sol par le régime de précipitation principalement Ding et al., « Linking Temperature Sensitivity of Soil CO₂ Release to Substrate, Environmental, and Microbial Properties across Alpine Ecosystems », ou que ces variations sont fonctions des communautés végétales et de la topographie Jiang et al., « Topography and Plant Community Structure Contribute to Spatial Heterogeneity of Soil Respiration in a Subtropical Forest ».. Comme le présente Zhang et al. (2022), le contraste fort que l'on observe entre les différentes études de terrain à travers la littérature va dans le sens d'une théorie d'O'Rourke et al. (2015) expliquant que les déterminants locaux de la respiration du sol varient à l'échelle spatiale.

Finalement, nous pouvons conclure que, malgré une grande quantité de données, nous n'arrivons pas à expliquer les flux de respiration autrement que par les variations spatiales de température et d'humidité du sol pour les parcelles du site LUV. L'ensemble de la littérature nous indique que d'autres variables pédoclimatiques peuvent réguler les variations spatiales des flux de carbone, ce qu'il faut investir afin de compléter notre réponse.

Cette étude a permis de démontrer que les flux spatialisés de CO₂ sont faiblement impactés par l'humidité du sol pour la parcelle AE, notamment grâce à l'action du mulch sur la rétention d'eau au niveau du sol. Les flux de carbone spatialisés de la parcelle Conv sont également liés aux conditions d'humidité du sol pour les horizons plus profonds. La limite en disponibilité en données spatiales et les grandes incertitudes associées rendent très délicat la réalisation de conclusions plus précises sur ces cas d'études.

2.4.2 Conclusions sur l'étude de l'hétérogénéité des flux de C du sol

Les flux de carbone sont empreints d'une forte incertitude à fine échelle Zhang et al., « Highly Spatial Variation of Soil Microbial Respiration and Temperature Sensitivity in a Subtropical Forest », 20 février 2022.. Cette forte incertitude rend les estimations complexes car les approximations se diffusent dans les modèles et peuvent aboutir à des estimations erronées. La forte hétérogénéité des flux de carbone est également due à la forte hétérogénéité spatiale des sols, notamment dans le milieu agricole. Les parcelles actuelles sont généralement un assemblage d'une multitude de parcelles antérieures plus petites.

L'étude de l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration du sol a permis de confirmer des résultats et d'aller plus loin en étudiant l'impact des variables et interactions et d'en déduire que l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration du sol était liée à l'hétérogénéité des conditions abiotiques, notamment température et humidité. Cette étude reste pour l'instant limitée par le

manque de données spatialisées supplémentaires permettant notamment d'obtenir des cartes spatialisées de flux de respiration. Il apparaît cependant dans cette étude que la représentation des flux de carbone pour la parcelle AE est plus complexe que pour la parcelle Conv. Cela est vraisemblablement à mettre en lien avec la complexité de l'environnement sol, plus riche et complexe pour la parcelle AE. Ainsi, une part non-négligeable de variabilité de la respiration du sol est attribuable à des phénomènes encore sous-estimés par cette approche. La compréhension des processus en lien avec l'hétérogénéité spatiale des flux de carbone a déjà été démontrée et nécessite plus qu'une expertise importante à fine échelle pour arriver à une description convaincante. La prise en compte des stocks de carbone du sol et leur dégradation, notamment au niveau de la respiration hétérotrophe et de l'effet priming peut permettre une meilleure représentation de ces flux et éventuellement une réponse plus homogène entre les parcelles AE et Conv.

2.5 Points à retenir

- Les pratiques du non-labour et du couvert intermédiaire peuvent améliorer les stocks de carbone tout en augmentant la respiration du sol.
- Les pratiques agroécologiques combinées permettent d'augmenter le stock de carbone actif dans le sol, mais cet effet est limité par la nature du sol
- Les résidus de surface participent activement à la respiration du sol et le flux qu'ils dégagent vers l'atmosphère augmente au cours de la saison culturale.

L'hétérogénéité spatiale des flux de respiration du sol est principalement liée à la répartition des variables abiotiques, mais de plus amples informations spatialisées sur le sol sont nécessaires pour mener ce travail à bien.

Chapitre 3

3 Simulation de la respiration du sol

De par l'importance de la quantité de matière que représentent les flux et les stocks de carbone du sol, leur étude est une préoccupation majeure dans les sciences du climat et de l'environnement. Ces flux et stocks ont notamment été étudiés à travers des modèles numériques Parton et al., « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands »; Jenkinson, Adams, et Wild, « Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming »; Parton, « The CENTURY Model ». Certains de ces modèles se sont imposés dans l'étude des flux et stocks de carbone, notamment en raison de la pertinence de leur formalisme à modéliser les processus pédologiques (CENTURY Parton, Stewart, et Cole, « Dynamics of C, N, P and S in Grassland Soils », ou DayCent Parton et al., « DAYCENT and Its Land Surface Submodel ». dans sa version à pas de temps journalier, RothC Jenkinson, Adams, et Wild, « Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming », etc.). D'autres modèles simulent également des flux et stocks de carbone du sol avec une orientation agronomique, tel que le modèle STICS Brisson, Mary, et al., « STICS ». développé à l'INRAe ou ORCHIDEE-PRIM Guenet et al., « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». qui permet de simuler l'effet priming.

Ces modèles ont des approches holistiques, classées comme mécanistes. Ils reposent sur le fonctionnement physico-chimique du sol et de l'environnement. Les simulations de ces modèles sont réalisées grâce à un grand nombre de paramètres et de données d'entrées qui viennent nourrir les équations. Ces modèles reposent sur les principes biophysiques et biochimiques, les rendant relativement robustes. Cependant, le grand nombre des paramètres et de données d'entrée à fournir peuvent limiter leur utilisation. D'autres modèles permettent de simuler les composantes du cycle du carbone en utilisant moins de données d'entrées et de paramètres Pique et al., « Estimation of Daily CO₂ Fluxes and of the Components of the Carbon Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model »; Raich et Mora, « Estimating Root Plus Rhizosphere Contributions to Soil Respiration in Annual Croplands », 2005.. Ces modèles utilisent des formalismes qui reposent sur des relations entre les variables d'intérêt et les observations d'entrée du modèle et sont appelés des formalismes empiriques. Ces modèles permettent d'avoir accès rapidement et facilement à des données de simulations performantes, mais ont plus de mal à être utilisées en dehors de leur cas d'études, souvent en raison de leurs spécificités géographiques. Il est donc communément admis qu'un modèle soit classé comme empirique ou mécaniste, mais cette classification manichéenne n'est pas toujours évidente à faire. Il est possible qu'un modèle comporte un ensemble d'équations mécanistes et empiriques. Ainsi, le modèle ne correspond pas uniquement à l'une ou l'autre des deux définitions et est plutôt défini par les autres caractéristiques de celui-ci. Le modèle SAFYE-CO₂ est parmi les modèles répondant à ces critères.

Le modèle SAFYE-CO₂, pour *Simple Algorithm For Yield, Evapotranspiration and CO₂ fluxes estimates*, développé au CESBIO, est un modèle agro-météorologique parcimonieux à pas de temps journalier d'aide à la décision agricole. Ce modèle a été initialement développé sous l'appellation SAFY (*simple algorithm for yield estimates*) pour réaliser des estimations de production de biomasse et de rendement des parcelles agricoles à un pas de temps journalier Duchemin et al., « A Simple Algorithm for Yield Estimates ». Le fonctionnement de ce modèle est basé sur les équations de Monteith « Climate and the efficiency of crop production in Britain », donnant une estimation de la production de production primaire brute (GPP) en fonction de la capacité de la plante à transformer l'énergie lumineuse en matière. Le modèle SAFY a subi un certain nombre d'évolutions permettant la simulation des flux d'eau et de carbone afin de compléter son approche environnementale. Dans un

premier temps, un module de simulation des flux d'eau a été développé (Duchemin et al. 2015; Battude et al 2017), basé sur les équations de la FAO56, aboutissant au modèle SAFY-WB pour *Water Balance*. Par la suite, un module complémentaire permettant la prise en compte des flux de carbone Pique et al., « Combining High-Resolution Remote Sensing Products with a Crop Model to Estimate Carbon and Water Budget Components ». a été développé et a permis la mise en place de SAFYE-CO2. Les équations permettant la simulation des flux de carbone de la parcelle sont séparées en deux flux principaux. D'une part, les flux de respiration de la plante, comprenant les flux des parties aériennes et racinaires sans distinction, d'autre part les flux de respiration hétérotrophe du sol. La respiration autotrophe simulée par SAFYE-CO2 repose sur un formalisme robuste. Cependant, ce modèle peut facilement être amélioré en reconsidérant le formalisme de la respiration hétérotrophe Pique, « Apport de La Télédétection Pour La Simulation Spatialisée Des Composantes Du Bilan Carbone Des Cultures et Des Effets d'atténuation Biogéochimiques et Biogéophysiques Des Cultures Intermédiaires ». Le formalisme de la respiration hétérotrophe dans SAFYE-CO2 pose plusieurs problèmes : il repose sur une estimation constante du Q10 qui peut sous-estimer la respiration du sol et il dépend uniquement de la température et de l'humidité du sol. Cette représentation est une simplification des contraintes pédoclimatique qui définissent la respiration hétérotrophe du sol. Aussi, le formalisme actuel ne prend pas en compte une part importante des flux de carbone d'origine hétérotrophe du sol dû à l'effet d'amorce de la respiration du sol, aussi appelé le « *priming effect* ». Différents modèles représentent déjà ce phénomène (**lesquels et pourquoi ORCHIDEE au final ?**), notamment le modèle ORCHIDEE-PRIM (Guenet 2013, 2016) qui s'est appuyé sur le formalisme de dégradation du carbone organique décrit dans le modèle CENTURY Parton, « The CENTURY Model »..

L'objectif de ce travail de simulation est d'améliorer les simulations de la respiration hétérotrophe du sol par le modèle SAFYE-CO2. Pour cela, nous proposons de développer un nouveau module reprenant les équations du modèle ORCHIDEE-PRIM, permettant la simulation de la respiration du sol en fonction de la température, de l'humidité, mais surtout de la dynamique des stocks de carbone organique du sol. Ce module permettra également de réaliser des estimations de l'effet priming et est ainsi nommé COP pour « *CO₂ fluxes and Priming estimate* ».

3.1 Zone d'étude et données

Afin de réaliser ce travail de modélisation, un ensemble de données d'observation est nécessaire. Dans notre cas d'étude les données utilisées sont issues de mesures de terrain *in-situ* ponctuelles, continues et également de données satellites. Ces données permettent la calibration des différents paramètres du modèle.

3.1.1 Les sites d'études

Un ensemble de données est nécessaire à la modélisation des processus de respiration. Il est notamment fondamental d'avoir un ensemble de données utilisées afin de calibrer les modèles avant de valider l'approche de modélisation sur d'autres données. Pour notre cas d'étude, nous avons à disposition un ensemble de sites d'études composé d'un site instrumentalisé ICOS et des deux sites VER et LUV. Le site ICOS est équipé d'une tour à flux permettant le suivi quotidien des flux de

carbone et d'eau pour la parcelle. La respiration du sol des sites VER et LUV ont été suivi à l'aide d'une série de mesures de respiration du sol, réalisée à l'aide de chambres de respiration.

3.1.1.1 Lamasquère – site instrumentalisé ICOS

Le site instrumentalisé de Lamasquère (LAM-FR) est une parcelle à rotation blé / maïs ensilage, faisant partie d'une exploitation laitière situé sur la commune de Lamothe en Haute-Garonne (31) (43°29'47"N 01°14'16"E, alt : 245m). Le site est équipé depuis 2005 d'un ensemble d'instruments permettant la mesure de variables climatiques (température, humidité, rayonnement, etc.) ainsi que des mesures des flux (carbone, eau, chaleur latente et sensible). Ce site fait partie du réseau ICOS (<https://www.icos-cp.eu/>), et également au réseau FLUXNET Pastorello et al., « The FLUXNET2015 Dataset and the ONEFlux Processing Pipeline for Eddy Covariance Data ». Les flux de la parcelle sont mesurés par fluctuation turbulente ou *eddy-covariance* Aubinet et al., « Estimates of the Annual Net Carbon and Water Exchange of Forests »; Baldocchi, « Assessing the Eddy Covariance Technique for Evaluating Carbon Dioxide Exchange Rates of Ecosystems ». Cette méthode associe un analyseur de gaz (LI-7500, Li-Cor Biosciences, Hambourg, Allemagne) et un anémomètre sonique tridimensionnel (CSAT3, Campbell scientific inc, Logan, UT, USA) permettant de calculer les flux de carbone, d'eau et de température d'une zone de la parcelle vers l'atmosphère avec un pas de temps semi-horaire. L'ensemble des instruments (*eddy-covariance*, station météorologique, etc.) se situe dans un enclos au centre de la parcelle (Fig. 3-1AB).

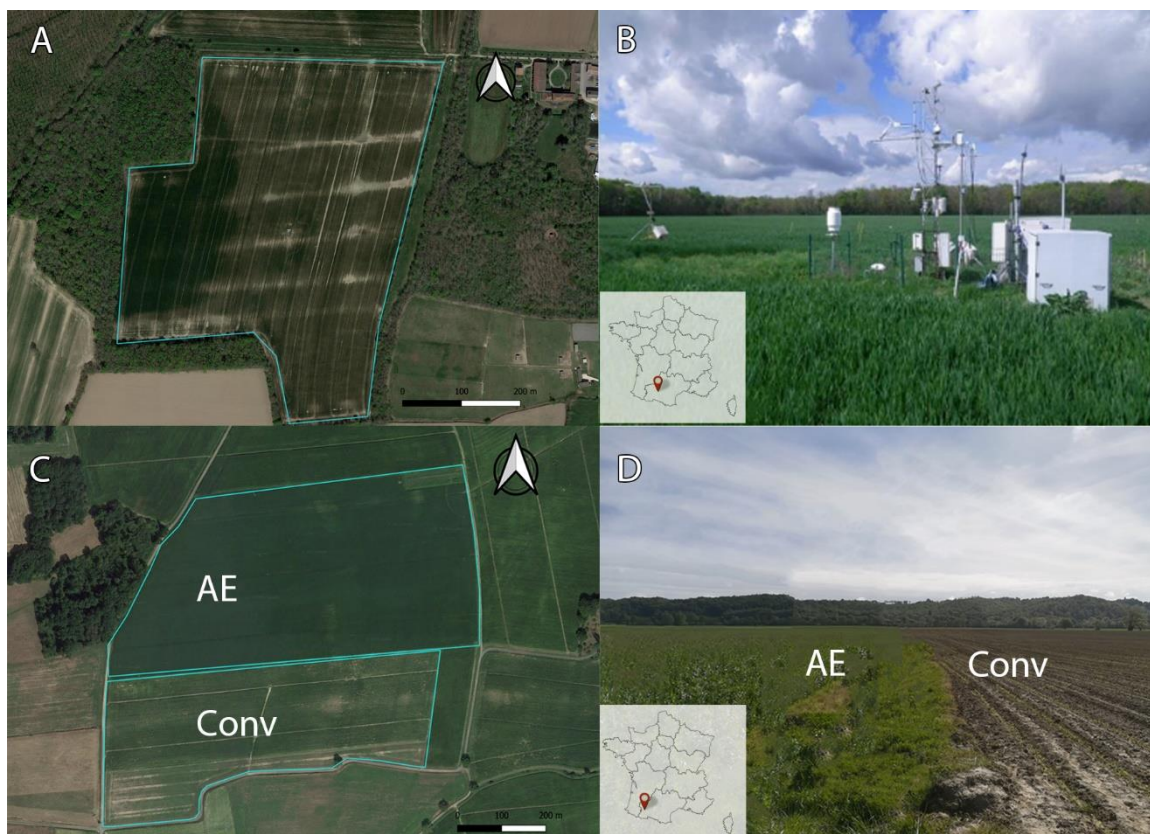


Figure 3-1 : Site instrumentalisé de Lamasquère (A et B, photographie G. Pique) et parcelles couples du site d'Estampes (C et D, photographies N. L. Breil).

Le site instrumentalisé de Lamasquère fait également partie de la zone de l'Observatoire Spatial Régional – Sud-Ouest (OSR-SO). L'OSR-SO, créé en 2002 et piloté par le CESBIO

(<https://osr.cesbio.cnrs.fr/>), a pour objectif d'étudier à travers des outils de mesure et de modélisation, l'évolution des surfaces, notamment agricoles, face aux changements climatiques et aux pressions d'origines anthropiques. La position de l'OSR lui permet d'avoir accès à un grand nombre d'observation satellites et de terrain. Sa surface historique couvre environ 2 500 km² et se superpose avec 3 départements (Haute-Garonne, Gers et Ariège). Le climat observé sur l'OSR est tempéré sous influences atlantique et méditerranéenne. Les printemps sont pluvieux tandis que les étés sont plutôt secs et la température peut dépasser les 35°C pendant les mois de juillet et d'août.

La topographie de l'OSR-SO a principalement été influencée par la Garonne. Ce fleuve a permis la mise en place de terrasses composées de sols de types boubènes et terrefort. Ces types de sols reposent sur des sols argileux et caillouteux, surmontés d'une couche de limon dont l'épaisseur peut varier localement. L'ensemble de la zone est également organisé en relief, de type coteaux, formés par l'ensemble des affluents de la Garonne (Save, Gers, etc.). Ces types de sols ont permis aux agriculteurs d'orienter la production actuelle vers des grandes cultures, céréalière notamment, suivant des rotations basées sur l'enchaînement blé/maïs ou blé/maïs/tournesol. L'élevage est minoritaire dans cette zone.

3.1.1.2 Estampes – site couple du projet BAG'AGES

Le site d'Estampes (Fig. 3-1CD) fait partie des parcelles couples décrites dans le cadre du projet BAG'AGES (LUV). Il est constitué de deux parcelles conjointes, l'une sous itinéraire de conservation des sols, nommée NT+CC, l'autre sous itinéraire conventionnel, nommée CT. Le site d'Estampes est le site étudié principalement dans le chapitre 2 de ce manuscrit. La parcelle NT+CC est sous itinéraire technique de conservation des sols depuis 2000. L'itinéraire de la parcelle NT+CC est basé sur un arrêt du labour, une couverture constante du sol et une utilisation réduite d'intrants. La parcelle CT est sous itinéraire conventionnel et se base sur un ensemble de labours, une période de sol nu et l'utilisation d'intrants.

Les principales caractéristiques du sol de ce site (Tab. 3-1) montrent notamment une forte différence entre les stocks de carbone du sol. La parcelle NT+CC contient plus de 3 fois plus de carbone que la parcelle de Lamasquère et presque deux fois plus que la parcelle CT. Cette caractéristique a un impact certain sur les dynamiques de stock et flux de carbone du sol.

Tableau 3-1 : Caractéristiques principales des parcelles de Lamasquère et Estampes

	Lamasquère LAM-FR	Estampes LUV NT+CC	CT
Coordonnées	43°29'47"N 01°14'16"E		42°24'N 0°17'E
Rotation	Blé / Maïs	Blé / Maïs	Blé / Maïs
Pratiques culturales	Labour Fertilisation organique et minérale Irrigation	Non-Labour Couvert intermédiaire Irrigation	Labour Fertilisation organique et minérale Irrigation

Type de sol	Luvisol		Luvisol
Température annuelle moyenne (°C)	13.1		12.6
Pluviométrie annuelle moyenne (mm)	615		1047
Carbone du sol (g m ⁻²)	3 982 sur l'horizon 0-45 cm Delogu, « Modélisation de la respiration du sol dans les agro-écosystèmes »; Delogu et al., « Improved Methodology to Quantify the Temperature Sensitivity of the Soil Heterotrophic Respiration in Croplands ».	8 703 sur la couche 0-90cm 6 134 sur la couche 0-30cm	6 008 sur la couche 0-90cm 4 632 sur la couche 0-90cm

3.1.2 Présentation des données utilisées

Le travail de modélisation de la respiration du sol et des écosystèmes, réalisé dans cette thèse repose sur un ensemble de données environnementales variées décrite dans cette section. Ces données sont issues de campagnes de mesures *in situ*, de mesures issues des stations météorologiques et les sites flux ainsi que d'observations satellites.

3.1.2.1 Les variables climatiques

Pour chaque parcelle, un ensemble de variables climatiques ont été mesurées en continu par des stations météorologiques fixes. Ces données permettent d'obtenir le contexte climatique dans lequel les parcelles se situent et fournissent également un ensemble de données fondamentales pour les modèles.

Pour chaque parcelle, les données climatiques utilisées au pas de temps journalier pour la modélisation sont :

- La température de l'air à 2 m (T_a , en °C)
- Le rayonnement global (R_g , en MJ m⁻²)
- Les précipitations ($Rain$, en mm)

Est aussi calculée pour chaque parcelle, l'évapotranspiration de référence journalière (ET_0 , en mm) à partir des données climatiques en suivant l'équation de la méthode FAO (Allen et al. 1998) aboutissant à l'équation de Penman-Monteith (Eq. 3-1) :

$$ET_0 = \frac{0.408 \Delta (R_n - G) + \gamma \frac{900}{T_a - 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0.34 u_2)} \quad \text{Eq. 3-1}$$

Où R_n est le rayonnement net (MJ m⁻²), G le flux de chaleur du sol transférée par conduction (MJ m⁻²), u_2 la vitesse du vent à 2m (m s⁻¹), e_s la pression de vapeur à saturation (kPa), e_a pression de

vapeur actuelle (kPa), Δ la pente de la courbe de pression de vapeur (kPa °C⁻¹) et γ la constante psychométrique (kPa °C⁻¹).

3.1.2.2 Les données satellites

Une partie des travaux de simulation a nécessité l'optimisation des paramètres du modèles SAFYE-CO₂. Cette optimisation est réalisée par la comparaison entre les simulations et les observations satellites des données de GAI (*Green Area Index*). Cet indice GAI, représentant la surface de matière verte par surface de sol (m² m⁻²), est extrait des images SPOT et Sentinel 2 (Tab. 3-2).

Tableau 3-2 : Caractéristiques des capteurs satellites utilisés pour l'obtention des données GAI.

	SPOT	Sentinel 2
Résolution spatiale	20 m (SPOT2-4) ; 10 m (SPOT5)	10m
Temps de revisite	1 – 3 jours	5 jours
Footprint	60 x 60 km	290 km
Bandes spectrales (µm)	Green : [0.5-0.59] ; Red : [0.61-0.68] ; NIR : [0,79-0.89] ; SWIR : [1.53-1.75]	Aerosol : [0.43-0.45] ; Blue : [0.46-0.53] ; Green : [0.54-0.58] ; Red : [0.65 - 0.68] ; VRE1 : [0.7-0.71] ; VRE2 : [0.73-0.75] ; VRE3 : [0.77-0.79] ; NIR : [0.72-0.95] ; Narrow NIR : [0.85-0.87] ; Water vapour : [0.93-0.95] ; SWIR cirrus [1.36-1.39] ; SWIR1 : [1.57-1.66] ; SWIR2 : [2.11-2.29]
Angle d'observation	Constant	Constant
Années couvertes	2006-2012 ; 2015	Depuis 2016

Les données issues des observations SPOT ont été utilisées sur les simulations avant 2016, et Sentinel-2 dès 2016. Les données GAI sont extraites des images pour les parcelles étudiées à partir d'une relation (Eq. 3-2) entre le NDVI (détail du calcul de l'indice en Annexe 4) et le GAI Veloso, « Modélisation spatialisée de la production, des flux et des bilans de carbone et d'eau des cultures de blé à l'aide de données de télédétection : application ausud-ouest de la France. ».

$$GAI = 0.16 \times \exp^{3.61 \times NDVI} - 0.26$$

Eq. 3-2

3.1.2.3 La respiration du sol et de l'écosystème

Les mesures de flux de respiration du sol et de l'écosystème des parcelles utilisées dans cette étude sont résumées dans le tableau 3-3. Les mesures de la tour d'eddy-covariance ont été réalisées sur le site de Lamasquère uniquement. Les données des chambres de respiration effectuées à Estampes en 2019 et 2020 sont celles décrites dans le chapitre 2 (cf 2.1.5). Pour l'année 2019, les mesures ponctuelles ont eu lieu sur les deux parcelles semées en maïs. En 2020, la parcelle NT+CC était toujours semée en maïs, mais la parcelle CT était semée en soja, ce qui a empêché la comparaison. Aussi, des mesures ont été réalisées uniquement sur la parcelle NT+CC pour l'année 2020.

3.2 Mise en place du module COP

Cette section traite en détail de la simulation des flux de CO₂ dans le modèle SAFYE-CO2 et le module COP. La figure 3-2 présente une illustration simplifiée des deux blocs (SAFYE-CO2 et le module COP), ainsi que les variables reliant les deux ensembles d'équation.

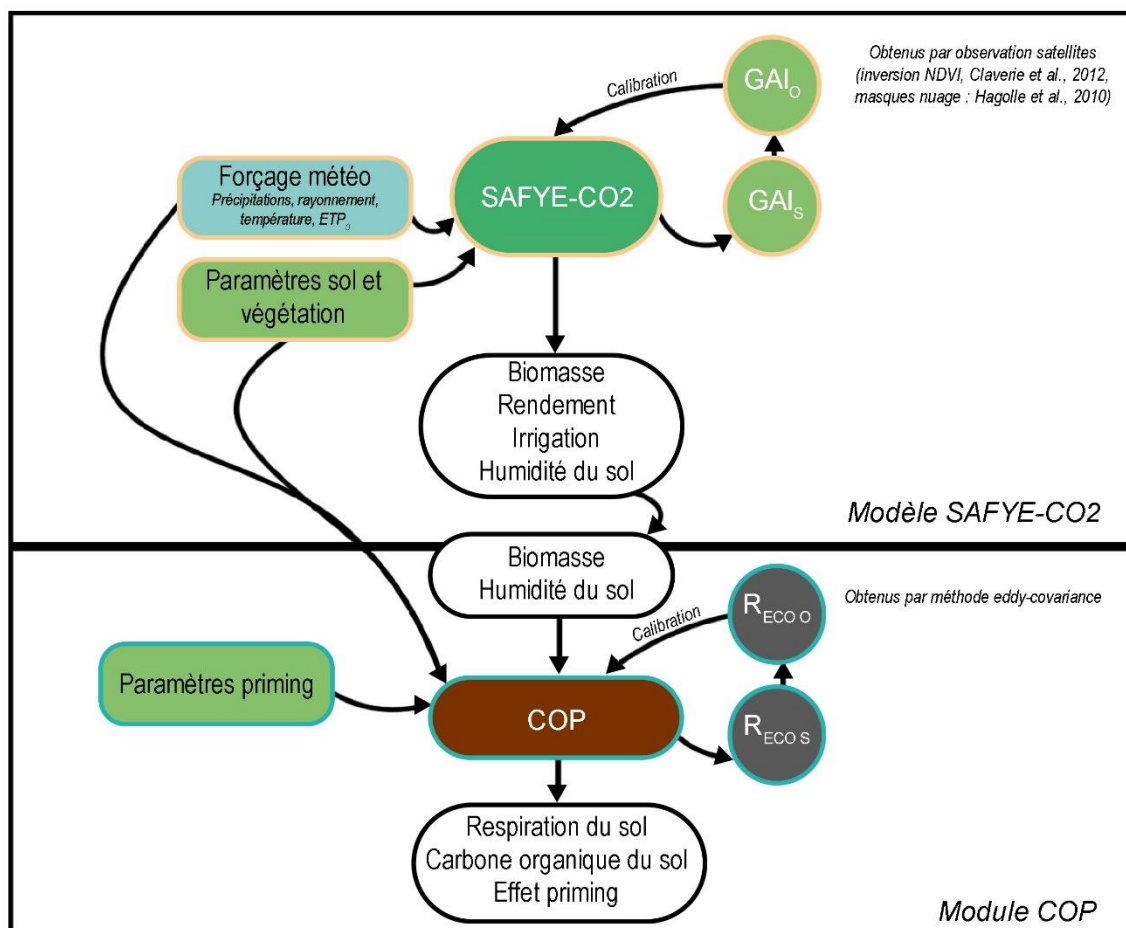


Figure 3-2 : Schéma résumé de l'organisation du modèle SAFYE-CO2 et du lien avec le module COP. GAI_s et $R_{ECO S}$ représentent les données simulées par les modèles et GAI_o et $R_{ECO O}$ représentent les données observées.

Le modèle SAFYE-CO2 (Annexe 4.2.1) permet la simulation des dynamiques de végétation ainsi que les flux d'eau et de carbone du sol à partir d'un ensemble de paramètres définissant la végétation et le sol et de données météorologiques contenues dans un fichier de forçage. Le module COP utilise pour ses simulations les données de biomasse et d'humidité du sol issues des simulations du modèle SAFYE-CO2.

3.2.1 Représentation de la respiration et des stocks de carbone du sol

Afin de simuler les composantes du bilan carbone des parcelles agricoles, le modèle SAFYE-CO2 Pique et al., « Estimation of Daily CO2 Fluxes and of the Components of the Carbon Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model », a été développé à la suite du modèle SAFY-WB Duchemin et al., « Impact of Sowing Date on Yield and Water Use Efficiency of Wheat Analyzed through Spatial Modeling and FORMOSAT-2 Images ». L'objectif de ce modèle est de réaliser des estimations des bilans de carbone et d'eau à l'échelle de la parcelle. Le modèle simule les différents flux de respiration qui composent la respiration de l'écosystème. Ces flux sont répartis entre la respiration hétérotrophe du sol, c'est-à-dire la respiration due à la dégradation du carbone du sol par les microorganismes, la respiration autotrophe racinaire ou la respiration des parties souterraines des plantes et la respiration autotrophe aérienne (Fig. 3-3).

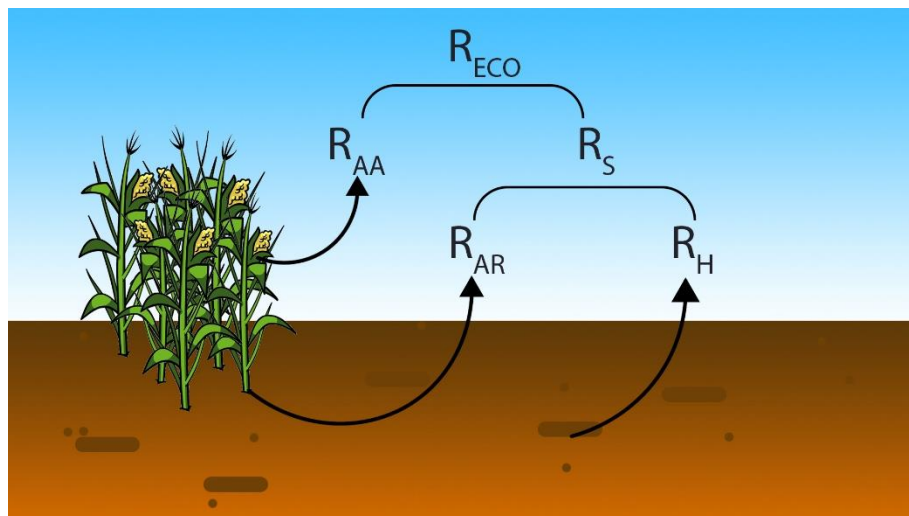


Figure 3-3 : Schéma de représentation des flux de respiration de l'écosystème (R_{AA} = respiration autotrophe aérienne, R_{AR} = respiration autotrophe racinaire, R_H = respiration hétérotrophe, R_S = respiration du sol, R_{ECO} = respiration de l'écosystème).

La respiration du sol (R_S) est la somme de la respiration hétérotrophe (R_H) et de la respiration autotrophe racinaire (R_{AR}). La respiration de l'écosystème (R_{ECO}) est la somme de la respiration du sol et de la respiration autotrophe aérienne.

Le formalisme de la respiration hétérotrophe du sol (Eq. 3-4 et 3-5) du modèle SAFYE-CO2 s'appuie sur le formalisme d'Arrhenius, extrêmement répandu dans la littérature Arrhenius, « ON THE REACTION VELOCITY OF THE INVERSION OF CANE SUGAR BY ACIDS »; Campbell et al., « Carbon Storage in Soils of the North American Great Plains »; Epron, Ngao, et Granier, « Interannual

Variation of Soil Respiration in a Beech Forest Ecosystem over a Six-Year Study »; Fang et Moncrieff, « The Dependence of Soil CO₂ Efflux on Temperature »; Jian et al., « A Restructured and Updated Global Soil Respiration Database (SRDB-V5) ». Ce formalisme repose sur une expression exponentielle de la température dépendant de la respiration basale, a , et d'un paramètre b lié au Q_{10} (tableau paramètres SAFYE-CO₂ en annexe 5) et permet de représenter la vitesse d'une réaction chimique en fonction de la température.

$$Rh = a \times \exp^{(b \times Ts)} \quad \text{Eq. 3-4}$$

$$b = \frac{\ln(Q_{10})}{10} \quad \text{Eq. 3-5}$$

Il s'agit donc d'une fonction dépendante du Q_{10} . Ce type de formalisme peut poser certaines contraintes, notamment du fait que le Q_{10} n'est pas stable au cours de la saison Davidson et Janssens, « Temperature Sensitivity of Soil Carbon Decomposition and Feedbacks to Climate Change »; Darenova et al., « Variability in temperature dependence of stem CO₂ efflux from Norway spruce trees »; Li et al., « Temperature Sensitivity of SOM Decomposition Is Linked with a K-Selected Microbial Community ».

Une autre limite de ce formalisme est la prise en compte de l'humidité du sol. La respiration du sol est principalement modulée par deux facteurs environnementaux, la température et l'humidité du sol Lloyd et Taylor, « On the Temperature Dependence of Soil Respiration »; Bouma et al., « Estimating respiration of roots in soil: Interactions with soil CO₂, soil temperature and soil water content »; Lellei-Kovács et al., « Thresholds and Interactive Effects of Soil Moisture on the Temperature Response of Soil Respiration »; Bogužas et al., « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation ». Ce point faible est contrebalancé par l'utilisation d'une équation de stress hydrique (Eq. A4-3) permettant de réguler l'activité de dégradation des microorganismes par l'humidité du sol :

$$Water\ Stress = \frac{1}{1 + 30 \times \exp^{-8.5 \times \frac{\theta_s - \theta_{min}}{\theta_{cc} - \theta_{min}}}} \quad \text{Eq. 3-6}$$

où θ_s est l'humidité du sol, θ_{min} l'humidité minimale du sol (= point de flétrissement) et θ_{cc} est l'humidité maximale du sol (= capacité au champ). Cette fonction vaut 1 à son maximum lorsque l'humidité du sol vaut la capacité au champ, et est nulle lorsqu'on se situe en condition de sécheresse (au point de flétrissement) et que la plante est en état de stress hydrique.

La répartition entre respiration auto- et hétérotrophe du sol varie fortement au cours du temps. Pour représenter cette variation au cours du temps, nous avons choisis de représenter le flux de respiration du sol en fonction du ratio biomasse aérienne / biomasse souterraine (root-to-shoot ratio).

Les équations du modèle SAFYE-CO₂ permettent de représenter une partie des flux de CO₂ des parcelles agricoles. Le formalisme de ces équations ne permet cependant pas de représenter l'ensemble des phénomènes de respiration hétérotrophe du sol et sous-estime donc les flux de CO₂ du sol vers l'atmosphère.

Le formalisme de respiration du sol du modèle ORCHIDEE-PRIM décrit par Guenet et al. « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». repose sur la dynamique du carbone du sol. Dans ce modèle, les flux de carbone du sol ne sont pas uniquement fonction de la température et de l'humidité, mais également de la quantité de carbone organique présent dans le sol. Le carbone organique du sol est réparti en trois ensembles : actif, lent et passif. Cette répartition est issue du modèle CENTURY (Parton et al., 1988) et permet au modèle de représenter la dynamique des flux et des stocks de carbone au pas de temps journalier. Cette approche permet de prendre en compte les phénomènes d'effet priming et ainsi, se rapproche d'une vérité terrain dans l'estimation des flux de CO₂ des parcelles agricoles.

3.2.2 Présentation des équations du module COP

Dans le modèle ORCHIDEE-PRIM, la respiration hétérotrophe du sol est séparée en deux flux : la respiration de la litière et la respiration du sol. Les équations qui définissent ces deux flux reposent sur le même formalisme (Eq. 3-7 et 3-8), mais sont basées sur des pools de carbone différents issus du formalisme de CENTURY Parton, Stewart, et Cole, « Dynamics of C, N, P and S in Grassland Soils » : la respiration de la litière dépend de la dégradation des pools de carbone de celle-ci alors que la respiration du sol dépend de la dégradation des stocks de carbone actif, lent et passif (Fig. 3-4).

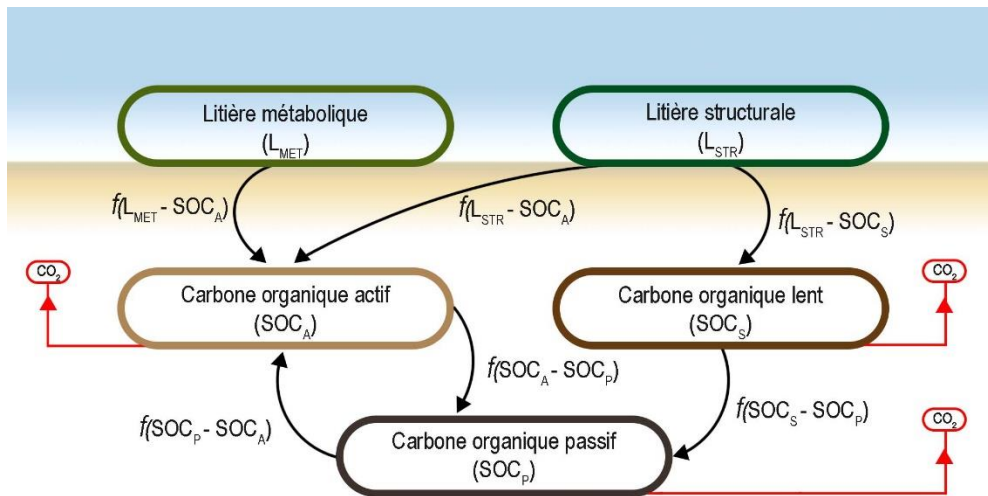


Figure 3-4 : Module COP, présentation des échanges de carbone organique entre les différents ensembles de carbone organique du sol et de la litière.

$$Rh_i = \left(1 - \sum_{SOC_{pool_j}} f_{ij} \right) \times \frac{dSOC_{pool_i}}{dt} \quad \text{Eq. 3-7}$$

$$\frac{dSOC_{pool_i}}{dt} = f_i \times \frac{1}{T_{pool_i}} \times SOC_{pool_i} \times (1 - \exp^{-c \times FOM}) \times T \times \theta \quad \text{Eq. 3-8}$$

où Rh_i est la respiration hétérotrophe pour chaque pool de carbone i (litière métabolique et structurale, carbone actif, lent et passif du sol), f_{ij} est une fraction de carbone circulant d'un pool i

vers le pool j , SOC_{pooli} est le contenu en carbone du pool i , T_{pooli} est le temps de résidence du carbone dans le pool i , c est le paramètre d'impact de la matière fraîche sur la dégradation de la matière organique, simulant l'effet priming, FOM est la matière organique fraîche et T et θ sont des fonctions de contrôle de la dégradation par la température et l'humidité du sol variant entre 0 et 1 (Eq. 3-9 et 3-10) :

$$T = \exp^{(0.69 \times (T_s - 303)/10)} \quad \text{Eq. 3-9}$$

$$\theta = \max(0.25, \min(1, -1.1 \times \theta_s^2 + 2.4 \times \theta_s + 0.29)) \quad \text{Eq. 3-10}$$

où T_s est la température du sol en degrés Kelvin, et θ_s est l'humidité du sol en %.

Une fois les paramètres de végétation calibrés pour notre parcelle (voir Annexe 4.2.2), nous pouvons réaliser la calibration des paramètres du module COP. Pour calibrer les paramètres des équations du module COP, nous utiliserons les données issues du site de Lamasquère. Suivant le même principe que pour les paramètres de végétation, la calibration est basée sur la comparaison entre les valeurs simulées et observées des flux de carbone.

Le module COP est basé sur les équations et la méthodologie du modèle ORCHIDEE-PRIM. Développé par Guenet et al. « The Relative Importance of Decomposition and Transport Mechanisms in Accounting for Soil Organic Carbon Profiles »; « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) », le module PRIM du modèle global dynamique ORCHIDEE permet d'estimer les flux de CO_2 émis par effet priming pour des parcelles agricoles. Les équations du module PRIM ont été calibrées à partir d'expérience d'incubation de sol avec ajout de matière fraîche. Le formalisme de ces équations permet au modèle d'être facilement applicable à une multitude de cas d'études pour la modélisation des flux et stocks de carbone ainsi que l'estimation de l'effet priming, notamment en lien avec le faible nombre de paramètres nécessaires à son initiation. Il s'agit d'un ensemble d'équations, reprenant le formalisme du modèle CENTURY Parton, Stewart, et Cole, « Dynamics of C, N, P and S in Grassland Soils », appliqué à deux ensembles de carbone de la litière (structuraux et métabolique) ainsi que les trois pools de carbone du sol (actif ou microbien, lent et stable).

Selon le formalisme décrit par Parton et al. (1988), chaque pool de carbone est associé à un rôle biologique et à une structure particulière. Ainsi, Parton décrit que le pool actif du sol représente la biomasse microbienne et les produits issus de la dégradation de la matière par ces microbes. Le carbone contenu dans ce pool est défini avec un temps moyen de résidence dans le sol très court, compris entre 2 et 4 ans. Le deuxième pool décrit est le pool lent. Il s'agit également de biomasse et produits microbiens, mais ils sont plus résistants face à la dégradation en raison de la présence de protection physique et/ou chimique. Cette protection peut être une enveloppe d'argile, un agrégat de sol ou une interface chimique particulière amenant le temps de résidence du carbone contenu dans ce pool entre 20 et 50 ans. Enfin, le troisième pool de carbone organique du sol est le pool passif, parfois aussi appelé pool inerte Jenkinson et Coleman, « The Turnover of Organic Carbon in Subsoils. Part 2. Modelling Carbon Turnover », complexe à dégrader en raison de son importante protection physique et/ou chimique. C'est le pool avec le temps de rotation le plus long, compris entre 800 et 1200 ans. La litière est divisée en deux pools : structurel et métabolique.

Le pool métabolique est constitué de la matière la plus labile des tissus végétaux, représentant les résidus les moins ligneux. La partie structurale des résidus de végétation représente les résidus les plus ligneux et donc, les résidus les plus résistants face à la dégradation. Ces deux ensembles portent

chacun des dynamiques de dégradation différentes. Le pool structurel possède le temps de rotation le plus long (2 à 5 ans) et le métabolique le plus court (0.1 à 1 an). Dans le cadre de nos exercices de modélisation, le temps de résidence du carbone dans chaque pool n'est pas universel entre nos différents site et parcelles. Ce temps est conditionné par un ensemble de caractéristiques pédoclimatiques propre à chaque localisation.

L'équation de la dégradation du carbone organique du sol selon le formalisme d'ORCHIDEE-PRIM (Eq. 3-7) dépend d'un ensemble de paramètres et de variables inspirés du modèle CENTURY, détaillé ci-après.

– $dSOC/dt$ – L'évolution des stocks de carbone

Ce terme (Eq. 3-7) représente la dynamique d'évolution du stock de carbone du sol. Une fois calculé, ce delta permettra d'ajuster la quantité de carbone du pool.

– f_i – Les intrants de matière

Le terme f_i représente l'input de carbone organique du sol, SOC représente le stock de carbone du pool. Cet input est constitué d'une fraction, noté *Litter fraction* des résidus de végétation pour les pools de la litière (Eq. 3-29).

$$Litter\ fraction = 0.85 - 0.018 \times L:C \times C:N \quad \text{Eq. 3-11}$$

où $L:C$ est le ratio lignine:carbone issus de la littérature (Conde et al., 2005, Tableau 3-5) et $C:N$ est le ratio carbone:azote des résidus de culture (mesuré *in situ*).

Pour les pools de carbone organique du sol, les inputs de carbone dans un pool i sont définis par une fraction du carbone des autres pools. Chaque pool reçoit du carbone provenant des autres pools. Par exemple, le pool actif reçoit une fraction du flux de carbone venant des pools de litière structurale et métabolique, mais aussi des pools passif et lent (Fig. 3-5). Ces fractions de flux représentent la diffusion dans le sol des produits issus de la dégradation de la litière, mais également le cycle de vie des agrégats du sol, passant de structure stable à labile. Ces fractions sont notées f_{ij} avec i le pool de départ et j le pool d'arrivée.

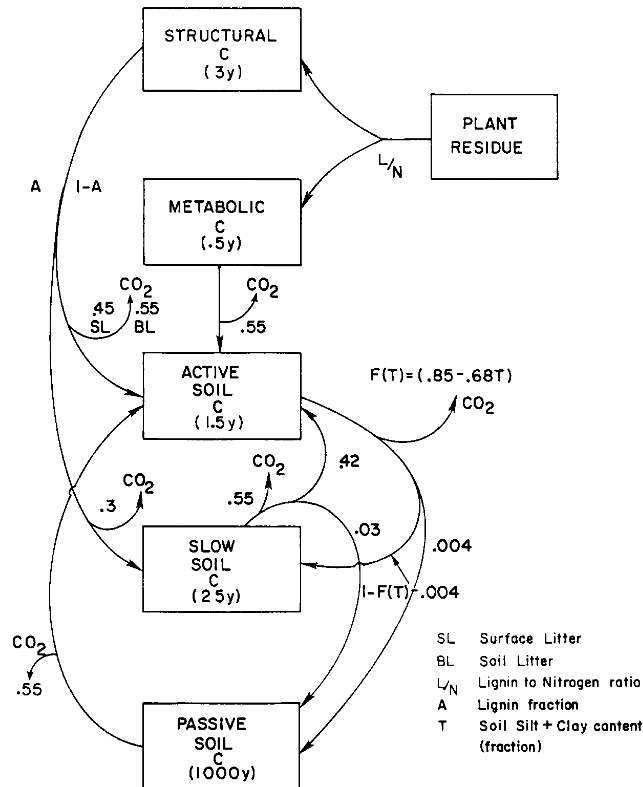


Figure 3-5 : Représentation du modèle de dynamique du carbone du sol de CENTURY (source : Parton et al. 1988)

– c – L'intensité du priming

Le paramètre c fait partie des transformations du formalisme de CENTURY Parton, Stewart, et Cole. réalisées par Guenet et al. « The Relative Importance of Decomposition and Transport Mechanisms in Accounting for Soil Organic Carbon Profiles »; « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». pour réaliser le module PRIM du modèle ORCHIDEE. Ce paramètre représente l'influence que joue la matière fraîche sur la dégradation des stocks de carbone du sol. En estimant l'impact de la matière fraîche sur la dégradation des pools de carbone du sol, ce module peut alors estimer l'effet priming. Dans une équation semblable, Wutzler et Reichstein « Priming and Substrate Quality Interactions in Soil Organic Matter Models ». ont proposé une équation dans laquelle la dégradation des pools de carbone du sol serait influencée par la quantité de biomasse microbienne (Eq. 3-12) et d'un paramètre C , similaire à celui présenté ici.

$$\frac{dSOC}{dt} = I - k_{SOC} \times SOC \times (1 - \exp^{-c \times MB}) \quad \text{Eq. 3-12}$$

Où MB représente la quantité de biomasse microbienne dans le sol. Le formalisme d'ORCHIDEE-PRIM ne simule pas la biomasse microbienne du sol, mais considère qu'elle est à l'équilibre avec la matière fraîche, impliquant que la relation entre la biomasse microbienne et le carbone organique issu de la matière fraîche est linéaire. Ainsi, ces équations représentent l'effet priming en utilisant une relation directe entre la matière organique fraîche arrivant au sol et la minéralisation du carbone organique du sol.

– FOM – La matière organique fraîche

Ce terme représente l'ajout de matière fraîche. Ce terme n'apparaît que dans les équations de dégradation des trois pools actif, lent et passif de carbone organique du sol. La FOM pour un pool i est constitué des pools pour lesquels la matière est organique est plus labile. Le modèle considère que les stocks de matière stable se constituent à partir d'apports des stocks plus labiles (Tab. 3-3).

Tableau 3-3 : Organisation des apports de matière organique fraîche pour chaque pool de carbone du sol.

Stock considéré	Stocks de source d'apport de matière fraîche
Actif	Litière métabolique et structurale
Lent	Litière métabolique, structurale et stock actif
Passif	Litière métabolique, structurale, stock actif et lent

Pour les stocks de litière métabolique et structurale, l'apport de matière fraîche se fait par le biais des résidus de culture. Ces résidus notés *FOM* sont constituées des résidus de cultures retournant au sol après récolte de la culture principale où lors de la destruction du couvert intermédiaire dans le cas des parcelles utilisant ces pratiques.

– T et θ – Impact de la température et de l'humidité

Ces deux facteurs (Eq. 3-9 et 3-10) sont respectivement des fonctions de contrôle de la dégradation du carbone organique en fonction de la température et de l'humidité. Ils permettent à l'équation de limiter l'activité des décomposeurs s'ils ne sont pas dans des conditions favorables de température et d'humidité. Ces fonctions varient entre 0 et 1, avec $T_s(^{\circ}K)$ la température du sol en degrés Kelvin et Hr l'humidité du sol en pourcentage.

Chaque pool possède plusieurs inputs et chacun de ces inputs participe à la dégradation du carbone organique du sol. Le formalisme de l'équation de dégradation dans sa forme complète correspond à l'équation 3-13 pour l'exemple du pool de carbone organique actif une fois tous les inputs pris en compte.

$$\begin{aligned} \frac{dSOC_{actif}}{dt} = & f_{LMA} \times \left(\frac{1}{T_{MET}}\right) \times SOC_{MET} \times T \times \theta + & \text{Eq. 3-13} \\ & f_{LstrA} \times \left(\frac{1}{T_{STR}}\right) \times SOC_{STR} \times \exp^{-3 \times L:C} \times (1 - L:C) \times T \times \theta + \\ & f_{SA} \times \left(\frac{1}{T_{SLO}}\right) \times SOC_{SLO} \times (1 - \exp^{-c_{slow} \times (SOC_{MET} + SOC_{STR} + SOC_{ACT})}) \times T \times \theta + \\ & f_{PA} \times \left(\frac{1}{T_{PAS}}\right) \times SOC_{PAS} \times (1 - \exp^{-c_{pass} \times (SOC_{MET} + SOC_{STR} + SOC_{ACT} + SOC_{SLO})}) \times T \\ & \times \theta - \\ & SOC_{ACT} \times \left(\frac{1}{T_{ACT}}\right) \times (1 - \exp^{-c_{Act} \times (SOC_{MET} + SOC_{STR})}) \times T \times \theta \end{aligned}$$

Pour chaque pool, la dégradation du carbone organique du sol produit un flux de respiration hétérotrophe en fonction des paramètres établis pour la parcelle étudiée. La respiration du sol séparée en deux flux, la respiration hétérotrophe de la litière ($R_{H\text{ Litière}}$) (Eq. 3-14) et la respiration hétérotrophe du sol ($R_{H\text{ Sol}}$) (Eq. 3-15). La somme des deux équations de respiration donne la respiration hétérotrophe totale du sol (Eq. 3-16). L'ensemble des paramètres du module COP est rassemblé dans le tableau 3-5.

$$R_{H\text{ Litière}} = (1 - f_{MET-A}) \times \left(\frac{1}{T_{MET}}\right) \times SOC_{MET} \times T \times \theta + \quad \text{Eq. 3-14}$$

$$(1 - f_{STR-A}) \times \left(\frac{1}{T_{STR}}\right) \times SOC_{STR} \times \exp^{-3 \times L:C} \times (1 - L:C) \times T \times \theta$$

$$+$$

$$(1 - f_{STR-S}) \times \left(\frac{1}{T_{STR}}\right) \times SOC_{STR} \times \exp^{-3 \times L:C} \times L:C \times T \times \theta$$

$$R_{H\text{ Sol}} = (1 - f_{AS} - f_{AP}) \times SOC_{ACT} \times \left(\frac{1}{T_{ACT}}\right) \times (1 - \exp^{-C_{ACT} \times (SOC_{MET} + SOC_{STR})}) \times T \quad \text{Eq. 3-15}$$

$$\times \theta +$$

$$(1 - f_{SA} - f_{SP}) \times SOC_{ACT} \times \left(\frac{1}{T_{SLO}}\right) \times (1 - \exp^{-C_{SLO} \times (SOC_{MET} + SOC_{STR} + SOC_{ACT})}) \times T$$

$$\times \theta +$$

$$(1 - f_{PA}) \times SOC_{PAS} \times \left(\frac{1}{T_{PAS}}\right) \times (1 - \exp^{-C_P \times (SOC_{MET} + SOC_{STR} + SOC_{ACT} + SOC_{SLO})}) \times T$$

$$\times \theta$$

$$Total R_H = R_{H\text{ litière}} + R_{H\text{ Sol}} \quad \text{Eq. 3-16}$$

Le modèle COP peut ainsi être représenté comme un ensemble de boîtes échangeant des flux de carbone et libérant des flux de CO_2 vers l'atmosphère à des rythmes différents dépendant du type de carbone organique considéré (Fig. 3-5).

Tableau 3-5 : Paramètres du module COP, inspiré du module PRIM de Guenet et al. (2016), adapté pour le modèle SAFYE-CO2 pour la culture du maïs avec une interculture de féverole d'hiver.

Modèle	Paramètre	Description	Valeur	Unité	Méthode	Source
Module Priming	Crop_res	Résidus de la culture principale	186.4	g C.m ⁻²	Mesure	In situ
	CC_res	Résidus du couvert intermédiaire laissé en surface	141	gC.m ⁻²	Littérature	Chamb. Agri. Meuse – Fiche technique n°9 : féverole
	SOC _{MET}	Quantité de carbone organique du pool de litière métabolique	85 % du carbone des résidus de culture mesurés sur le terrain	g C.m ⁻²	Littérature	Parton et al. (1988)

SOC _{STR}	Quantité de carbone organique du pool de litière structurale	15 % du carbone des résidus de culture mesurés sur le terrain	g C.m ⁻²	Littérature	Parton et al. (1988)
SOC _{ACT}	Quantité de carbone organique du pool actif	[2 – 3] % de SOC _{TOT}	g C.m ⁻²	Littérature	Parton et al. (1988)
SOC _{SLO}	Quantité de carbone organique du pool lent	[45 – 60] % de SOC _{TOT}			
SOC _{PAS}	Quantité de carbone organique du pool passif	[45 – 50] % de SOC _{TOT}			
Priming texture	Facteur de la dégradation du carbone en fonction du contenu en argile du sol	-12.5	-	Littérature	Guenet et al (2016)
f _{XY}	Transfert de carbone organique du pool X vers le pool Y	f _{MET-A} = 0.45 f _{STR-A} = 0.20 f _{STR-S} = 0.40 f _{AS} = 0.27 f _{AP} = 0.004 f _{SA} = 0.42 f _{SP} = 0.03 f _{pa} = 0.45	-	Littérature	Parton et al. (1988)
L:C	Ratio lignine : carbone dans la plante	0.575	-	Littérature	Conde et al. (2005)
c _X	Impact de la matière fraîche sur la dégradation du carbone organique du pool X	c _A = [0.002 – 500] c _S = [0.002 – 500] c _P = [0.002 – 500]	-	Calibration	-
T _X	Temps de résidence du carbone dans le pool X	T _{MET} = 0.066 T _{STR} = 0.245 T _A = [10 ⁻³ – 0.5] T _S = [0.5 - 5] T _P = [5 - 500]	jour jour	Littérature Calibration	Parton et al. (1988)

La simulation de l'effet priming n'est pas automatiquement réalisée par le modèle mais, comme pour le modèle ORCHIDEE-PRIM, doit se calculer à partir des simulations de respiration du sol avec et sans inputs de matière fraîche. Pour les parcelles agricoles, l'apport de matière fraîche se fait majoritairement par retour de la production végétale au sol. Une estimation de la quantité de résidus retournant au sol a été effectuée à partir de prélèvements sur la parcelle de Lamasquère pour les années de culture du maïs (Tab. 3-4). La valeur moyenne de ces retours au sol sera utilisée pour estimer la quantité de résidus allant au sol après la récolte du maïs.

Tableau 3-4 : Masse sèche des résidus de culture de maïs pour le site de Lamasquère.

Dates	Résidus (g MS m ⁻²)
04/09/2006	140.3
17/09/2006	152.5
21/09/2008	222
03/09/2008	230.7
Moyenne	186.4

Pour les parcelles ayant plusieurs apports de matière fraîche au sol par an du fait de l'apport de la culture principale et de la culture intermédiaire, comme la parcelle NT+CC d'Estampes, il est possible de définir plusieurs dates d'apport de matière fraîche avec plusieurs cycles de végétation dans le modèle. Il y aura alors deux apports, l'un avec la destruction du couvert intermédiaire et l'autre avec la récolte de la culture principale laissant les résidus de culture sur place.

La quantité d'apport de matière fraîche provenant d'un couvert est estimée par une étude de la littérature pour les différents types et assemblages de couverts végétaux. Les deux apports de matière différeront par leur composition, notamment leur rapport C:N. Cet apport de matière fraîche peut être ajouté directement dans le modèle. La comparaison des simulations des flux de respiration avec apport et sans apport de matière fraîche (FOM_{inp}) donnera ainsi l'estimation de l'effet priming (Eq. 3-17).

$$Priming = Total R_{H+FOM_{inp}} - Total R_{H-FOM_{inp}} \quad \text{Eq. 3-17}$$

Les équations du module priming utilisent différentes sorties de SAFYE-CO2 pour réaliser la dynamique de dégradation du carbone du sol. Premièrement, toutes les équations utilisent les simulations de la dynamique de l'humidité du sol, plus précisément de la couche d'élongation racinaire. Elles utilisent également la production de biomasse afin d'estimer les apports de matière fraîche faits au sol. Les différents paramètres du module de priming doivent cependant être calibrés pour chaque site car l'impact de la matière fraîche sur la dégradation carbone organique du sol ainsi que le temps de résidence du carbone dans les pools de carbone du sol sont différents pour chaque site et chaque année simulée.

3.3 Calibration des paramètres de végétation pour le site de Lamasquère

Dans un premier temps, les paramètres permettant de représenter la végétation dans le modèle SAFYE-CO2 doivent être calibrés pour simuler la dynamique de la végétation avec le moins d'erreur possible. La calibration des paramètres de végétation du modèle SAFYE-CO2 a été réalisée à partir de la méthode d'échantillonnage préférentiel, ou « *importance sampling* », qui permet d'estimer les meilleures valeurs des paramètres à partir d'une grande quantité de simulation. Pour chaque simulation ainsi réalisée, une fonction coût représentant l'erreur du modèle est calculée. Nous avons choisi de travailler avec le *Root Mean Square Error* (RMSE) permettant de représenter l'écart entre nos simulations et les observations. Pour chaque simulation, le modèle tire aléatoirement une valeur comprise entre les bornes min et max de chaque paramètre à optimiser. Une fois l'ensemble des simulations réalisées, le jeu de paramètres donnant l'erreur minimum est retenu.

3.3.1 Méthode et résultats de la calibration des paramètres de végétation

Cette méthode a été appliquée pour les années où le site de Lamasquère produisait du maïs en été, c'est-à-dire 2014, 2015, 2017 et 2019. L'année 2014 a été difficile à intégrer dans notre étude en raison de l'implantation d'un couvert intermédiaire sur la moitié de la parcelle. Les années 2015, 2017 et 2019 ne posent pas de problème particulier pour les exercices de simulation, mais nous avons peu de données de LAI pour 2015 (5 dates) et des données météorologiques altérées pour

2017. Nous avons donc choisi de présenter ici les résultats pour les exercices de simulations à partir des mesures réalisées en 2019 (Annexes 7).

Pour l'année 2019, l'ensemble des données météorologiques est complet et un ensemble de 24 dates d'observations satellites du LAI sont disponibles (Fig. 3-6). Sur les 24 dates d'observations satellites du LAI, 2 dates sont postérieures à la culture du maïs et ne présentent donc pas d'intérêt pour l'exercice d'optimisation des paramètres de végétation. Ces deux observations seront donc retirées lors de la calibration des paramètres de végétation.



Figure 3-6 : Chronologie des images acquises par Sentinel 2 pour l'observation du LAI disponibles pour la parcelle de Lamasquère en 2019.

Les paramètres de végétation calibrés (Tab. 3-5) pour les simulations de GAI permettent de réaliser une simulation de la dynamique de GAI au cours de la saison. La figure 3-7 représente la dynamique du développement de la végétation de la parcelle de Lamasquère (2019). Les observations sont issues des images satellites et les simulations sont produites par le modèle. La dynamique du modèle suit les variations observées et ne reproduit pas le bruit des observations satellites. Sur la période de maturation du maïs, du jour 150 à 250, les observations satellites présentent une variabilité surprenante que le modèle permet de lisser pour obtenir une dynamique plus vraisemblable de la végétation.

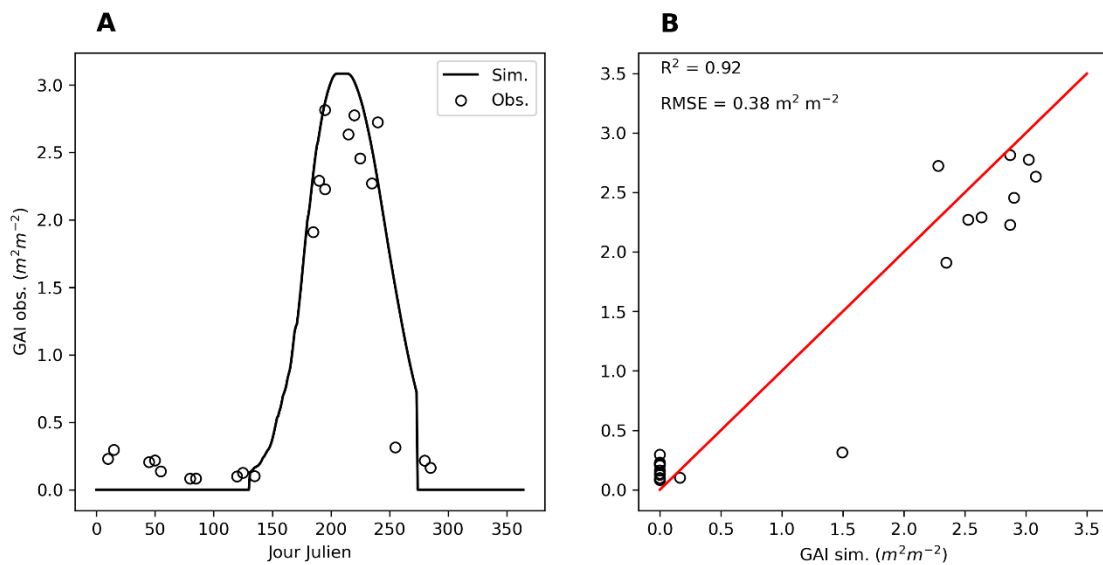


Figure 3-7 : Evolution temporelle des simulations produites par SAFYE-CO2 et des observations Sentinel-2 des valeurs de GAI ($R^2 = 0.92$, $RMSE = 0.38 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) (A) et comparaison des valeurs de GAI simulées par rapport aux observées (B) pour la parcelle de Lamasquère en 2019

La figure 3-7 B montre une représentation des performances du modèle à estimer la surface de feuille verte (GAI) face aux observations satellites pour le site de Lamasquère en 2019. Le modèle reproduit fidèlement les observations satellites de la surface végétale (Fig. 3-7 B) avec une erreur modeste ($R^2 = 0.92$, $RMSE = 0.38 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$). Ces résultats permettent de confirmer que le modèle SAFYE-CO2 est capable de réaliser des interpolations correctes concernant la dynamique surface végétale, de même que lors de précédentes études Duchemin et al., « A Simple Algorithm for Yield Estimates »; Pique et al., « Estimation of Daily CO2 Fluxes and of the Components of the Carbon

Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model »..

Tableau 3-5 : Paramètres de végétation calibrés pour la parcelle de Lamasquère (2019)

Paramètre	Valeur calibrée	Unité
ELUE _A	1.69	g MJ ⁻¹
SLA	0.058	m ² g ⁻¹
SEN _a	977.03	°C
SEN _b	15458.39	°C j ⁻¹
PL _a	0.9	
PL _b	0.00012	
D ₀	131	J Julien

Le fait que cette version du modèle ne prenne pas en compte les repousses limite sa capacité à correspondre le plus possible aux observations satellites. Cependant, il reste pertinent pour la production d'information sur l'évolution de la végétation par la culture principale sur la saison culturale.

3.3.2 Performances des simulations pour le site de Lamasquère

L'appui de la télédétection dans la calibration des paramètres de végétation permet une bonne représentation de la simulation de la GPP pour l'année 2019 (Fig. 3-8). La couverture des données satellites ne permet cependant pas de pallier totalement les surestimations du modèle au moment de la mise en place de la culture principale (Fig. 3-8 A), notamment entre les jours 150 et 200. Les performances du modèle pour la simulation de la GPP sont satisfaisantes (Fig. 3-7 B : RMSE = 2.74 g C m⁻² j⁻¹, R² = 0.89).

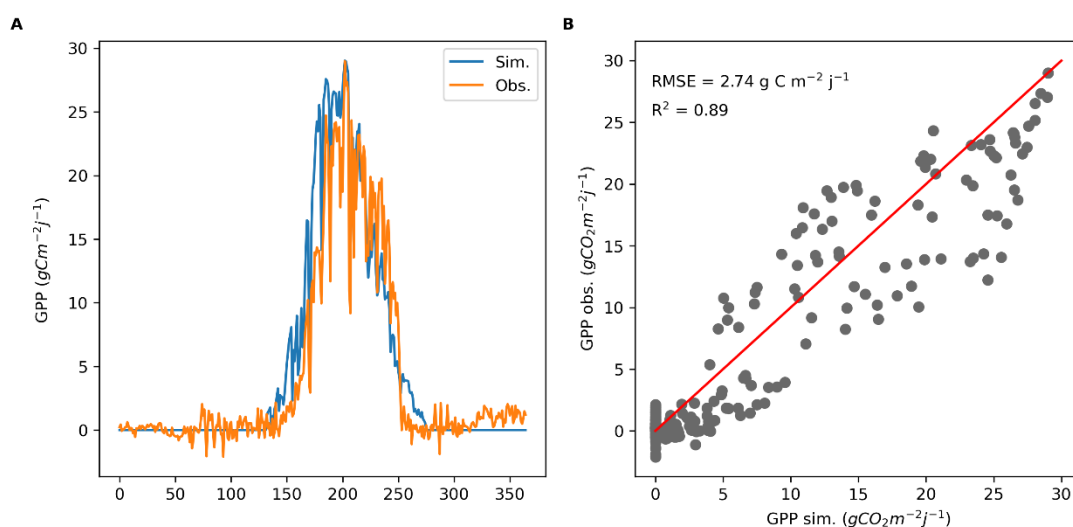


Figure 3-8 : Evolution temporelle des simulations produites par SAFYE-CO2 et des observations des valeurs de GPP (R² = 0.89, RMSE = 2.74 g C m⁻² j⁻¹) (A) et comparaison des valeurs de GPP simulées par rapport aux observées (B) pour la parcelle de Lamasquère en 2019

On note que le modèle sous-estime la GPP au moment de la senescence, entre les jours 200 et 250, observation que l'on retrouve également dans la simulation de la R_{ECO} (Fig. 3-7). Cette mauvaise estimation lors de la senescence est due à un manque d'information satellite sur cette période de l'année. Concernant la dynamique de la R_{ECO} (Fig. 3-9 A), le modèle estime correctement l'évolution de la respiration de l'écosystème. Les variations observées avant et après la mise en place de la culture principale sont dues à des adventices hivernaux ou des repousses (entre les jours 50 et 100) qui ne sont pas simulées par le modèle. On note également une observation de flux supplémentaires suite à la récolte du maïs, probablement dus à de l'effet priming (entre les jours 260 et 310). Malgré cela, les performances du modèle (Fig. 3-9 B) sont acceptables pour la simulation de la R_{ECO} , même si elles sous-estiment les flux en ne prenant pas en compte une part de ceux-ci.

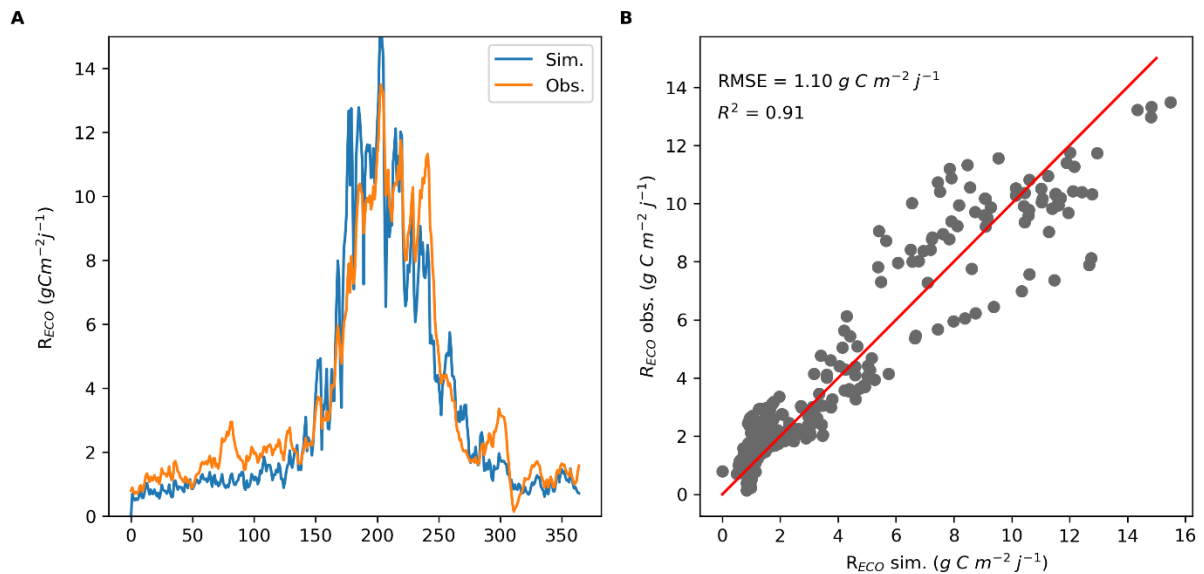


Figure 3-9 : Evolution temporelle des simulations produites par SAFYE-CO2 et des observations des valeurs de R_{ECO} ($R^2 = 0.91$, $RMSE = 1.10 g C m^{-2} j^{-1}$) (A) et comparaison des valeurs de R_{ECO} simulées par rapport aux observées (B) pour la parcelle de Lamasquère en 2019

La simulation des composantes du cycle du carbone pour la parcelle de Lamasquère en 2019 sont satisfaisantes. Le modèle reproduit avec fidélité les variations des flux de carbone pour la parcelle et atteint de bonnes performances. Le modèle permet également de simuler les flux nets de carbone (Fig. 3-10) qui sont correctement estimés. La dynamique saisonnière simulée suit les variations observées par la tour à flux (Fig. 3-10 A), mais sous-estime légèrement les échanges au moment du développement de la culture (entre les jours 150 à 250). Les performances de la simulation représentent cette sous-estimation (Fig. 3-10 B) en affichant une erreur de $2.14 g C m^{-2} j^{-1}$ et un $R^2 = 0.71$, ce qui renvoie à une estimation correcte la dynamique de NEE.

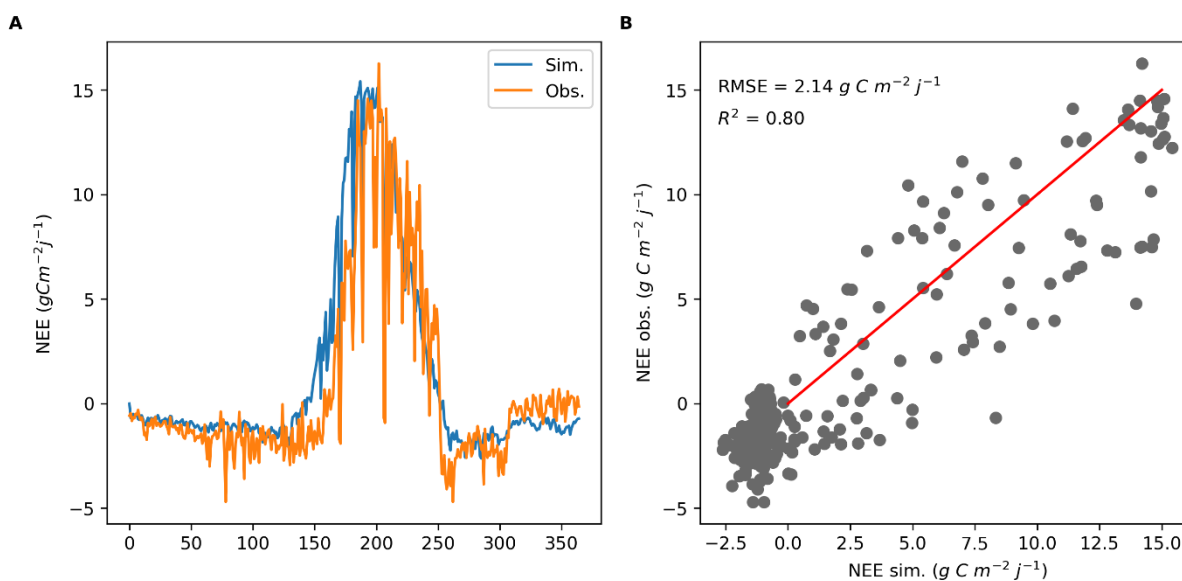


Figure 3-10 : Evolution temporelle des simulations produites par SAFYE-CO2 et des observations des valeurs de NEE ($R^2 = 0.80$, $RMSE = 2.14 g C m^{-2} j^{-1}$) (A) et comparaison des valeurs de NEE simulées par rapport aux observées (B) pour la parcelle de Lamasquère en 2019

L'estimation des rendements pour la parcelle du site de Lamasquère mène à de grands écarts entre la réalité terrain et les simulations. Les relevés de terrain du 28 août 2019 montrent que, 15 jours avant la récolte, le rendement de la parcelle est estimé à $15.48 t ha^{-1}$ alors que le modèle SAFYE-CO2 estime les rendements à $10.94 t ha^{-1}$. Les travaux de Pique (2021) ont montré que le modèle n'arrivait pas à reproduire les flux de carbone correctement s'il reproduisait correctement les rendements et inversement. La conclusion de ces précédents travaux était que les mesures des flux de carbone issus de la tour à flux du site de Lamasquère étaient faussées notamment à cause d'une proximité trop importante entre les capteurs de flux et la culture, la distance minimale prescrite par le constructeur n'étant pas respectée lorsque le maïs atteint sa taille maximale. Or, ce problème avait par la suite été réglé et la distance entre les capteurs et la culture a été corrigée par l'ajout d'un chariot élévateur sur la tour à flux. Cependant, il ne semble pas que ces ajustements soient suffisants pour régler ce problème.

L'estimation du rendement produit par le modèle SAFYE-CO2 pour la culture du maïs n'est pas encore validée et la validation de cette dernière nécessite encore des améliorations, notamment à travers l'ajustement des paramètres de végétation. Plusieurs voies d'amélioration sont étudiées, notamment un échantillonnage particulier pour certains paramètres, basé sur une approche logarithmique. Cette approche est actuellement en cours d'évaluation pour la calibration des paramètres de végétation pour un ensemble de cultures, dont le maïs.

3.4 Simulation des dynamiques de la respiration du sol et de l'effet priming dans SAFYE-CO2 avec le module COP

3.4.1 Calibration des paramètres du module COP

Afin de calibrer les paramètres des équations de l'effet priming, nous avons utilisé les gammes de variations décrites par Guenet et al. (2016). Pour calibrer nos paramètres, nous réalisons un

ensemble de simulations pour lesquelles les paramètres sont tirées aléatoirement dans les gammes de variations ainsi choisies. La calibration des paramètres des équations du module COP (Tab. 3-6) ont été réalisées à partir des mesures de R_{ECO} du site instrumentalisé de Lamasquère pour l'année 2019. Nous avons retenu cette année à partir des performances de simulations obtenues pour la GPP à partir de la calibration des paramètres de végétation. Pour réaliser la calibration des paramètres du module COP, les données de R_{ECO} mesurées sur le site en 2019 ont été comparées aux simulations de R_H avec et sans le module COP, additionnées aux simulations de R_{AUTO} produites par SAFYE-CO2 ($R_{ECO} = R_H + R_{AUTO}$). La R_{AUTO} de SAFYE-CO2 comprenant la respiration des plantes entières sans distinction de l'appareil racinaire ou aérien, l'addition $R_H + R_{AUTO}$ donne R_{ECO} . Pour le module COP, comme pour le module PRIM, seul 6 paramètres sont optimisés : les paramètres c_i et T_i où i est l'un des trois pools de carbone du sol. Les bornes entre lesquelles ces paramètres sont calibrés sont issues des travaux de Guenet et al. (2016).

Tableau 3-6 : Valeurs des paramètres optimisées des équations du module priming (Guenet et al., 2016), d'impact d'apport de matière fraîche sur la dégradation de la matière organique du sol (c) et du temps de résidence du carbone dans chaque pool de carbone organique du sol (T), calibrés pour à partir d'observations de la tour à flux du site de Lamasquère (2019).

Paramètres	Gamme de variation	Valeur	Unité
C_{ACTIF}	$[2 \times 10^{-4} - 500]$	17.99	-
C_{LENT}	$[2 \times 10^{-4} - 500]$	10.41	-
C_{PASSIF}	$[2 \times 10^{-4} - 500]$	218.43	-
T_{ACTIVE}	$[0.4 - 200]$	53.79	J
T_{SLOW}	$[200 - 2000]$	200	J
$T_{PASSIVE}$	$[2000 - 200000]$	2000	J

A l'inverse de ce qui est montré dans Guenet et al. (2016), le paramètre c est plus important pour le stock de carbone passif.

Les valeurs pour les paramètres de temps de résidence du carbone dans le sol sont proches des minimums des bornes de calibration pour les stocks lent et passif ce qui peut entraîner des respirations importantes pour ces stocks de carbone.

3.4.2 Résultats et performances du module COP

Le modèle n'est pas capable d'estimer le délai de réponse entre l'apport de matière fraîche lors de la récolte de la culture principale et l'apparition de l'effet priming. Le codage du modèle implique que l'effet priming est immédiat, cependant nous avons observé les délais entre la date de récolte et l'observation d'une augmentation de la R_{ECO} attribué à l'effet priming pour les années de culture de maïs (2015, 2017 et 2019) pour le site de Lamasquère (Fig. 3-11). On compte de 15 à 30 jours entre la récolte et l'observation du pic de priming supposé (22 jours en 2014, 15 jours en 2015 et 29 jours en 2019). Ce décalage entre l'arrivée de la matière fraîche au sol et l'observation de l'effet priming pourrait s'expliquer par les conditions météorologiques, la texture du sol ou la nature de la matière fraîche (ratio C/N, teneur en lignine, etc.). Pour les trois années étudiées, des pluies suivant la récolte sont observées en simultané de l'effet priming. Les précipitations peuvent effectivement être déterminantes pour le transport des matières organiques dissoutes dans le sol Herbrich et al., « Water Balance and Leaching of Dissolved Organic and Inorganic Carbon of Eroded Luvisols Using High Precision Weighing Lysimeters ». Peu d'informations sur le délai entre l'apport de matière fraîche et la réponse du sol par un effet priming sont disponibles dans la littérature. Nous avons donc

choisi d'ajuster le temps de réponse du modèle en fonction des observations terrain. Pour le site de Lamasquère en 2019, nous avons choisi d'appliquer un délai de 15 jours entre la récolte et la mise en place de l'effet priming, représentant une valeur moyenne d'apparition de l'effet priming sur l'ensemble de nos données disponibles. Les facteurs influençant le délai de réponse du priming ne sont pas connus, mais ce délai dépend vraisemblablement des conditions climatiques, une pluie pourra accélérer l'arrivée de l'apport de matière fraîche au sol par exemple.

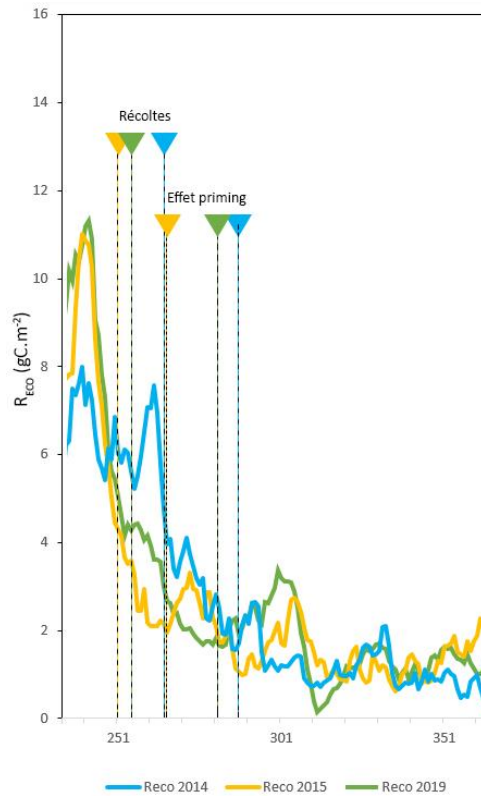


Figure 3-11 : Observation des délais entre la récolte et l'apparition d'un effet priming sur le site de Lamasquère pour une culture principale de maïs en 2014, 2015 et 2019.

La figure 3-12 montre les simulations du modèle SAFYE-CO2 avec et sans le module COP pour le site de Lamasquère en 2019. Le module COP considère que le pic de respiration arrivant après la récolte (Fig. 3-12 4) correspond à un effet priming.

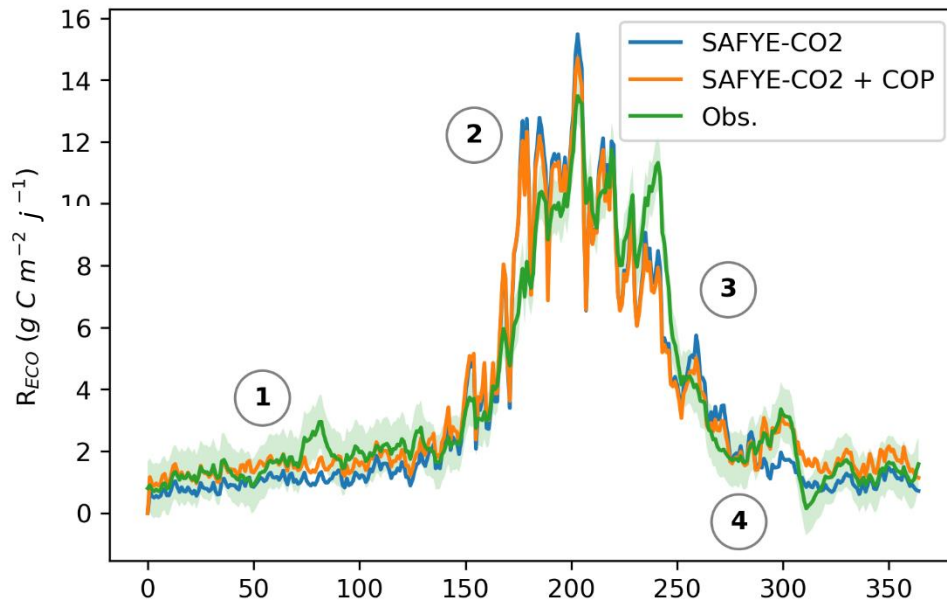


Figure 3-12 : Evolution temporelle de la respiration de l'écosystème représentée par les modèles SAFYE-CO2 avec et sans le module COP comparée aux observations de R_{ECO} du site instrumentalisé de Lamasquère (2019) avec intervalle confiance à 95%.

On observe lors du développement de la culture (Fig. 3-12 2) que les simulations suivent correctement la dynamique de croissance de la végétation, mais des écarts sont observés, notamment au début de la phase de maturité de la culture principale (entre les jours 175 et 200), où les simulations surestiment les observations. En fin du cycle de végétation (Fig. 3-12 3), les flux simulés diminuent en lien avec la sénescence de la culture principale, or les flux mesurés par la tour d'eddy-covariance diminuent légèrement plus tard. Cette estimation légèrement décalée entre les simulations et les observations des flux est probablement liée à la calibration des paramètres de végétation, ne permettant pas de représenter l'ensemble des phénomènes ayant cours au niveau de la parcelle. On peut notamment observer cette divergence en superposant la simulation de GAI avec les simulations de R_{ECO} (Fig. 3-13) qui montrent que les flux simulés diminuent lorsque le modèle estime que la culture commence la sénescence.

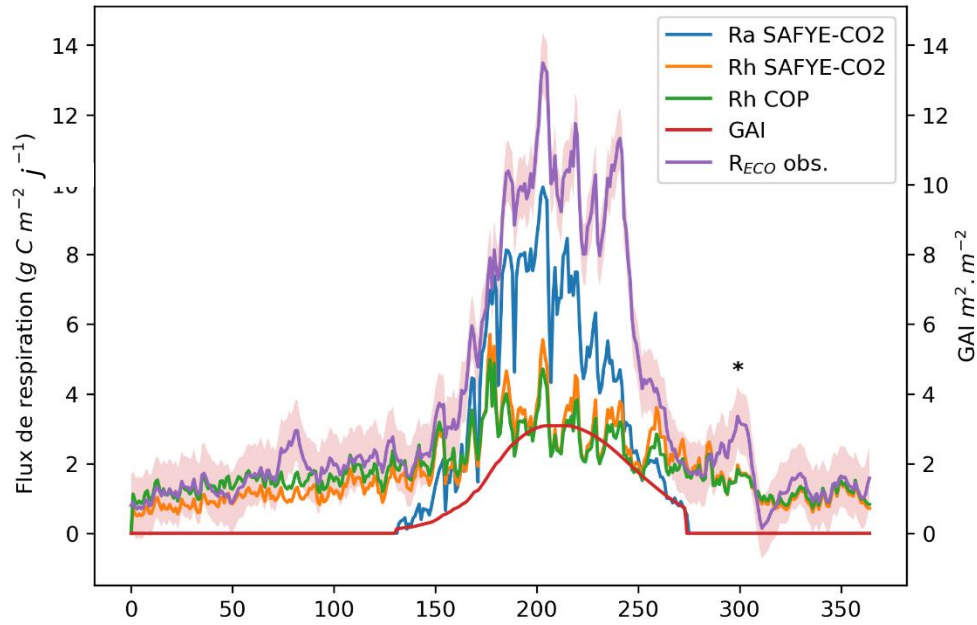


Figure 3-13 : Evolution temporelle de la respiration hétérotrophe représentée par le modèle SAFYE-CO2 avec et sans le module COP, de la respiration autotrophe par le modèle SAFYE-CO2, comparées aux observations de R_{ECO} du site instrumentalisé de Lamasquère (2019) avec intervalle confiance à 95% et la simulation de GAI par SAFYE-CO2.

On note que le modèle réussit à simuler convenablement la respiration de l'écosystème à l'échelle de la parcelle (Fig. 3-14). Les simulations réalisées avec le module COP donnent des performances satisfaisantes ($RMSE_{SAFYE-CO2 + COP} = 1.02 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$; $R^2 = 0.90$), comparées aux simulations réalisées sans le module COP ($RMSE_{SAFYE-CO2} = 1.10 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$; $R^2 = 0.91$), cependant, le modèle n'arrive pas à suivre certaines variations observées par le site instrumentalisé. C'est notamment le cas au début de la période de culture (Fig. 3-12 1) où des flux mesurés échappent aux simulations de SAFYE-CO2 et COP. Ces flux observés sont principalement dus à la pousse d'adventices, l'apparition progressive du flux et son arrêt relatif net correspondent à une pousse d'adventice suivi d'un labour. L'itinéraire technique de la parcelle précise qu'un labour a eu lieu le 19 mars 2019 (jour 78), quelques jours avant que la R_{ECO} atteigne son pic pour cet évènement.

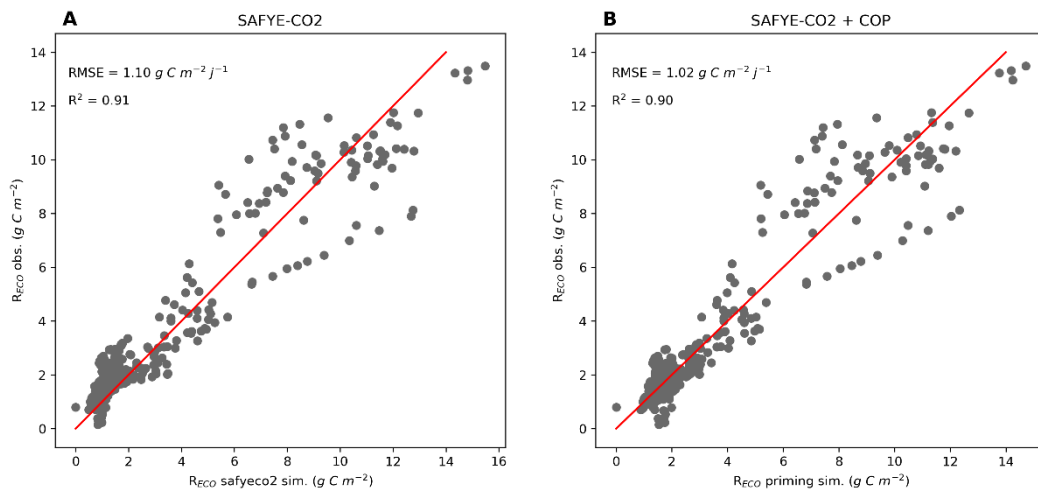


Figure 3-14 : Nuages de points des simulations de la R_{ECO} par SAFYE-CO2 (A) et le module COP (B) face aux valeurs mesurées par le site instrumentalisé de Lamasquère en 2019.

Enfin, on observe que le modèle SAFYE-CO2 n'arrive pas à simuler les variations en fin de saison (Fig. 3-12 4), alors que le module COP permet d'intégrer ces fluctuations dans ses simulations de respiration hétérotrophes. Les flux de respiration de la parcelle augmentent en lien avec l'arrivée au sol des résidus de culture, puis diminuent brutalement avant de retrouver des valeurs habituelles en fin de saison. Cette dynamique est probablement due à l'effet priming. Ces fluctuations se produisent entre la fin octobre et le milieu du mois de novembre, ce qui peut également correspondre à des repousses automnales ou au développement d'adventices. Cependant, les valeurs de LAI satellites ne permettent pas de confirmer cette hypothèse, de très faibles valeurs de LAI étant observées au moment où l'augmentation des flux est mesurée. Ainsi, les flux de carbone observés plusieurs jours après la récolte correspondent vraisemblablement à un effet priming, dont la réaction aurait pu être retardée par un manque de pluie. On observe que les premières précipitations après la récolte arrivent en simultané de l'effet priming. Au moment de la récolte, entre les jours 274 et 300, le module COP est nettement plus performant que le modèle SAFYE-CO2 en réduisant l'erreur RMSE (0.75 contre 0.37 g C m⁻² j⁻¹ pour SAFYE-CO2 et COP, respectivement) et en améliorant la valeur du R² (-2.88 à 0.48 pour SAFYE-CO2 et COP, respectivement).

Nous supposons que la pluie a permis la diffusion de la matière fraîche issue des résidus de culture sous forme de carbone organique dissout, comme cela a déjà été observé dans la littérature Yang et al., « The Partitioning of Litter Carbon Fates during Decomposition under Different Rainfall Patterns ». Selon l'itinéraire technique, le semis du blé d'hiver se fait au moment où l'effet priming diminue, le jour 300 (Fig. 3-13 *). Le passage des machines agricoles pour le semis du blé d'hiver peut alors limiter la respiration du sol, notamment par compaction de ce dernier Nawaz, Bourrié, et Trolard, « Soil Compaction Impact and Modelling. A Review ».

Ainsi, on constate que les équations du module COP apportent une meilleure représentation de la dynamique de la R_{ECO} que ce que produit le modèle SAFYE-CO2. Pour le site de Lamasquère en 2019, les flux simulés par le module COP sont légèrement plus importants que ceux simulés par le modèle SAFYE-CO2, notamment pour les périodes sans végétation. Ces périodes correspondent au moment où la parcelle est laissée en sol nu. Il s'agit donc des moments où la respiration est dominée par la composante hétérotrophe. Cette composante semble être mieux prise en compte par le module COP pour cette année de mesure.

Le module COP permet de mieux reproduire la dynamique des observations des flux de R_{ECO} notamment à travers la prise en compte de l'effet priming. On peut évaluer la qualité de la simulation des flux de R_{ECO} par les valeurs de RMSE et R² : l'erreur de simulation diminue légèrement entre les simulations sans et avec le module COP. Ce module permet de réduire l'erreur pour la simulation des données de respiration du site de Lamasquère en 2019. Or, la valeur de R² baisse très légèrement avec le module COP, montrant une légèrement moins bonne de la représentation de la R_{ECO} par le modèle SAFYE-CO2 avec le module COP pour ce cas d'étude (Fig. 3-14). Les plus faibles valeurs pour SAFYE-CO2 sont légèrement sous-estimées que pour les simulations faites avec le module COP. Cette observation complète la précédente et précise que le module COP sous-estime moins les observations que SAFYE-CO2 pour les flux observés en 2019.

Cela semble contradictoire avec l'observation d'une meilleure représentation dynamique au cours de la saison, notamment à travers la prise en compte de l'effet priming. Cet écart entre une moins bonne représentation des données de R_{ECO} à l'échelle de la saison et une meilleure observation de la dynamique saisonnière montre que l'ajout du module COP au modèle SAFYE-CO2 permet de conserver les performances de représentation des flux de carbone du modèle SAFYE-CO2, en plus

d'ajouter la prise en compte de l'effet priming et des stocks de carbone. On notera que les simulations du module COP sont dans l'intervalle de confiance de 95 % représentés autour des valeurs de R_{ECO} pour le site de Lamasquère en 2019.

3.4.3 Performances du module COP pour le site de Lamasquère en 2015 : validation de l'approche pour les flux R_{ECO}

Suite à la calibration des paramètres du module COP et aux observations des résultats pour la parcelle de Lamasquère en 2019, nous choisissons de réaliser une étape de validation de l'approche du modèle sur le même site expérimental mais pour une année différente, en 2015. Cette année a été retenue en fonction de la bonne qualité des données permettant la calibration des paramètres de végétation (annexe 6).

Les flux de respiration de l'écosystème simulés par le module COP sont très proches de ceux observés par le système d'eddy-covariance (Fig. 3-15 1) jusqu'au moment de la récolte. On note que les simulations proposées par les deux modèles sont situées dans l'intervalle de confiance de 95 %. Lors du développement de la culture principale (Fig. 3-15 2), les valeurs simulées du module COP, comme par le modèle SAFYE-CO₂, sont supérieures aux observations, avec un écart de plus de $3 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$. Cet écart important est vraisemblablement lié à une propagation de l'erreur de simulation de la GPP qui se retrouve dans la simulation de la respiration autotrophe (R_A). Lors de la sénescence, la diminution des flux est bien représentée par les deux modèles (Fig. 3-15 3), mais les simulations atteignent des valeurs inférieures aux observations. Suite à la récolte le module COP simule un effet priming (Fig. 3-15 4) qui permet aux flux simulés par le module COP d'atteindre des valeurs proches des observations. Lors de la fin de saison, les simulations des modèles SAFYE-CO₂ sont inférieures aux observations, tandis que les simulations du module COP sont supérieures aux observations. De nouveau, les deux simulations proposées sont comprises dans l'intervalle de confiance de 95 %.

Le module COP porte des performances légèrement meilleures aux simulations de la R_{ECO} proposées par SAFYE-CO₂. L'erreur de simulation entre SAFYE-CO₂ et le module COP est proche ($RMSE_{SAFYE-CO_2} = 1.49 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$, $RMSE_{SAFYE-CO_2 + COP} = 1.39 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) et la qualité de la représentation des flux par le module COP est similaire aux performances de SAFYE-CO₂ ($R^2_{SAFYE-CO_2} = 0.84$, $R^2_{SAFYE-CO_2 + COP} = 0.84$).

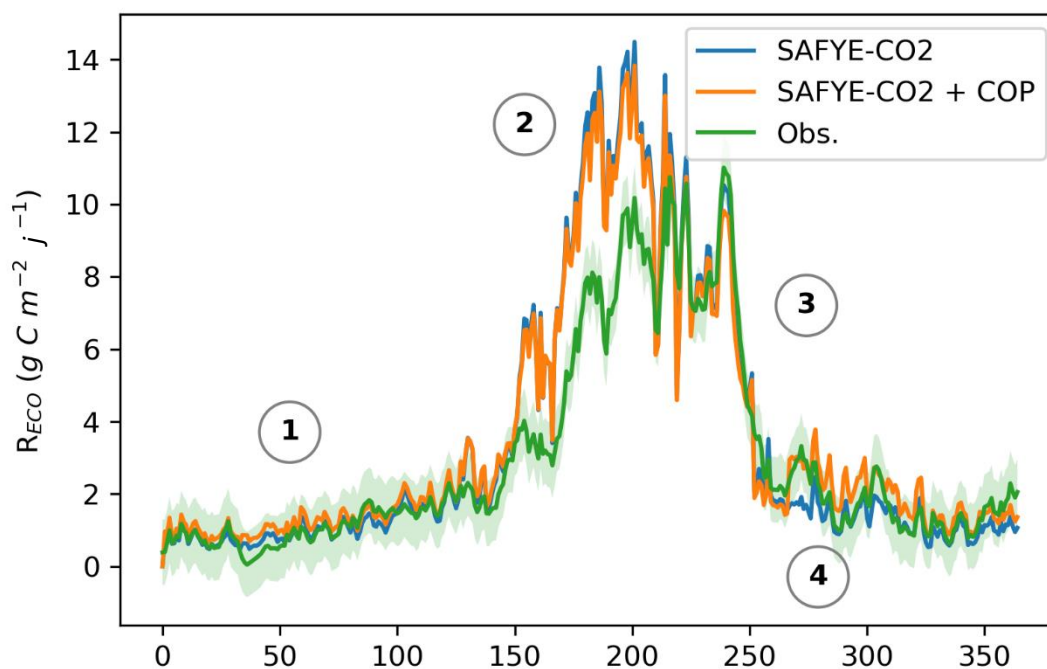


Figure 3-15 : Evolution temporelle de la respiration de l'écosystème représentée par les modèles SAFYE-CO2 avec et sans le module COP comparée aux observations de R_{ECO} du site instrumentalisé de Lamasquère (2015) avec intervalle confiance à 95%. Les simulations issues du module COP sont réalisées à l'aide du jeu de paramètres calibrés pour la parcelle du site de Lamasquère en 2019.

Le module COP ne permet cependant pas de corriger les problèmes de mauvaises estimations des flux de R_{ECO} pour la saison, notamment au moment du développement de la culture principale. Pour Lamasquère en 2015, on note également que les simulations de R_{ECO} diminuent dès le début de la sénescence (Fig. 3-16), comme observé pour Lamasquère en 2019. En fin saison, le module COP simule un effet priming en lien avec l'arrivée au sol des résidus de culture (Fig. 3-16 *). Cette augmentation des flux en lien avec l'apport de matière fraîche perdue et entraîne des flux de carbone plus importants pour la fin de la saison.

Ce résultat suppose que les paramètres calibrés en 2019 ne sont pas parfaitement adaptés pour l'année 2015. Dans ce cas, l'effet priming aurait une dynamique différente entre les années 2019 et 2015, et les paramètres régulant son activité seraient variables dans le temps. Cette idée est déjà apparue dans la littérature, montrant que le temps de résidence du carbone dans le sol est une variable avec une forte hétérogénéité spatiale Wang et al., « Mean Residence Times of Active and Slow Soil Organic Carbon Pools in Croplands across China ». Les mécanismes de stabilisation du carbone peuvent également induire une hétérogénéité temporelle du temps de résidence. De plus, le changement climatique joue un rôle crucial dans le temps de résidence du carbone dans le sol, ce dernier dépendant notamment de la température et des précipitations Chen et al., « Mean Residence Time of Global Topsoil Organic Carbon Depends on Temperature, Precipitation and Soil Nitrogen ». Il est donc possible que pour chaque année de culture, les conditions menant à un effet priming soient différentes. Il est envisageable que le module COP ne puisse être stable dans le temps, mais nécessite des réajustements en fonction des années et des localités pour lesquelles les simulations sont réalisées.

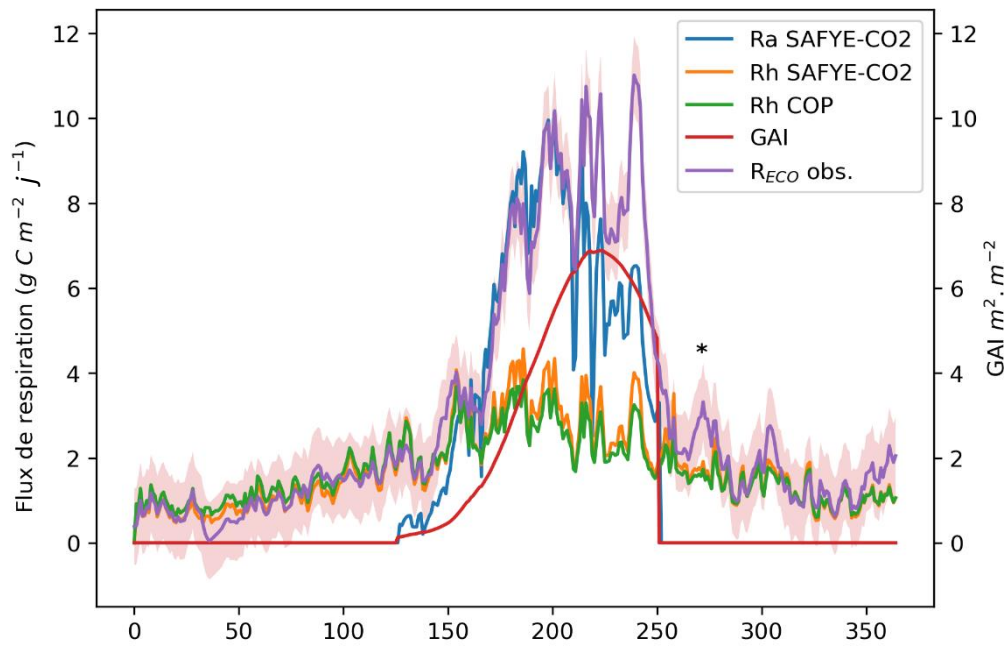


Figure 3-16 : Evolution temporelle de la respiration hétérotrophe représentée par le modèle SAFYE-CO2 avec et sans le module COP, de la respiration autotrophe par le modèle SAFYE-CO2, comparées aux observations de R_{ECO} du site instrumentalisé de Lamasquère (2015) avec intervalle confiance à 95% et la simulation de GAI par SAFYE-CO2. Les simulations issues du module COP sont réalisées à l'aide du jeu de paramètres calibrés pour la parcelle du site de Lamasquère en 2019.

Les flux compris entre 0 et 4 g C m⁻² j⁻¹ sont mieux représentés que les flux compris entre 4 et 12 g C m⁻² j⁻¹ (Fig. 3-17). Cela correspond à ce que nous observons, où les simulations de R_{ECO} pour la période de croissance et maturité de la culture sont surestimées par les deux modèles. Même si le module COP permet de prendre en compte et d'estimer l'effet priming, son impact reste limité sur la simulation des flux de carbone à l'échelle de la saison de culture.

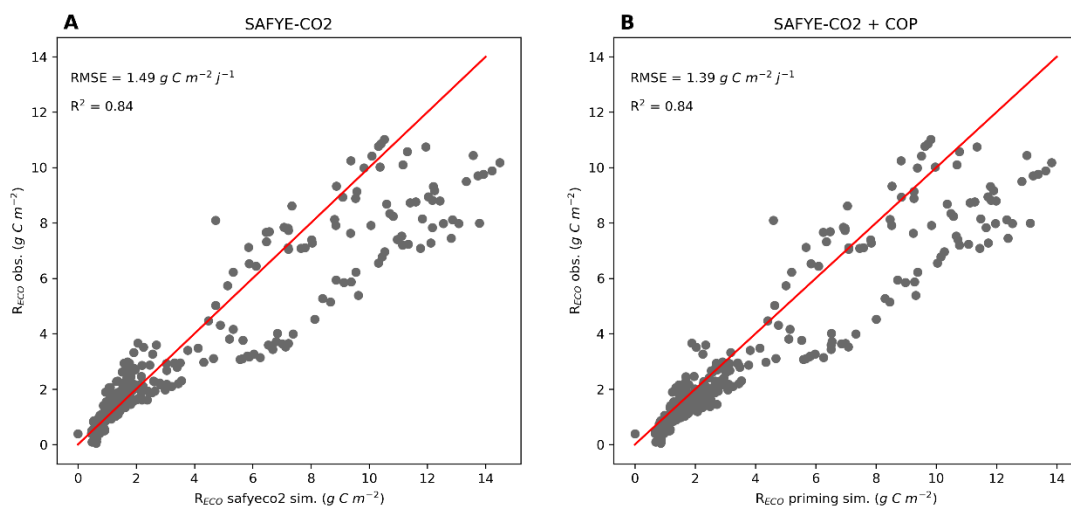


Figure 3-17 : Nuages de points des simulations de la RECO par SAFYE-CO2 (A) et le module COP (B) face aux valeurs mesurées par le site instrumentalisé de Lamasquère en 2015. Les simulations issues du module COP sont réalisées à l'aide du jeu de paramètres calibrés pour la parcelle du site de Lamasquère en 2019.

Pour les années 2012, 2014 et 2015 les cultures de maïs de la parcelle de Lamasquère étaient particulièrement développées. Cette caractéristique a posé des problèmes, notamment sur la récolte de données correcte au cours de la saison de croissance du maïs. En effet, l'instrument de la tour d'eddy-covariance permettant la mesure de l'estimation des flux d'eau et de CO₂ (LICOR-7500, LiCor, Lincoln, NE, USA) doit se situer à une distance de 1.5m minimum au-dessus de la végétation. Le mât d'eddy-covariance ayant été installé à une hauteur de 3.6m et le maïs atteignant entre 2.4 et 3m de hauteur, la distance minimale recommandée par le constructeur n'a pas pu être respectée pour les années de culture du maïs. Depuis 2019, afin de pallier ce problème, le mât a été placé sur un chariot amovible afin d'en modifier la hauteur et ainsi respecter les recommandations du constructeur. Pour l'année 2015, les flux de R_{ECO} mesurés au moment du développement du maïs sont faussés car le système ne détecte pas une partie des fluctuations turbulentes.

3.4.4 Etude de la sensibilité des paramètres du module COP

3.4.4.1 Sensibilité sur la respiration

Le module COP fournit donc des simulations de flux et stocks de carbone du sol au modèle SAFYE-CO₂ et permet l'estimation de l'effet priming à partir d'un ensemble d'équations et de paramètres. Ces paramètres influencent grandement les simulations des flux de respiration hétérotrophe par le modèle. Il est donc d'intérêt de mener une étude sur la sensibilité du modèle aux différents paramètres qui le compose. Un test de sensibilité a ainsi été réalisé pour étudier la réaction de la simulation des flux de respiration hétérotrophe produits par le modèle aux variations des paramètres du module COP. Nous avons représenté les valeurs de respiration de l'écosystème simulées par le modèle pour plusieurs valeurs des paramètres T , c et de stock initial de carbone pour chaque pool. Ces tests de sensibilités ont été réalisés à partir des données de forçage météorologique des simulations de Lamasquère en 2019.

Les simulations obtenues avec les variations du paramètre c (Fig. 3-18 A à C) indiquent que le modèle n'est pas extrêmement sensible aux variations de ce paramètre. Cependant, on note que le paramètre c_5 semble jouer un rôle important dans la dynamique de la respiration hétérotrophe, en lien avec la plus grande variabilité des simulations de R_{ECO} observable lorsque le paramètre c_5 varie. L'importance du paramètre c_5 est censée être plus grande au moment où de la matière fraîche est ajoutée au sol, en lien avec l'effet priming que simule ce paramètre. On ne note pourtant pas de variation supplémentaire des flux simulés au moment de l'incorporation des résidus dans le sol (autour du jour 250).

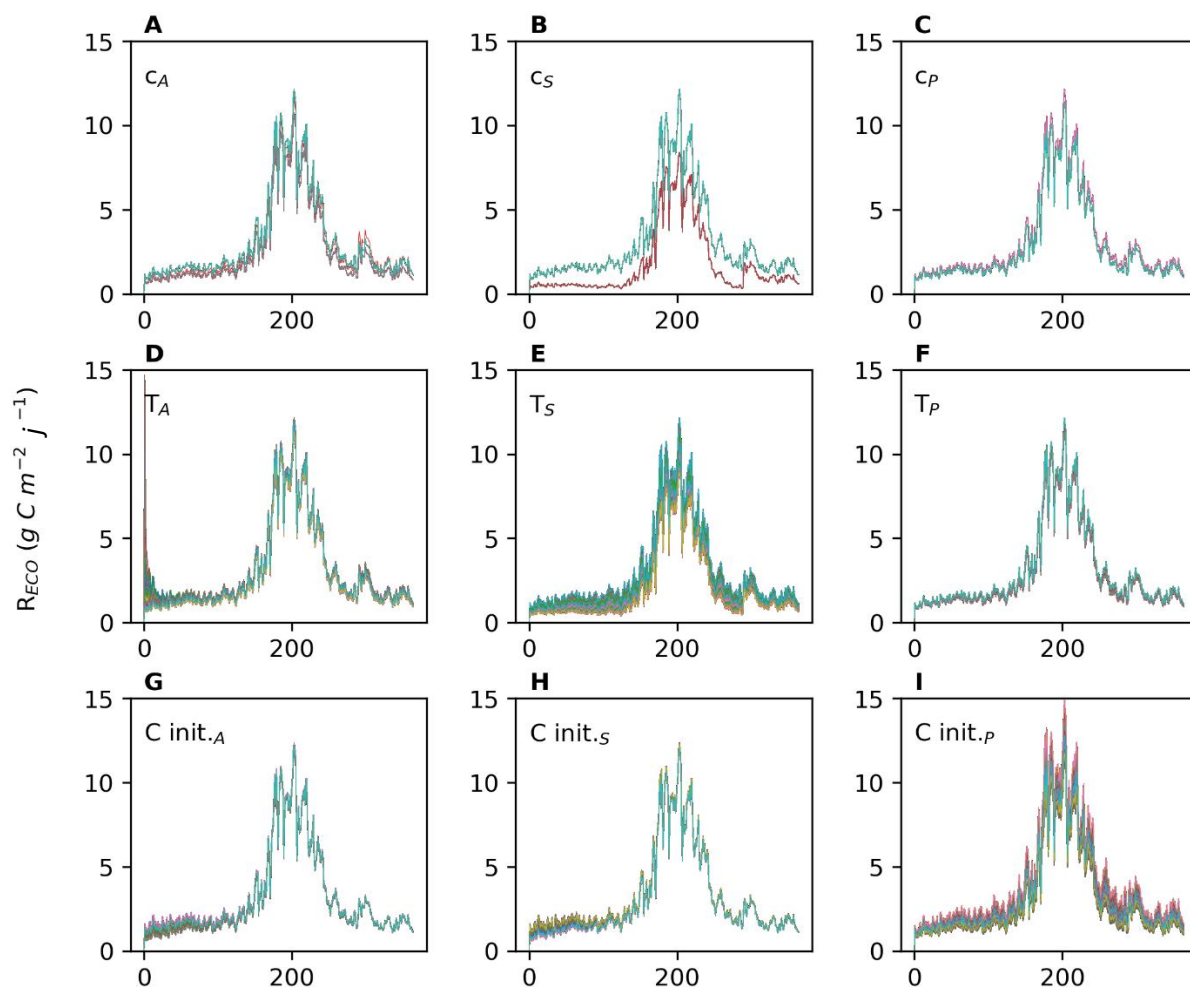


Figure 3-18 : Test de sensibilité de la simulation de R_{ECO} issue de la R_H simulée par le module COP et de la R_A simulée par le modèle SAFYE-CO₂, aux variations des paramètres c_A , c_S , c_P , T_A , T_S , T_P et en carbone initial des pools Actif (A), Lent (S) et Passif (P). Pour chaque graphe de A à I, 25000 simulations ont été réalisées afin de représenter la sensibilité de la simulation de chaque stock face aux variations des différents paramètres du module COP.

Concernant le paramètre T (Fig. 3-18 D à F), les simulations de la respiration du sol sont plus impactées par les valeurs que prennent ces paramètres que pour le paramètre c . Lorsque l'on fait varier le paramètre T_A , les simulations de la respiration hétérotrophe du sol prennent de très fortes valeurs en début de simulation. Ces valeurs extrêmes apparaissent lorsque la valeur de T_A est la plus faible, induisant un temps de résidence du carbone dans le sol court et des flux plus importants émis sur une courte période de temps. Pour les pools lent et passif, les paramètres T ont un impact moins important, mais constant au cours de la saison. Les simulations de respiration hétérotrophe sont cependant plus sensibles aux variations du paramètre T_S .

Enfin, on note que le modèle est particulièrement sensible aux modifications de stocks de carbone initiaux (Fig. 3-18 G à I). Les différentes valeurs initiales des stocks de carbone impactent les flux de respiration du sol mais à différents moments dans la saison. On note que les variations de stock initial de carbone actif impactent principalement les flux de R_H au début de la culture (du jour 0 à 150) ; les variations du stock initial en carbone lent impactent les flux de R_H tout au long de la saison mais particulièrement au moment où la culture principale se développe et mûrit ; le stock initial de carbone passif impacte la R_H tout au long de la saison, mais principalement à partir de l'émergence de la culture principale. Les simulations réalisées par le module COP sont donc particulièrement sensibles aux valeurs initiales fournies au modèle. L'étude de Bastida et al. (2019) montre que parmi

les nombreux facteurs influençant l'apparition de l'effet priming, l'initialisation du contenu en carbone du sol est l'un des plus essentiels à ce phénomène.

3.4.5 Estimation de l'effet priming par le module COP

L'effet priming simulé par le module COP a été estimé sur les deux années 2015 et 2019 à Lamasquère et sur les deux modalités, agriculture de conservation (NT+CC) et conventionnelle (CT), l'année de mesure à Estampes en 2019 (LUV). L'estimation de l'effet priming pour le site LUV est à considérer comme une valeur relative, l'effet priming représenté ici ne tenant pas compte de toutes les entrées de carbone sur la parcelle (apports de matière organique notamment). Les apports de matière fraîche permettant de déclencher l'effet priming se font au moment de la récolte pour toutes les cultures, ainsi qu'au moment du semis dans le cas d'un semis direct sur couvert. Pour le site de Lamasquère (en 2019 et 2015), ces apports ne concernent que la récolte.

3.4.5.1 Site de Lamasquère en 2019

Pour l'année 2019 à Lamasquère (Tab. 3-7), ce flux supplémentaire lié à l'effet priming est estimé à $58 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$. L'effet priming représente donc environ 1.1 % de la respiration du sol avec apport de résidus simulée par le modèle. Cette valeur se situe dans la partie inférieure de la gamme des observations faites par Guenet et al. (2016) dans la cadre du développement du module PRIM pour le modèle de surface ORCHIDEE.

Tableau 3-7 : Estimation de l'effet priming par le module COP associé à SAFYE-CO2 pour le site de Lamasquère en 2019. R_H sol représente la respiration issue des trois pools de carbone du sol

Traitement	R_H sol ($\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$)	Effet priming ($\text{g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$)
Avec apport	679.14	7.34 (1.1 %)
Sans apport	671.80	

Dans leur article, Guenet et al. (2016) obtiennent des valeurs simulées d'effet priming allant de 0 à près de 70 % des flux de respiration, avec un ensemble de valeurs situées principalement entre 0 et 20 % d'effet priming. Ces valeurs sont issues d'expérimentations où des sols issus de régions tempérées étaient incubés avec de la matière fraîche issues de pailles de blé, maïs, cellulose, sucres (glucose, fructose) et acide aminé (alanine). La valeur de 1.1 % d'effet priming semble donc faible, mais cohérente avec les observations de Guenet et al. (2016) si on ne considère que la période de récolte.

Pour les parcelles agricoles sous itinéraire conventionnel, ces valeurs semblent correspondre à ce qui est présenté dans la littérature Liu et al., « Priming Effect of ^{13}C -Labelled Wheat Straw in No-Tillage Soil under Drying and Wetting Cycles in the Loess Plateau of China »; Kan et al., « Priming Effect Intensity of Soil Organic Carbon Mineralization under No-till and Residue Retention ». Cependant, les estimations faites par ces études se basent sur des incubations de sol et sont potentiellement éloignées de la réalité terrain.

3.4.5.2 Site de Lamasquère (2015)

Concernant l'année 2015 à Lamasquère, le modèle estime que l'effet priming (Tab. 3-8) a entraîné une respiration hétérotrophe supplémentaire de 5.10 g C m⁻² an⁻¹. Pour l'année 2019, ce flux supplémentaire lié à l'effet priming est estimé à 7.34 g C m⁻² an⁻¹. La différence entre les deux estimations de priming entre les années 2015 et 2019 pour le site de Lamasquère est à relier à la productivité de la parcelle pour ces deux années. Le modèle nous indique que la somme de la production primaire nette (NPP) en fin de saison est estimée est de 1284.81 et 870.35 g C m⁻² an⁻¹ pour les années 2015 et 2019, respectivement. Il est donc logique d'obtenir un effet priming supérieur pour 2015, la production nette de la parcelle y étant supérieure.

Tableau 3-8 : Estimation de l'effet priming par le module COP associé à SAFYE-CO2 pour le site de Lamasquère (2015). R_H sol est la respiration du sol sans prendre en compte la respiration de la litière.

Site et année	Traitement	R _H sol (g C m ⁻² an ⁻¹)	Effet priming (g C m ⁻² an ⁻¹)
Lamasquère (2015)	Avec apport	684.80	5.10 (0.8 %)
	Sans apport	672.70	

L'effet priming estimé en 2015 représente une plus faible part de la respiration hétérotrophe en 2015 et reste toujours fortement minoritaire dans les flux de carbone du sol, représentant 0.8% des flux de respiration. Cette valeur reste dans la gamme des observations réalisées par Guenet et al. (2016) lors d'expériences d'incubation, mais représente les plus faibles observations réalisées dans le cadre de leurs expérimentations.

L'effet priming est un phénomène dont les mécanismes sont encore mal compris et dont l'hétérogénéité spatiale ne permet pas d'affirmer qu'il s'agisse d'un phénomène uniforme à l'échelle de plusieurs années Bastida et al., « Global Ecological Predictors of the Soil Priming Effect », d'autant que les phénomènes de respiration du sol, la sensibilité à la température et priming sont directement affectés par les changements climatiques Davidson et Janssens, « Temperature Sensitivity of Soil Carbon Decomposition and Feedbacks to Climate Change »; Chen et al., « Mean Residence Time of Global Topsoil Organic Carbon Depends on Temperature, Precipitation and Soil Nitrogen »; Shamshiri et al., « Review of optimum temperature, humidity, and vapour pressure deficit for microclimate evaluation and control in greenhouse cultivation of tomato »; Wang et al., « Mean Residence Times of Active and Slow Soil Organic Carbon Pools in Croplands across China »..

3.4.5.3 Site d'Estampes (LUV) en 2019

Concernant l'estimation de l'effet priming pour les parcelles du site LUV (Tab. 3-9), les résultats du module sur les flux et stocks de carbone du sol indiquent que ces estimations ne peuvent être considérées comme des valeurs absolues. Cependant, les valeurs relatives des effets priming peuvent nous permettre d'estimer la part de la respiration hétérotrophe due à l'effet priming dans nos conditions. Pour la parcelle NT+CC, l'effet priming est estimé à 37.94 g C m⁻² an⁻¹, ce qui représente 2.4 % des flux de respiration hétérotrophe. Comme on pouvait s'y attendre avec l'apport supplémentaire de matière apportée par la culture intermédiaire, cette valeur est plus de 10 fois supérieure à celle observée pour la parcelle CT. Cet écart peut s'expliquer par la différence en apport de matière organique entraînant un effet priming : deux pour la parcelle NT+CC et une seul pour CT. Les stocks de matière organique étant plus importants pour la parcelle NT+CC, il est évident que l'effet priming qui s'y déroulera sera plus intense que pour la parcelle CT, dont les stocks plus faibles ne peuvent répondre aussi fortement à l'apport de matière fraîche que les sols de la parcelle NT+CC.

Tableau 3-9 : Estimation de l'effet priming pour les parcelles NT+CC et CT du site LUV (2019)

Site et année	Traitement	R _H sol (g C m ⁻² an ⁻¹)	Effet priming (g C m ⁻² an ⁻¹)
LUV - NT+CC	Avec apport	1552.08	37.94 (2.4 %)
	Sans apport	1514.14	
LUV – CT	Avec apport	1264.98	1.39 (0.1 %)
	Sans apport	1263.59	

Pour notre exercice, nous n'avons pas simulé de priming négatif, or ce genre de valeurs est souvent retrouvé, notamment dans les sols agricoles européens Siles et al., « Priming Effects in Soils across Europe ». Cependant, des contradictions existent encore sur les causes principales et les mécanismes responsables de l'effet priming. Guttières et al. (2021) ont démontré que l'effet priming était principalement influencé par la biodégradabilité des résidus de matière fraîche, bien avant la température et la concentration en nutriments des plantes et du sol. Guenet et al. « Impact of Priming on Global Soil Carbon Stocks ». estiment pour leur part que la principale cause de l'effet priming est l'utilisation des surfaces, alors que d'autres auteurs considèrent que l'effet priming est principalement lié aux conditions pédologiques initiales Perveen et al., « Universality of Priming Effect ». L'effet priming reste à l'heure actuelle un mécanisme complexe, dont le fonctionnement et les origines très certainement multiples, restent à éclaircir.

3.5 Discussion sur les performances du module COP

Le module COP a permis de réaliser des simulations des flux de respiration correctes sur la parcelle de Lamasquère pour l'année 2019 et sa validation sur l'année 2015. Les équations utilisées dans le module COP ont permis d'estimer l'effet priming dans ce contexte. Ces estimations de priming, dépendantes des apports de matières fraîches au sol, représentent une bonne approche de ce phénomène complexe. Cependant, les apports de matière organique au sol, susceptibles d'entraîner un effet priming, peuvent être sous-estimés dans le cadre de nos simulations.

Des apports de matières organiques (fumier et biomasse racinaire notamment) peuvent être réalisés dans les parcelles et ne sont pas pris en compte dans le modèle pour l'instant. La prise en compte des incorporations de matière organique pour l'évaluation de stocks de carbone est donc intéressante pour déterminer le stock et son évolution. Nos résultats montrent que ce paramètre est utilisable pour l'évaluation de la dynamique des stocks de carbone du sol en s'appuyant sur des mesures terrain. De plus, le module COP n'intègre pas la biomasse racinaire entrant dans le sol lors de la récolte en tant que matière fraîche, notamment lorsque le couvert intermédiaire est utilisé sur la parcelle en agriculture de conservation (NT+CC). La présence de ce couvert intermédiaire a plusieurs avantages et permet notamment de réduire la densité apparente des sols et d'en augmenter la porosité Koudahe, Allen, et Djaman, « Critical Review of the Impact of Cover Crops on Soil Properties ». La structure des sols sous l'utilisation de couverts intermédiaire permet ainsi le développement plus en profondeur des racines, mais cet effet change en fonction du couvert utilisé. Chen and Weil (2011) ont démontré que le couvert de radis (*Raphanus sativus* var. *longipinnatus*) permettait une meilleure pénétration des racines. Dans le cas des parcelles NT+CC étudiées dans ce manuscrit, le couvert intermédiaire est essentiellement constitué de féverole (*Vicia faba*) réputé

pour ses capacités à restituer l'azote atmosphérique dans le sol. Or, ce couvert peut également développer des voies préférentielles pour les racines de maïs et participer à son développement en profondeur.

Le développement plus important de la biomasse racinaire sur la parcelle NT+CC du site LUV permettrait ainsi d'expliquer en partie la respiration plus importante observée sur cette parcelle ainsi que les stocks plus importants, notamment en profondeur. Ces conclusions laissent penser que le module COP sous-estime les flux de carbone du sol vers l'atmosphère, dont l'effet priming, dans sa configuration actuelle.

La difficulté qu'exprime le modèle COP à représenter les flux de CO₂ sur le site LUV vient également de la spatialisation de ce dernier. Le portage des paramètres optimisés sur le site de Lamasquère au site LUV a été réalisé de manière exploratoire et nécessitera des approfondissements.

La respiration du sol est impactée par de nombreuses variables, dont la compaction du sol, jouant un rôle important dans la diffusion des gaz et liquides dans le sol Nawaz, Bourrié, et Trolard, « Soil Compaction Impact and Modelling. A Review »; Wang et al., « Effects of Soil Compaction on Plant Growth, Nutrient Absorption, and Root Respiration in Soybean Seedlings ».. Dans le cadre des parcelles agricoles, la pratique du labour vise notamment à réduire la compaction du sol afin d'améliorer le développement initial des cultures Lobb, « Soil Movement by Tillage and Other Agricultural Activities »; Gebrehiwot, « Chapter 3 - Soil Management for Food Security ».. Cette pratique tient un rôle important dans la dynamique des flux de carbone en étant notamment à l'origine de flux importants observés immédiatement au moment du labour Al-Kaisi et Yin, « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations ».. Le labour modifie ponctuellement la structure du sol, permettant aux gaz piégés à l'intérieur de s'échapper. Ce flux supplémentaire induit par le labour n'est pas représenté par le module COP. De même, le module COP ne représente pas la compaction du sol et sa dynamique en lien avec les pratiques agricoles. L'une des perspectives d'amélioration pour le module COP est donc de prendre en compte la complexité du sol à travers la compaction et son impact sur la diffusion des gaz. La prise en compte porosité du sol et sa dynamique est également une voie d'amélioration de la représentation de la respiration des sols, cette variable étant essentielle à la représentation de la diffusion des gaz dans le sol Linn et Doran, « Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils »; Yan et al., « Pore-Scale Investigation on the Response of Heterotrophic Respiration to Moisture Conditions in Heterogeneous Soils »; Yang, Liu, et Zhang, « Soil Aggregates Regulate the Impact of Soil Bacterial and Fungal Communities on Soil Respiration »..

Le module COP a été développé à partir du module PRIM afin d'améliorer la simulation de la respiration hétérotrophe par le modèle SAFYE-CO₂ et également de compléter cette approche, notamment par la prise en compte de l'effet priming Bingeman, Varner, et Martin, « The Effect of the Addition of Organic Materials on the Decomposition of an Organic Soil ».. La simulation de la respiration hétérotrophe par le modèle SAFYE-CO₂ a été améliorée à travers la complémentarité qu'apporte la simulation de la dynamique des stocks de carbone du sol. Les estimations d'effet priming fournies par le module COP manquent pour l'instant de données permettant leur validation ainsi que la prise en compte de l'ensemble des apports de matière fraîche (racines, fumiers, etc.). Les effets priming simulés par le module PRIM ont pu être comparés à des mesures réelles. Cela n'a pas été possible dans notre cas d'études et méritera une validation expérimentale. Pour cela, nous pouvons réaliser une manipulation expérimentale en plein champ, en comparant les respirations du

sol face à un apport de matière fraîche au sol et sans apport. Nous pouvons imaginer faire cette manipulation sur un ensemble de plusieurs points, où en comparant deux parcelles soumises à un apport de matière fraîche pour l'une et pas pour l'autre. L'effet priming étant la résultante de l'activité microbienne du sol Fontaine, Mariotti, et Abbadie, « The Priming Effect of Organic Matter », il est soumis aux variations des conditions pédoclimatiques. Ainsi, cette manipulation peut être répétée plusieurs fois au cours de la saison afin de l'estimer sous plusieurs conditions pédoclimatiques. Ce genre d'expérimentation a déjà été réalisé en laboratoire Behgin-Tanneau, « Etude des conséquences de la digestion anaérobie du maïs sur ses caractéristiques amendantes : devenir des matières organiques, stockage du carbone, vie microbienne, capacité d'adsorption et stabilité structurale de l'horizon de surface de Luvisols cultivés », mais reste encore rarement réalisée en condition de terrain.

Le module COP sous-estime également l'effet priming en ne prenant pas encore en compte l'ensemble des apports de matières fraîches. Ici, nous avons limité l'analyse du priming lié aux phases de destruction de la culture intermédiaire ou principale, lors du semis ou de la récolte de la culture principale. Dans les deux cas étudiés, la biomasse fraîche n'est constituée que de la biomasse aérienne. La biomasse racinaire n'est pas encore prise en compte dans la matière organique qui arrive au sol au moment de la destruction de la culture. La prise en compte de cette dernière dans l'apport de carbone au sol est une voie d'amélioration proposée pour la suite du développement du module COP.

3.6 Conclusion

L'étude des différents formalismes de respiration du sol a montré qu'un formalisme simple unique ne peut représenter convenablement la respiration du sol pour une variété de pratiques agricoles. Cela est notamment dans le cas de l'étude des flux mesurés par chambre de respiration fermée nomade sur les parcelles menées en agriculture de conservation et conventionnelle du site d'Estampes. Ainsi, certains formalismes semblent plus adaptés à la simulation de la respiration du sol pour des pratiques de conservation des sols, tandis que d'autres semblent plus adaptés aux pratiques conventionnelles, ces derniers étant vraisemblablement majoritaires au vu de la dominance de la représentation de ce mode de culture à travers la littérature.

L'ensemble des résultats apportés par le travail de modélisation des flux et stocks de carbone du sol a permis d'améliorer les simulations du modèle SAFYE-CO2 en prenant en compte, à travers le module COP, les flux de carbone issus de la dégradation des pools de carbone du sol inspiré des équations définies par le module PRIM d'ORCHIDEE. Cette amélioration n'a cependant pas été observée sur l'ensemble des années étudiées. L'ajout du module COP au modèle SAFYE-CO2 permet néanmoins de simuler l'impact de l'apport de matière fraîche sur les flux et stocks de carbone du sol : l'effet priming.

L'estimation de l'effet priming, réalisé à partir de la comparaison de simulation avec et sans apports de matières fraîches, permet d'obtenir facilement et sans fortes contraintes de paramétrisation ou de renseignements de l'itinéraire technique, la quantité de carbone perdue par la parcelle à travers ce phénomène. Cependant, la qualité d'estimation de ce phénomène dépend de la qualité de la simulation du cycle du carbone par le module. Ainsi, pour certaines modélisations, cette estimation ne peut être reçue que comme une valeur relative et non absolue, permettant néanmoins d'estimer le phénomène complexe et encore mal compris de l'effet priming.

Le modèle estime que les stocks de carbone des sols simulés perdent une part importante de carbone. Cette dynamique de perte peut s'expliquer par la prise en compte peut-être encore incomplète des apports de carbone au sol. Nous avons focalisé les apports sur les résidus de culture, mais il faut serait également intéressant de prendre en compte la biomasse racinaire ainsi que les éventuels amendements organiques afin de compléter les simulations de l'évolution du stock de carbone à partir des apports complets faits à la parcelle.

Nous pensons que dans un objectif d'amélioration de la représentation des flux de carbone par le modèle SAFYE-CO2 avec le module COP, une prise en compte de la structure des sols dans la capacité de ces derniers à diffuser les gaz ou à les retenir pourrait améliorer significativement les simulations de respiration du sol. Cette amélioration pourrait également permettre au modèle de s'adapter plus aisément aux simulations sur différents types de sols aux structures contrastées. De plus, les modélisations réalisées par le modèle SAFYE-CO2 ne prennent pas en compte l'ensemble des phénomènes microclimatiques propres à chaque parcelle. Les conditions pédoclimatiques sont définies à travers les mesures météorologiques (température, humidité, etc.), mais les réactions d'évaporation, transpiration, respiration et autres phénomènes biologiques sont fortement dépendants des structures des sols et de l'histoire des parcelles. Ces questions-là restent donc à explorer afin de compléter la représentation des sols, flux et stocks des parcelles agricoles sous une diversité d'itinéraires techniques.

Points à retenir

- Selon cette étude, un formalisme unique ne permet pas de représenter de façon satisfaisante les flux de respiration du sol pour les différents modèles agricoles.
- La prise en compte de l'effet priming par le module COP améliore les performances du modèle pour la culture du maïs
- Le module COP est sensible aux valeurs des paramètres initiaux de concentration en carbone du sol. Cette caractéristique en fait un modèle d'intérêt pour la simulation des flux et stocks de carbone à l'échelle d'une année de culture, mais il nécessite encore des ajustements afin d'être parfaitement opérationnel.

Perspectives

- La respiration autotrophe dans le modèle SAFYE-CO2 regroupe la respiration autotrophe aérienne et racinaire. La distinction entre les deux flux permettrait au modèle de profiter d'une plus large gamme de données de validation.
- La validation sur les stocks de carbone du sol n'a pas été réalisée et demandera une comparaison à grande échelle des valeurs de carbone organique du sol en s'appuyant sur des bases de données mondiales du type Global Soil Map.
- Le module COP a été en partie validé sur la culture du maïs. Une validation sur les autres cultures principales européenne (blé, tournesol, colza, soja, etc.) sera nécessaire pour une utilisation à l'échelle une plus grande échelle.
- Pour améliorer l'estimation de l'effet priming, l'acquisition de données de validation provenant d'expérimentations de terrain sera intéressante, malgré la complexité d'obtention de ces données. Cette approche peut également être couplée à la récolte de données de validation en laboratoire par incubation notamment.

- L'approche minimaliste en ressource du module COP permet d'envisager une validation à grande échelle sur un ensemble de sites instrumentalisés, notamment dans le cadre du projet ICOS.

Discussion générale

Discussion générale

Potentiel d'atténuation des pratiques agricoles

Nous avons réalisé un ensemble de mesures spatialisées des flux de CO₂ et des mesures de stocks de carbone du sol sur deux sites : VER et LUV. Les différentes mesures réalisées sur les deux sites ont permis de mettre en avant un certain nombre de points essentiels dans la mesure et l'estimation des flux de carbone du sol vers l'atmosphère dans le contexte des parcelles agricoles.

L'impact des pratiques de conservation des sols sur les stocks et flux de carbone

Les sols agricoles ont un fort potentiel pour atténuer les changements climatiques Minasny et al., « Soil Carbon 4 per Mille ». Dans notre cas d'étude, les parcelles NT+CC produisent des flux de CO₂ réduits, très proches des flux des parcelles CT lorsque le sol est fortement concentré en carbone (pour le site VER). Dans le cas où le sol peut accumuler du carbone, les flux de carbone de la parcelle NT+CC sont supérieurs à ceux mesurés sur la parcelle CT (site LUV). Nos mesures de stock de carbone du sol indiquent que les stocks sont également plus importants pour la parcelle NT+CC, essentiellement lorsque le stock initial est faible, comme pour le site LUV. Il semble que les pratiques de conservation des sols favorisent une augmentation des flux et stocks de carbone du sol lorsque les conditions initiales le permettent. L'augmentation du carbone du sol par la pratique du couvert intermédiaire est largement démontrée dans la littérature Abdalla et al., « A Critical Review of the Impacts of Cover Crops on Nitrogen Leaching, Net Greenhouse Gas Balance and Crop Productivity »; Blanco-Canqui et al., « Cover Crops and Ecosystem Services »; Poeplau et Don, « Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis ». Associée à une diminution de la perturbation du sol engendrée par la pratique du labour Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation », on note une augmentation significative du stock de carbone du sol sur l'ensemble du profil observé.

Peu d'études ont montré que le non-labour augmentait les flux de carbone du sol. La tendance observée dans la littérature est notamment à la réduction des flux pour les parcelles sous non-labour. Certains exemples, comme l'étude d'Al-Kaisi and Yin (2005) montrent que la respiration du sol est fortement augmentée par le labour. Cette observation est le résultat d'une perturbation du sol, rompant la continuité de ce dernier et augmentant la diffusion des gaz du sol vers l'atmosphère. Certains auteurs ont pu mettre en avant que les flux de carbone pouvaient être augmentés par les pratiques de labour Balesdent, Mariotti, et Boisgontier, « Effect of Tillage on Soil Organic Carbon Mineralization Estimated from 13C Abundance in Maize Fields »; Bogužas et al., « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation »; Buragienė et al., « Relationship between CO₂ Emissions and Soil Properties of Differently Tilled Soils »; Hu et al., « Less Carbon Emissions of Wheat–Maize Intercropping under Reduced Tillage in Arid Areas »; Lu, Lu, et Liao, « Conservation Tillage Increases Carbon Sequestration of Winter Wheat-Summer Maize Farmland on Loess Plateau in China »; Zhang et al., « Tillage Effects on Carbon Footprint and Ecosystem Services of Climate Regulation in a Winter Wheat–Summer Maize Cropping System of the North China Plain », sans être uniquement dus à la perturbation physique engendrée par le labour. Notre étude montre que ce lien ne se vérifie pas systématiquement. D'autres auteurs ont également pu observer des résultats similaires aux nôtres dans des conditions semblables Pareja-Sánchez et al., « Tillage and Nitrogen Fertilization in Irrigated Maize ».

Dans notre cas d'étude, les stocks de carbone sont plus importants pour la parcelle NT+CC du site LUV, notamment en profondeur. Cela indique que les pratiques de conservation des sols réussissent malgré une respiration du sol plus importante, à stocker du carbone. Ces observations sont confirmées par nos simulations à l'aide du modèle SAFYE-CO2 qui montrent que les cumuls annuels en GPP (2148 et 1709 g C m⁻²), NEE (809 et 502 g C m⁻²), et R_{ECO} (1339 et 1206 g C m⁻²), au cours de l'année sont supérieurs pour la parcelle NT+CC que pour la parcelle CT, respectivement. Ces résultats indiquent que ces parcelles se comportent comme des puits de carbone, la R_{ECO} étant inférieure à la GPP, notamment pour la parcelle NT+CC. Il est intéressant de noter que pour la parcelle NT+CC, le cumul de R_{ECO} est nettement inférieur à celui de la GPP alors que ces deux valeurs sont proches pour la parcelle CT et ce, sans prendre en compte la photosynthèse réalisée par le couvert intermédiaire. Ce résultat signifie qu'une plus grande quantité de carbone est captée par la parcelle NT+CC, alors même que la simulation concernée n'a pas estimé le carbone capté par la culture intermédiaire.

Lorsque l'on réalise les mêmes estimations à partir du module COP, le cumul de R_H sur la saison vaut 2588 et 1392 g C m⁻² pour NT+CC et CT, respectivement. Au vu de la mauvaise qualité des simulations sur les parcelles du site LUV, ces valeurs ne sont pas à prendre littéralement, mais peuvent servir de première estimation. Le formalisme du module COP permet donc de prendre en compte de façon très significative la dynamique des stocks de carbone du sol entre deux parcelles aux conditions pédologiques contrastées, ce qui entraîne des valeurs de R_{ECO} nettement plus importantes. Ces simulations montrent, comme les observations de terrain, des flux plus importants en NT+CC qu'en CT pour le site LUV. La différence entre les flux des deux parcelles est cependant plus importante dans nos simulations que dans nos mesures de terrain (environ 40 contre 35% d'écart pour les simulations et les mesures terrain, respectivement). Nos mesures n'ayant eu lieu qu'entre le semis et la récolte du maïs alors que les simulations sont réalisées tout le long de l'année, ces dernières permettent de prendre en compte l'ensemble des flux émis annuellement et ainsi, renvoient un bilan plus complet des flux annuels. Cependant, les estimations faites à partir du module COP indiquent que la parcelle NT+CC ne stocke pas de carbone dans le sol (R_{ECO} > GPP), ce qui est faux. Cette erreur est notamment due au fait que ces estimations ne prennent pas en compte le flux de carbone lié à la photosynthèse de la culture intermédiaire de féverole hivernale. Ce résultat souligne également les mauvaises performances de simulation des flux de respiration par le module COP pour le site LUV.

Nous pouvons estimer à partir de nos mesures que les respirations du sol sont de l'ordre de 16.03 et 10.50 t C ha⁻¹ an⁻¹ pour les parcelles NT+CC et CT du site LUV (les valeurs pour la période hivernales étant estimées à partir des mesures sur sol nu en début et fin de saison). Cette estimation est réalisée à partir des mesures obtenues sur le terrain en 2019, ramenées à une valeur annuelle. Cette méthode surestime les flux, car ces derniers sont mesurés au cours de la journée, ce qui n'inclut pas les faibles flux émis la nuit Grahammer, Jawson, et Skopp, « Day and Night Soil Respiration from a Grassland ». Cela équivaut à environ 5.5 t C ha⁻¹ émis tous les ans en plus par la parcelle NT+CC. Simultanément, toujours selon une estimation réalisée à partir de nos mesures de stocks de carbone sur le site LUV réalisées en 2016 (16 ans après l'adoption des pratiques de conservation des sols) la parcelle NT+CC a accumulé du carbone au rythme d'environ 0.8 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur l'horizon 0-90 cm ((SOC_{NT+CC} - SOC_{CT}) / 16 = (42.7-29.7)/16 = 0.81), ce qui semble peu comparé aux flux. Cependant, si la parcelle peut stocker du carbone tout en émettant du carbone, elle est à considérer comme un puits de carbone. Cette accumulation se fait notamment à travers l'apport supplémentaire de biomasse au sol par les couverts intermédiaires dont les racines peuvent représenter plusieurs tonnes d'apport en matière sèche Ruis et al., « Winter Cover Crop Root Biomass Yield in Corn and Soybean Systems ».. Ces apports vont en partie être dégradé par la respiration, induire un effet priming Huo, Luo, et Cheng, « Rhizosphere Priming Effect ». mais également être intégrés en partie au sol. Cette partie du cycle du carbone n'est pas représentée actuellement dans le modèle SAFYE-CO2, ni dans le module

COP, tout comme les exsudats racinaires. Or, l'étude de la biomasse racinaire et des apports en matière organique qu'elle engendre, permettrait de mieux appréhender l'ensemble de cycle du carbone et de produire des bilans plus complets pour les parcelles agricoles.

L'impact de la conservation des sols limité par le contexte pédoclimatique

Le potentiel d'accumulation de carbone dans les sols par les pratiques de conservation des sols semble limité par les conditions pédoclimatiques. Les résultats obtenus sur deux sites aux caractéristiques contrastées ont montré une forte différence dans les réponses des sols face aux pratiques de conservation des sols.

Pour le site VER, les stocks et les flux sont similaires entre les parcelles NT+CC et CT. Cela semble indiquer que les sols des deux parcelles sont déjà à saturation de carbone, comme déjà décrit dans la littérature Chen et al., « Soil Carbon Stocks under Different Land Uses and the Applicability of the Soil Carbon Saturation Concept ». L'hypothèse de la saturation du sol en carbone se base sur une capacité du sol à accumuler de la matière organique. L'hypothèse de Chen et al., 2019 suggère que chaque sol possède une capacité d'accumulation de matière organique limitée par le nombre d'interaction entre la matière organique et minérale. Il est possible que certains types de sol atteignent la limite de matière organique assimilable et ne puissent plus en accumuler. Ainsi, toute la matière organique supplémentaire serait évacuée par lessivage principalement.

Le fait que le sol de ces parcelles soit déjà à saturation de carbone avant la mise en place des pratiques de conservation des sols semble cohérent avec le type de sol. Les Veracrisol sont des sols particuliers dont la formation est issue de la dégradation de végétation acidophile, ce qui entraîne la concentration du sol en carbone à temps de résidence long Arrouays et al., « Sols de "touyas" issus d'alluvions anciennes de gaves pyrénéens: Veracrisols. ». Ces sols sont également caractérisés par une forte bioturbation du sol par les vers de terre. Leur capacité d'accumulation de carbone réduite est alors vraisemblablement induite par leur condition initiale, ce type de sol étant particulièrement riche en carbone. Ainsi, les pratiques de conservation des sols ne peuvent apporter de carbone supplémentaire au sol et ne stimulent pas non plus les flux de carbone vers l'atmosphère.

Ce résultat suggère que les flux de carbone du sol vers l'atmosphère sont fortement dépendant des stocks en carbone du sol, ou du moins de la dynamique d'accumulation de carbone dans le sol. Cette dynamique est forte pour LUV et entraîne des flux importants alors qu'elle est réduite pour VER et entraîne des flux moins importants.

Une seconde hypothèse pouvant justifier du manque d'accumulation de carbone dans la parcelle CT du site VER peut être reliée à l'histoire des sols étudiés.

L'observation d'images aéroportées historiques nous indique que les deux parcelles du site VER n'ont pas été mises en culture au même moment, la parcelle NT+CC précédant la parcelle CT (Fig 3-17).

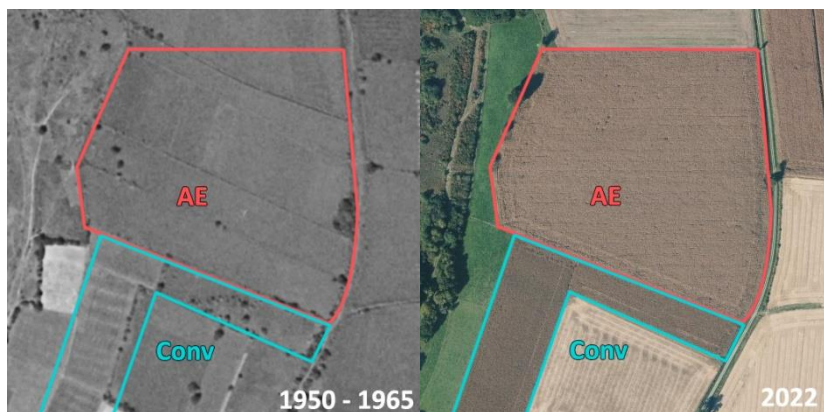


Figure 3-17 : Photographies aériennes historiques et actuelle des parcelles du site LUV (AE = NT+CC, Conv = CT)

Ainsi, sachant que les pratiques conventionnelles ont tendance à réduire les stocks de carbone du sol, nous pouvons imaginer que le stock initial de la parcelle NT+CC ait été réduit suite à sa mise en culture sous des pratiques agricoles conventionnelles (Fig. 3-18 A). La mise en place des pratiques de conservation des sols, qui ne se fera que plus tard, restaurera alors éventuellement le stock initial de carbone du sol (Fig. 3-18 C). Puis, la parcelle CT a été mise en culture (Fig. 3-18 B) et a également perdu du carbone. Or, depuis 2006 la parcelle NT+CC est sous itinéraire de conservation des sols. Ces pratiques ont pu ré-augmenter les stocks de carbone de la parcelle NT+CC jusqu'à ce qu'ils atteignent aux alentours de 2016 la valeur des stocks de la parcelle CT, qui eux, diminuent (Fig. 3-18 D). Il est alors possible que nos observations du stock de carbone des parcelles en 2016 correspondent au moment où les stocks étaient proches entre les deux parcelles. Les mesures de stocks de carbone des parcelles du site VER réalisées en 2021 et traitées par analyse RockEval6 vont dans le sens de cette hypothèse (Fig 3- E). Ces résultats mettent en lumière l'importance de prendre en compte l'histoire des sols dans l'estimation de la dynamique des stocks de carbone.

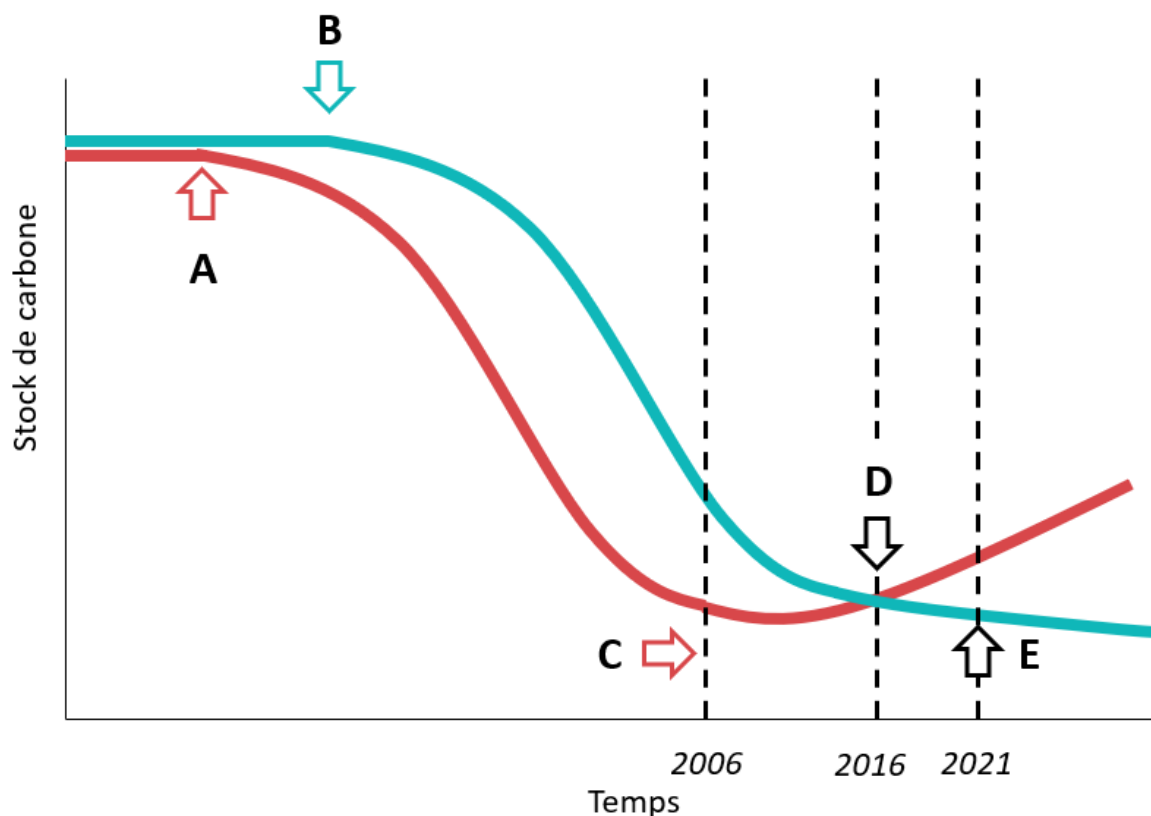


Figure 3-18 : Schéma hypothétique de la dynamique historique des stocks de carbone du sol pour les parcelles NT+CC (rouge) et CT (bleu) du site VER.

Nos observations ne nous permettent pas de choisir parmi les différentes hypothèses présentées, mais ces dernières nous semblent pertinentes au regard de notre connaissance sur la dynamique du carbone du sol.

L'hétérogénéité spatiale des flux de CO₂

Les flux de carbone sont hétérogènes dans le temps et dans l'espace, et leur hétérogénéité multifactorielle a été observée dans une multitude de conditions Han et al., « Biotic and Abiotic Factors Controlling the Spatial and Temporal Variation of Soil Respiration in an Agricultural Ecosystem »; Shahbaz et al., « Spatial Heterogeneity of Soil Carbon Exchanges and Their Drivers in a Boreal Forest »; Tang et Baldocchi, « Spatial–Temporal Variation in Soil Respiration in an Oak–Grass Savanna Ecosystem in California and Its Partitioning into Autotrophic and Heterotrophic Components »; Tang et al., « Spatial and Temporal Patterns of Global Soil Heterotrophic Respiration in Terrestrial Ecosystems ». Dans notre étude, les variations observées au cours de la saison sont importantes et suivent le développement de la culture principale, augmentant jusqu'au développement de celle-ci, puis diminuant pendant la senescence. Dans notre cas, nous avons observé des différences significatives entre les parcelles NT+CC et CT uniquement pour le site LUV. Nos mesures montrent que l'écart observé entre les parcelles NT+CC et CT est conservé tout au long de la saison de culture. Cela indique que les différences de pratiques agricoles ont un impact significatif et uniforme à l'échelle de la saison et de la parcelle.

Nos résultats montrent que l'hétérogénéité spatiale des flux de carbone sur les parcelles est notamment due à l'hétérogénéité des conditions pédoclimatiques au cours de la saison. Ces

conditions sont fonction de la structure du sol, elle-même impactée par les pratiques agricoles, mais également l'histoire des sols et de ses utilisations passées. Nous avons analysé l'hétérogénéité des flux de carbone du sol mais n'avons réussi à expliquer qu'une faible part de la variabilité de ces flux à partir de nos données de terrain ainsi qu'un ensemble de données issues d'imagerie satellites. Dans notre cas d'étude, l'hétérogénéité des flux de respiration était principalement liée aux conditions de température et d'humidité du sol. Ces résultats sont proches de ceux que l'on retrouve dans la littérature ou un ensemble de données variées ne permet pas d'expliquer la majorité de la variation des flux de carbone du sol, notamment microbienne Zhang et al., « Highly Spatial Variation of Soil Microbial Respiration and Temperature Sensitivity in a Subtropical Forest », février 2022..

Ces résultats indiquent que l'hétérogénéité des flux de respiration est due à un ensemble de facteurs pédoclimatiques pour une partie, mais inclut également d'autres variables, probablement biologiques. Nous savons que le cycle de dégradation et de formation des agrégats de sol joue un rôle important dans la production de gaz à effet de serre Six, Elliott, et Paustian, « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation ». Des conditions locales particulières peuvent alors entraîner des flux très hétérogènes entre deux localités proches (présence d'agrégats plus sensibles, plus grande quantité de microorganismes, etc.). L'ensemble de ces facteurs reste cependant difficilement accessible à fine échelle et ainsi, l'estimation de l'hétérogénéité spatiale des flux de carbone doit associer des mesures terrain avec des imageries à très haute résolution (images drone par exemple) et des connaissances sur les mécanismes microbiologiques ayant lieux à fine échelle dans les différents types de sols. L'analyse d'images drone (images RGB, IR, PIR haute résolution) permettrait par exemple de mettre en avant des caractéristiques de sol (rugosité, indices de végétation, indice d'humidité) hétérogènes permettant de discerner des unités fonctionnelles (drains, ancien bois, ancienne limite parcellaire, etc.) pouvant expliquer les hétérogénéité des flux observés. L'approche pour estimer l'hétérogénéité spatiale des flux de carbone du sol doit se baser sur une approche multidisciplinaire. Également, des mesures permettant de dresser une cartographie de l'hétérogénéité des stocks de carbone du sol permettrait des simulations des flux de carbone bien plus précise.

Enjeux de la simulation des stocks de carbone du sol

Les conditions pédoclimatiques des parcelles NT+CC et CT du site LUV ont mené à des flux de carbone contrastés entre ces deux parcelles. Nous avons voulu estimer à partir d'équations simples les flux de carbone entre les différentes parcelles.

Un ensemble de formalismes a été étudié pour estimer la respiration du sol en fonction de la température, de l'humidité et de la concentration en carbone du sol pour les deux parcelles NT+CC et CT. Les résultats n'ont pas permis d'isoler une équation unique permettant de simuler avec précision les flux de carbone du sol des parcelles NT+CC et CT. De plus, les simulations étaient systématiquement plus performantes pour représenter les flux de la parcelle CT que ceux de la parcelle NT+CC. Ce résultat nous laisse penser que les flux mesurés sur la parcelle NT+CC sont fonctions de paramètres et variables plus complexes que ceux de la parcelle CT. La représentation des flux de carbone du sol par des équations simples est fréquente dans la littérature et une base de données, la *Soil Respiration DataBase* (SRDB) rassemble une grande quantité d'information, de données, d'équations et d'articles sur ce sujet Bond-Lamberty et Thomson, « A Global Database of Soil Respiration Data »; Jian et al., « A Restructured and Updated Global Soil Respiration Database (SRDB-V5) ». Malgré le grand nombre d'étude disponibles, peut d'articles présentent des résultats

similaires, montrant une plus grande difficulté à estimer les flux de carbone du sol lorsque les parcelles sont soumises à des pratiques de conservation des sols.

Nous avons par la suite développé un module complémentaire au modèle SAFYE-CO2 permettant de simuler la dynamique de la respiration du sol en fonction de la température, l'humidité et des stocks de carbone du sol et permet également de simuler l'effet priming. Ce module nommé COP pour « *CO₂ flux and Priming effect estimation* », tire formalisme du module PRIM du modèle ORCHIDEE Guenet et al., « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». Nous avons choisi de calibrer les paramètres des équations du module COP à partir de mesures réalisées par un système de tour à flux et dans un second temps, par chambre de respiration. L'objectif de cette double calibration était de préparer le module COP à réaliser des simulations pour une variété de sites, dont LUV, pour lesquels uniquement des mesures de chambres de respiration sont disponibles.

Le module COP permet d'améliorer les simulations des flux de carbone du sol produites par SAFYE-CO2 en estimant l'effet priming du sol pour les parcelles agricoles, lorsque ses paramètres sont calibrés à partir de mesures de tour à flux. Il est également capable d'estimer les dynamiques des stocks de carbone du sol, mais cette partie nécessite encore des ajustements.

Nos résultats montrent que la représentation des flux de carbone en fonction de la quantité de carbone contenue dans le sol et qui arrive au sol par l'intermédiaire des résidus de culture est pertinente. Cependant, cette approche reste à compléter concernant des aspects de la dynamique du carbone. Nous avons concentré notre étude sur la production de biomasse aérienne, ce qui sous-estime le carbone arrivant au sol par voies racinaires. La biomasse racinaire est une part importante de la biomasse totale des parcelles agricoles pour le maïs, même si elle est très variable Amos et Walters, « Maize Root Biomass and Net Rhizodeposited Carbon ». Une bonne estimation de cette biomasse est réalisée par le modèle SAFYE-CO2 mais n'est pas encore intégrée dans le module COP. Son intégration permettra vraisemblablement d'améliorer les simulations des flux de carbone du sol.

Le module COP n'a cependant pas réussi à reproduire avec fidélité les mesures de chambre de respiration du sol faites sur le site de Lamasquère ou le site LUV. Les dynamiques de respiration du sol sont sensiblement différentes des mesures faites par la tour à flux de Lamasquère. Ce résultat souligne le fait que l'échelle d'observation joue un rôle déterminant sur le flux observé. Les flux de carbone mesurés par tour à flux représentent une valeur de flux de carbone sur une grande surface. Or, les chambres de respiration représentent des flux à une échelle très fine, ne permettant pas de représenter une grande zone. Les flux mesurés par tour à flux permettent d'inclure des variabilités locales qui ne perturbent pas le signal global Aubinet, Vesala, et Papale, *Eddy covariance.*, mais les mesures par chambres de respiration rendent toute variation très importantes. Ces deux systèmes sont ainsi complémentaires pour l'étude des flux de carbone. Il semble ainsi que la modélisation des flux de carbone ne soit pas adaptée à la simulation de mesures faites pas chambres de respiration.

Plusieurs voies d'amélioration pour la représentation des composantes du cycle du carbone par le modèle SAFYE-CO2 sont envisageables. Dans un premier temps, il est nécessaire de compléter à partir d'images satellites et de données terrain, les quantités de carbone entrant et sortant des parcelles.

Les apports de carbone faits par la biomasse racinaire peuvent être dans un premier temps, estimés à partir d'observations relevées dans la littérature pour une variété de cultures, comme le maïs, le blé ou le tournesol Amos et Walters, « Maize Root Biomass and Net Rhizodeposited Carbon »; Ma et al., « Shoot and Root Biomass Allocation of Sunflower Varying with Soil Salinity and Nitrogen Applications »; Wang et al., « Estimation of Biomass in Wheat Using Random Forest Regression

Algorithm and Remote Sensing Data ».. Il est également possible d'estimer la biomasse racinaire à partir de manipulations sur le terrain, mais cela nécessite une main d'œuvre importante.

L'observation satellite peut également nous permettre d'estimer les apports de carbone à la parcelle, notamment en fumier Shea, Schaffer-Smith, et Muenich, « Using Remote Sensing to Identify Liquid Manure Applications in Eastern North Carolina », mais ces approches doivent encore être validées. Les outils de télédétections peuvent également servir à estimer la quantité de résidus laissés sur le sol après récolte Xiang et al., « Integration of Tillage Indices and Textural Features of Sentinel-2A Multispectral Images for Maize Residue Cover Estimation ».. Ces estimations pourront permettre d'affiner les bilans de carbone à l'échelle de la parcelle.

Ces estimations sont centrales pour estimer correctement les bilans de carbone des parcelles agricoles. Il est également nécessaire pour les parcelles agricoles d'estimer le cycle des nutriments, notamment l'azote, dont les variations impactent fortement les conditions de dégradation et de stockage du carbone du sol Zhang et al., « Modeling the Effects of Litter Stoichiometry and Soil Mineral N Availability on Soil Organic Matter Formation Using CENTURY-CUE (v1.0) ».. Le cycle du carbone est fortement lié au cycle de l'azote et cette association forte permettrait d'améliorer sensiblement les estimations de bilan carbone, mais également de GES du modèle SAFYE-CO2. L'estimation des flux de protoxyde d'azote (N_2O) à partir de formalismes décrit dans des modèles agronomiques, tels que STICS Brisson, Mary, et al., « STICS ». apporterait au modèle SAFYE-CO2 une plus grande capacité à estimer les bilans carbone et en GES des parcelles agricoles.

Pour le site LUV, de fortes différences sont observées entre les flux de la parcelle NT+CC et CT et sont notamment reliées à l'impact des pratiques de conservation des sols. La pratique du couvert intermédiaire a tendance à favoriser une meilleure diffusion des gaz à travers une meilleure porosité du sol Błażewicz-Woźniak et Konopiński, « Impact of cover crops and tillage on porosity of podzolic soil ». A contrario, les pratiques conventionnelles mènent à un sol plus dense, notamment en surface où l'on peut observer une croûte de battance limitant les flux, même si cet effet reste encore peu étudié de nos jours Guan et al., « Contrasting Effects of Biological Soil Crusts on Soil Respiration in a Typical Steppe ». Les flux plus importants sont également liés à des apports de biomasse plus importants dus à la présence du couvert intermédiaire.

Il est également important de noter que les flux de carbone du site VER, même s'ils sont très semblables entre les parcelles NT+CC et CT, sont également moins importants que ceux observés pour le site LUV, notamment en période de sol nu. Cela suggère que les flux de carbone ne dépendent pas seulement des conditions météorologiques et d'un ensemble de paramètres liés à la dégradation des stocks de carbone du sol, mais également de la nature des sols concernés.

Enfin, concernant la limite du modèle à comparer les parcelles NT+CC et CT, on sait que les pratiques de conservation des sols ont un impact fort sur la structure du sol et les dynamiques de température du sol et de l'atmosphère. Cependant, le modèle ne prend pas en compte des conditions micro-météorologiques ayant lieu au niveau des cultures, à l'échelle de la plante. Les conditions micro-météorologiques des parcelles de conservation des sols et conventionnelles sont vraisemblablement drastiquement différentes et sont liées aux pratiques (labour, couvert, etc.) mais également à l'organisation des cultures. Il semble en effet possible que des paramètres tels que la densité de semis, l'inter-rang et l'inter-pied aient des impacts forts sur les conditions de vies de la plante que le modèle sous-estime. Ainsi, les simulations du modèle SAFYE-CO2 couplé à des modèles permettant des estimations, notamment ceux permettant la réalisation de maquettes en trois dimensions des parcelles agricoles, comme le modèle DART Gastellu-Etcheberry et al., « Modeling Radiative Transfer in Heterogeneous 3-D Vegetation Canopies », permettrait d'améliorer les bilans climatiques des

cultures représentées, améliorant la visualisation de l'impact des pratiques culturelles sur le changement climatique.

Conclusion générale

Conclusion générale

Les travaux réalisés au cours de cette thèse ont permis d'améliorer la compréhension de l'impact des pratiques de conservation des sols combinées sur les flux et stocks de carbone du sol. Une première approche basée sur des mesures de terrain ont permis d'améliorer les connaissances sur les différences réponses des sols face aux changements de pratiques agricoles. Une seconde approche s'appuyant sur la modélisation des flux et stocks de carbone du sol a permis d'améliorer les connaissances et simulations du modèle SAFYE-CO2 sur la dynamique des flux et stocks de carbone du sol pour les parcelles agricoles.

Un ensemble de mesures de respiration du sol ont été réalisées sur deux sites, différenciant l'un de l'autre par le type de sols et la concentration en matière organique. Le premier site repose sur un Veracrisol avec un stock initial en matière organique important. Ce type de sol, caractéristique d'un dépôt important de matières organiques issues d'une végétation acidophile et d'une forte activité des vers de terre a permis l'inclusion de cette matière en profondeur. Le second site repose sur un Luvisol avec un stock initial en matière organique réduit, dans la moyenne des sols agricoles français. Les Luvisols sont caractérisés par un horizon textural lié à la combinaison d'argile, fer et matière organique. Cette association quasi-imperméable, mène à des périodes d'hydromorphie en hiver et de sécheresse en été.

Chaque site comporte une parcelle agricole sous itinéraire conventionnel et une autre, sous itinéraire de conservation des sols dont les conditions initiales sont identiques. Un jeu de données unique a été créé à partir des acquisitions de respiration du sol réalisées spatialement sur l'ensemble de ces parcelles des deux sites. Ce jeu de données contient également des variables pédoclimatiques (température, humidité, concentration en matière organique et stabilité du carbone du sol).

Les deux sites montrent des réponses fortement contrastées face à l'utilisation des pratiques de conservation des sols. Le site ayant la plus faible concentration initiale en matière organique du sol produit une respiration du sol non seulement plus importante, mais également plus contrastée entre les deux modalités de culture que la parcelle contenant le plus de matière organique. Pour cette dernière, les différences entre les flux issus de la parcelle de conservation des sols ou conventionnelle sont semblables à l'échelle de la saison. De même, peu de dates de mesures montre des différences significatives entre la parcelle de conservation des sols et conventionnelle. Sur le site contenant le moins de matière organique, la respiration du sol de la parcelle de conservation des sols est systématiquement supérieure à celle observée sur la parcelle conventionnelle. Cette différence semble intimement liée aux conditions pédologiques et notamment à l'humidité du sol de la parcelle de conservation des sols, plus importante que pour la parcelle conventionnelle.

L'analyse de l'ensemble de nos résultats montre que la combinaison de la pratique du non-labour et des couverts intermédiaires peut augmenter les stocks de carbone tout en augmentant la respiration du sol, notamment lorsque les stocks de carbone initiaux sont faibles. Dans ces conditions, l'apport de matières organiques supplémentaires par le couvert intermédiaire à travers les résidus de culture et des exsudats racinaires, ainsi que la stabilisation des stocks du sol favorisé par la présence de couvert et le non-labour, permettent l'accumulation de carbone dans le sol à long terme. Cependant, lorsque le stock initial de matière organique est important, la capacité d'accumulation de carbone des sols semble diminuer. Cela peut s'expliquer par le fait que le sol est déjà à saturation de matière organique et ne peut en accumuler davantage. Il faut également considérer l'histoire des sols agricoles (parcellaires, utilisation, pratiques, etc.) permettant de dresser des hypothèses sur

l'évolution des stocks au cours du temps. Il apparaît alors que la capacité des pratiques de conservation des sols combinées à augmenter la concentration de carbone dans le sol soit notamment limitée par la nature du sol.

Nos analyses ont également montré que les flux de carbone du sol vers l'atmosphère étaient majoritairement influencés par la température du sol et l'humidité du sol pour les parcelles conventionnelles, mais seulement par la température du sol pour les parcelles de conservation des sols. Ce résultat indique une potentielle limitation de la respiration du sol par l'humidité du sol pour la parcelle conventionnelle. Ces résultats semblent fortement liés à l'action du mulch, dont le rôle isolant permet vraisemblablement de maintenir des conditions favorables à l'activité biologique et donc à la respiration du sol, autotrophe comme hétérotrophe. En effet, la pratique du couvert intermédiaire sans exportation des résidus mène à l'accumulation de résidus de culture en surface des parcelles agricoles, appelé mulch. Le mulch permet aux sols de limiter l'amplitude de variation des températures journalières en agissant comme un isolant thermique. Le mulch améliore également la conservation de l'humidité du sol, limitant les pertes par évaporation. Cependant, les résidus composant le mulch ont un cycle de vie et de dégradation, à travers lequel ils participent activement à la respiration du sol. Le flux de carbone émis par ces résidus vers l'atmosphère augmente au cours de la saison de culture et peut parfois atteindre des valeurs similaires à la respiration mesurée pour la respiration totale du sol.

Les flux de carbone du sol vers l'atmosphère ont été mesurés pour un ensemble de points répartis sur une grille prédéfinie sur les deux sites, permettant d'étudier l'hétérogénéité spatiale de la respiration du sol. Un ensemble de données issues d'observations satellites ont été ajoutées au jeu de données mesurées sur le terrain. Ces données, issues d'observation du satellite Sentinel-2 sont utilisées pour calculer un ensemble d'indices de surfaces, permettant de renseigner l'état biogéophysique des sols étudiés. Nos analyses ont montré que l'hétérogénéité de la respiration du sol est majoritairement due à l'hétérogénéité de la température et de l'humidité du sol. Les indices de télédétection fournissent une quantité d'information limitée, ne permettant pas de différencier les origines et les causes des flux de carbone du sol vers l'atmosphère qui dépendent des pratiques agricoles passées et actuelles.

L'analyse de l'hétérogénéité spatiale des flux de respiration à fine échelle nécessite un jeu de données équivalent, spatialisé et à fine échelle. Ces données restent difficiles à obtenir mais des avancées, notamment grâce à des acquisitions à l'aide de drones pourraient permettre d'atteindre cet objectif.

Après avoir étudié les liens entre les variables pédoclimatiques et de télédétection, notre travail de recherche s'est focalisé sur la représentation des flux de carbone du sol vers l'atmosphère à l'échelle de la parcelle, notamment à travers la simulation des composantes des flux de carbone.

L'étude des flux de carbone du sol vers l'atmosphère a mené à une grande diversité de représentations. Les formalismes représentant la réponse de la respiration du sol à la température et à l'humidité des sols sont aujourd'hui nombreux et permettent une représentation dans une grande variété d'environnements. Notre étude s'est intéressée à la simulation de la respiration du sol pour une culture de maïs.

Un ensemble d'équations a été sélectionné pour réaliser une étude comparative des performances de simulation de respiration du sol pour les parcelles de conservation des sols et conventionnelles. Cette étude s'est portée sur le site contenant une faible quantité de carbone initial, présentant un intérêt du point de vue des différences observées entre les pratiques de conservation des sols et conventionnelle. Les résultats de cette étude n'ont pas permis de sélectionner un formalisme unique

permettant d'obtenir des simulations convenables des mesures de respiration du sol. Il ressort également de cette analyse que les flux mesurés sur la parcelle conventionnelle sont généralement mieux représentés que ceux issus de la parcelle de conservation des sols. La meilleure représentation des données sur parcelle conventionnelle renvoie à l'idée que ces parcelles sont plus étudiées que les parcelles de conservation des sols. Ainsi, les équations conçues pour simuler les flux de carbone du sol sont plus directement applicables aux parcelles conventionnelles, car celles-ci ont permis la mise au point de ces équations. Les flux issus des parcelles de conservation des sols sont alors représentatifs de la complexité supplémentaire apportée au sol par les pratiques de conservation des sols.

Après avoir exploré l'ensemble des formalismes de la respiration du sol, la seconde partie du travail de modélisation a consisté à améliorer la simulation de la respiration hétérotrophe du sol dans le modèle SAFYE-CO₂ ainsi que d'ajouter la représentation des stocks de carbone du sol. La respiration hétérotrophe du sol est représentée dans SAFYE-CO₂ à travers une relation de premier ordre dépendante du Q₁₀, de la température et de l'humidité du sol. Or, la respiration hétérotrophe est un mécanisme plus complexe. La quantité de matière organique des sols est notamment une variable centrale dans la mise en place de la respiration hétérotrophe du sol. Nous avons décidé d'améliorer la simulation de la respiration hétérotrophe du sol en utilisant un formalisme utilisé dans un modèle de grande culture ORCHIDEE et son module PRIM, permettant en outre d'accéder à l'évolution des différents stocks de carbone du sol. Ce module permet d'estimer la respiration hétérotrophe du sol à partir de la dégradation de la matière organique du sol et de la litière. Les équations qui le composent sont inspirées du modèle CENTURY. De plus, ces équations permettent d'estimer l'effet priming, une composante importante des flux de carbone du sol d'origine hétérotrophe. Cette composante correspond à une dégradation supplémentaire du stock de carbone du sol enclenchée par l'apport de matière fraîche. Le module PRIM est basé sur des observations de l'effet priming en incubations.

A partir de ce module PRIM, nous avons réalisé le module COP, pour « *CO₂ fluxes and Priming estimation* ». Le module COP reprend le formalisme du module PRIM en l'adaptant au modèle SAFYE-CO₂, permettant la simulation de la dynamique des stocks de matière organique des sols, de la respiration du sol et l'estimation de l'effet priming. Pour analyser la capacité du module COP à simuler les flux de carbone du sol et réaliser la calibration de ses paramètres, nous avons utilisé des données de flux journalier issus de la tour à flux du site de Lamasquère (site ICOS).

La prise en compte de l'effet priming par le module COP a amélioré les représentations de la dynamique de la respiration hétérotrophe du modèle SAFYE-CO₂ pour la culture du maïs. Le module COP permet de prendre en compte les variations de la respiration du sol dues à la dégradation du stock de matière fraîche, ainsi il améliore la représentation de la dynamique de la respiration du sol. Cependant, les simulations de respiration hétérotrophe produites par le module peuvent également réduire les performances du modèle tout en améliorant la dynamique de représentation des flux, notamment à travers l'effet priming. Une étude de sensibilité a montré que le module COP est sensible aux valeurs des paramètres initiaux de concentration en carbone du sol ainsi qu'aux paramètres de temps de résidence du carbone dans le sol.

Les simulations proposées par le module COP ont par la suite été utilisées pour une approche de validation sur les parcelles de conservation des sols et conventionnelle du site d'Estampes. L'objectif de cet exercice était d'analyser la réponse du module COP aux deux modalités de cultures présentes sur le site d'Estampes. Nos résultats montrent que le module COP ne réussit pas à estimer les flux mesurés par chambre dynamique fermée. Les performances du module dans ce cadre sont mauvaises et le module n'arrive pas à représenter la dynamique saisonnière renvoyée par nos

mesures de flux. Il semble donc que les transformations des données réalisées pour permettre la comparaison entre module COP et mesures en chambre, ne soient pas suffisamment abouties. Il est également possible que la mesure de respiration par chambre dynamique soit représentative d'une plus grande variabilité que ce que le modèle est capable de produire, notamment en lien avec la variabilité spatiale.

Les mesures de respiration du sol par chambre dynamique permettent d'obtenir une représentation des flux de CO₂ spatialisés. Cette méthode de mesure permet d'obtenir des informations spatialisées sur la respiration du sol, mais seraient d'autant plus pertinentes associées à des mesures de tour à flux (eddy-covariance).

L'estimation de l'hétérogénéité spatiale par l'analyse de composante principale et de machine learning (random forest) a permis de comprendre les liens spatiaux entre les variables mesurées sur le terrain. Cependant, cette approche souffre d'un nombre de point d'observations trop faible pour profiter d'une interpolation spatiale, type krigeage, permettant d'estimer l'hétérogénéité spatiale des flux par outils statistiques à fine échelle. Cependant, d'autres approches permettraient de pallier ce problème, notamment en s'appuyant sur des images issues de la télédétection qui permettraient d'estimer avec précision les flux de carbone du sol vers l'atmosphère à partir d'estimation de la température, humidité et matière organique du sol.

Les performances du module COP n'ont pas été évaluées sur une période de plus d'un an. L'analyse de la dynamique des flux de respiration du sol et de dégradation de la matière organique des sols à long terme est une perspective intéressante. Cette perspective permettrait notamment d'estimer le bilan carbone, d'eau, la capacité de rétention d'eau des sols et les rendements estimés futurs, notamment en lien avec les changements climatiques.

La respiration autotrophe dans le modèle SAFY regroupe la respiration autotrophe aérienne et racinaire. Or, la respiration du sol est la somme de la respiration hétérotrophe et de la respiration autotrophe racinaire. La modèle SAFYE-CO₂ ne permet donc pas, en l'état, de faire la distinction entre les deux flux. Pourtant, cela permettrait au modèle de profiter d'une plus large gamme de données de validation, notamment avec les données issues de chambres de respiration.

Les estimations des stocks initiaux de carbone du sol actif, lent et passif sont issues d'estimations fournies par le modèle CENTURY. D'autres méthodes, telles que la méthode RockEval6, permettent d'obtenir des estimations de la stabilité du carbone du sol. L'utilisation de données RockEval6 comme valeurs initiales a été validé pour le modèle AMG, cependant, ce modèle fonctionne à partir de deux pools de matière organique des sols, alors que le modèle CENTURY en comporte trois. Il serait intéressant d'adapter le formalisme du module PRIM d'ORCHIDEE, repris dans le module COP, à une version à deux pools de matière organique. Cette adaptation permettrait d'avoir accès à une grande quantité de données d'initialisation, dont la méthode est validée, notamment pour les grandes cultures en France.

Les paramètres du module COP ont été calibrés pour la culture du maïs, mais une paramétrisation pour les autres grandes cultures devra être réalisée afin de valider cette approche sur les autres grandes cultures d'été principales en France (tournesol, colza) et d'hiver (blé).

Dans le cadre de ces travaux, les sorties du module COP n'ont pas pu être utilisées afin de réaliser la simulation spatialisée des flux de CO₂ et de l'effet priming. Cette limite devra être franchie afin de valider l'approche du module COP en spatialisé.

Notre étude s'est focalisée sur les flux de carbone du sol vers l'atmosphère. Cependant, les flux de gaz à effet de serre ne se limitent pas aux seuls flux de CO₂. Les flux de protoxyde d'azote (N₂O) sont notamment des flux extrêmement importants. Il s'agit du troisième gaz à effet de serre le plus émis par les surfaces continentales, mais ayant un pouvoir de forçage radiatif 300 fois supérieur au CO₂, premier gaz à effet de serre émis par les surfaces continentales. La prise en compte des flux de N₂O permettrait alors de réaliser des bilans d'émissions de gaz à effet de serre plus complet par le modèle. Cette approche complémentaire va dans le sens d'une compréhension à fine échelle des processus d'émissions des gaz à effet de serre des surfaces continentales en lien avec les changements climatiques.

Références

Références

- Abbas, Farhat, Hafiz Mohkum Hammad, Wajid Ishaq, Aitazaz Ahsan Farooque, Hafiz Faiq Bakhat, Zahida Zia, Shah Fahad, Wajid Farhad, et Artemi Cerdà. « A Review of Soil Carbon Dynamics Resulting from Agricultural Practices ». *Journal of Environmental Management* 268 (15 août 2020): 110319. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110319>.
- Abdalla, M., K. Rueangritsarakul, M. Jones, B. Osborne, M. Helmy, B. Roth, J. Burke, P. Nolan, P. Smith, et M. Williams. « How Effective Is Reduced Tillage–Cover Crop Management in Reducing N₂O Fluxes from Arable Crop Soils? » *Water, Air, & Soil Pollution* 223, n° 8 (1 octobre 2012): 5155- 74. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1268-4>.
- Abdalla, Mohamed, Astley Hastings, Kun Cheng, Qian Yue, Dave Chadwick, Mikk Espenberg, Jaak Truu, Robert M. Rees, et Pete Smith. « A Critical Review of the Impacts of Cover Crops on Nitrogen Leaching, Net Greenhouse Gas Balance and Crop Productivity ». *Global Change Biology* 25, n° 8 (août 2019): 2530- 43. <https://doi.org/10.1111/gcb.14644>.
- AFES. *Référentiel pédologique 2008*. Paris: Editions Quae, 2008. <http://sbiproxy.uqac.ca/login?url=http://international.scholarvox.com/book/41001066>.
- Al-Kaisi, Mahdi M., et Xinhua Yin. « Tillage and Crop Residue Effects on Soil Carbon and Carbon Dioxide Emission in Corn–Soybean Rotations ». *Journal of Environmental Quality* 34, n° 2 (1 mars 2005): 437- 45. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0437>.
- Alkhtib, A. S., J. A. Wamatu, T. Wegi, et B. A. Rischkowsky. « Variation in the Straw Traits of Morphological Fractions of Faba Bean (*Vicia Faba* L.) and Implications for Selecting for Food-Feed Varieties ». *Animal Feed Science and Technology* 222 (1 décembre 2016): 122- 31. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2016.10.006>.
- Allison, Steven D., Matthew D. Wallenstein, et Mark A. Bradford. « Soil-Carbon Response to Warming Dependent on Microbial Physiology ». *Nature Geoscience* 3, n° 5 (mai 2010): 336- 40. <https://doi.org/10.1038/ngeo846>.
- Amos, B., et D. T. Walters. « Maize Root Biomass and Net Rhizodeposited Carbon ». *Soil Science Society of America Journal* 70, n° 5 (2006): 1489- 1503. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0216>.
- Andriulo, Adrian, Bruno Mary, et Jérôme Guerif. « Modelling soil carbon dynamics with various cropping sequences on the rolling pampas ». *Agronomie* 19, n° 5 (1999): 365- 77. <https://doi.org/10.1051/agro:19990504>.
- Arneth, A., S. Sitch, J. Pongratz, B. D. Stocker, P. Ciais, B. Poulter, A. D. Bayer, et al. « Historical Carbon Dioxide Emissions Caused by Land-Use Changes Are Possibly Larger than Assumed ». *Nature Geoscience* 10, n° 2 (février 2017): 79- 84. <https://doi.org/10.1038/ngeo2882>.
- Arrhenius, S. « ON THE REACTION VELOCITY OF THE INVERSION OF CANE SUGAR BY ACIDS ». In *Selected Readings in Chemical Kinetics*, 31- 35. Elsevier, 1967. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-012344-8.50005-2>.
- Arrouays, D, D Baize, M Hardy, et C Le Lay. « Sols de “touyas” issus d’alluvions anciennes de gaves pyrénéens: Veracrisols. » *Science du Sol* 30, n° 4 (1992): 227- 47.
- Asenso, Evans, Lian Hu, Fuseini Issaka, Kai Tian, Lina Zhang, Luyong Zhang, Jiefeng Zeng, Yan-Fei Zhu, et Jiu hao Li. « Four Tillage Method Assessments on Soil Organic Carbon, Total Nitrogen, Biological Activities, and Maize Grain Yield in Southern China ». *Food and Energy Security* 8, n° 4 (novembre 2019). <https://doi.org/10.1002/fes3.176>.
- Aspin, Thomas W. H., Kieran Khamis, Thomas J. Matthews, Alexander M. Milner, Matthew J. O’Callaghan, Mark Trimmer, Guy Woodward, et Mark E. Ledger. « Extreme Drought Pushes Stream Invertebrate Communities over Functional Thresholds ». *Global Change Biology* 25, n° 1 (janvier 2019): 230- 44. <https://doi.org/10.1111/gcb.14495>.
- Aubinet, M., A. Grelle, A. Ibrom, Ü. Rannik, J. Moncrieff, T. Foken, A. S. Kowalski, et al. « Estimates of the Annual Net Carbon and Water Exchange of Forests: The EUROFLUX Methodology ». In *Advances in Ecological Research*, édité par A. H. Fitter et D. G. Raffaelli, 30:113- 75. Academic Press, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60018-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60018-5).

- Aubinet, Marc, Timo Vesala, et Dario Papale, éd. *Eddy covariance: a practical guide to measurement and data analysis*. Springer atmospheric sciences. Dordrecht ; New York: Springer, 2012.
- Baggs, E.m., R.m. Rees, K.a. Smith, et A.j.a. Vinten. « Nitrous Oxide Emission from Soils after Incorporating Crop Residues ». *Soil Use and Management* 16, n° 2 (2000): 82- 87. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2000.tb00179.x>.
- Baldocchi, Dennis D. « Assessing the Eddy Covariance Technique for Evaluating Carbon Dioxide Exchange Rates of Ecosystems: Past, Present and Future ». *Global Change Biology* 9, n° 4 (2003): 479- 92. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2003.00629.x>.
- Balesdent, J., A. Mariotti, et D. Boissongotier. « Effect of Tillage on Soil Organic Carbon Mineralization Estimated from ¹³C Abundance in Maize Fields ». *Journal of Soil Science* 41, n° 4 (1990): 587- 96. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00228.x>.
- Balesdent, Jérôme, et May Balabane. « Major Contribution of Roots to Soil Carbon Storage Inferred from Maize Cultivated Soils ». *Soil Biology and Biochemistry* 28, n° 9 (1 septembre 1996): 1261- 63. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00112-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00112-5).
- Bastida, Felipe, Carlos García, Noah Fierer, David J. Eldridge, Matthew A. Bowker, Sebastián Abades, Fernando D. Alfaro, et al. « Global Ecological Predictors of the Soil Priming Effect ». *Nature Communications* 10, n° 1 (2 août 2019): 3481. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11472-7>.
- Batjes, N.h. « Total Carbon and Nitrogen in the Soils of the World ». *European Journal of Soil Science* 47, n° 2 (1996): 151- 63. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x>.
- Baup, Frédéric, Maël Ameline, Rémy Fieuzal, Frédéric Frappart, Samuel Corgne, et Jean-François Berthoumieu. « Temporal Evolution of Corn Mass Production Based on Agro-Meteorological Modelling Controlled by Satellite Optical and SAR Images ». *Remote Sensing* 11, n° 17 (22 août 2019): 1978. <https://doi.org/10.3390/rs11171978>.
- Behgin-Tanneau, R. « Etude des conséquences de la digestion anaérobie du maïs sur ses caractéristiques amendantes : devenir des matières organiques, stockage du carbone, vie microbienne, capacité d'adsorption et stabilité structurale de l'horizon de surface de Luvisols cultivés ». Université de Toulouse, 2020.
- Bekele, Demsew. « The Effect of Tillage on Soil Moisture Conservation: A Review ». *International Journal of Research Studies in Agricultural Sciences* 6, n° 10 (2020). <https://doi.org/10.20431/2454-6224.0610004>.
- Bingeman, C. W., J. E. Varner, et W. P. Martin. « The Effect of the Addition of Organic Materials on the Decomposition of an Organic Soil ». *Soil Science Society of America Journal* 17, n° 1 (1953): 34- 38. <https://doi.org/10.2136/sssaj1953.03615995001700010008x>.
- Blagodatskaya, E. V., S. A. Blagodatsky, T. -H. Anderson, et Y. Kuzyakov. « Priming Effects in Chernozem Induced by Glucose and N in Relation to Microbial Growth Strategies ». *Applied Soil Ecology* 37, n° 1 (1 octobre 2007): 95- 105. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.05.002>.
- Blagodatskaya, E., et Y. Kuzyakov. « Mechanisms of Real and Apparent Priming Effects and Their Dependence on Soil Microbial Biomass and Community Structure: Critical Review ». *Biology and Fertility of Soils* 45, n° 2 (novembre 2008): 115- 31. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0334-y>.
- Blagodatsky, Sergey, Evgenia Blagodatskaya, Tatyana Yuyukina, et Yakov Kuzyakov. « Model of Apparent and Real Priming Effects: Linking Microbial Activity with Soil Organic Matter Decomposition ». *Soil Biology and Biochemistry* 42, n° 8 (1 août 2010): 1275- 83. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.04.005>.
- Blanco-Canqui, Humberto, Maysoon M. Mikha, DeAnn R. Presley, et Mark M. Claassen. « Addition of Cover Crops Enhances No-Till Potential for Improving Soil Physical Properties ». *Soil Science Society of America Journal* 75, n° 4 (juillet 2011): 1471- 82. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0430>.
- Blanco-Canqui, Humberto, Sabrina J. Ruis, Johnathon D. Holman, Cody F. Creech, et Augustine K. Obour. « Can Cover Crops Improve Soil Ecosystem Services in Water-Limited Environments? A Review ». *Soil Science Society of America Journal* 86, n° 1 (2022): 1- 18. <https://doi.org/10.1002/saj2.20335>.

- Blanco-Canqui, Humberto, Tim M. Shaver, John L. Lindquist, Charles A. Shapiro, Roger W. Elmore, Charles A. Francis, et Gary W. Hergert. « Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils ». *Agronomy Journal* 107, n° 6 (novembre 2015): 2449- 74. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0086>.
- Błażewicz-Woźniak, M., et M. Konopiński. « Impact of cover crops and tillage on porosity of podzolic soil ». *International Agrophysics* 27, n° 3 (1 septembre 2013): 247- 55. <https://doi.org/10.2478/v10247-012-0092-9>.
- Bogužas, Vaclovas, Aušra Sinkevičienė, Kęstutis Romaneckas, Vaida Steponavičienė, Lina Skinulienė, et Lina Marija Butkevičienė. « The Impact of Tillage Intensity and Meteorological Conditions on Soil Temperature, Moisture Content and CO₂ Efflux in Maize and Spring Barley Cultivation ». *Zemdirbyste-Agriculture* 105, n° 4 (9 novembre 2018): 307- 14. <https://doi.org/10.13080/z-a.2018.105.039>.
- Bohlen, Patrick J., Derek M. Pelletier, Peter M. Groffman, Timothy J. Fahey, et Melany C. Fisk. « Influence of Earthworm Invasion on Redistribution and Retention of Soil Carbon and Nitrogen in Northern Temperate Forests ». *Ecosystems* 7, n° 1 (1 février 2004): 13- 27. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0127-y>.
- Bolinder, Martin A., Felicity Crotty, Annemie Elsen, Magdalena Frac, Tamás Kismányoky, Jerzy Lipiec, Mia Tits, Zoltán Tóth, et Thomas Kätterer. « The Effect of Crop Residues, Cover Crops, Manures and Nitrogen Fertilization on Soil Organic Carbon Changes in Agroecosystems: A Synthesis of Reviews ». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 25, n° 6 (août 2020): 929- 52. <https://doi.org/10.1007/s11027-020-09916-3>.
- Bond-Lamberty, et A. Thomson. « A Global Database of Soil Respiration Data ». *Biogeosciences* 7, n° 6 (15 juin 2010): 1915- 26. <https://doi.org/10.5194/bg-7-1915-2010>.
- Bond-Lamberty, et Allison Thomson. « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record ». *Nature* 464, n° 7288 (mars 2010): 579- 82. <https://doi.org/10.1038/nature08930>.
- . « Temperature-Associated Increases in the Global Soil Respiration Record ». *Nature* 464, n° 7288 (mars 2010): 579- 82. <https://doi.org/10.1038/nature08930>.
- Bossuyt, Heleen, Johan Six, et Paul F. Hendrix. « Interactive Effects of Functionally Different Earthworm Species on Aggregation and Incorporation and Decomposition of Newly Added Residue Carbon ». *Geoderma* 130, n° 1 (1 janvier 2006): 14- 25. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.01.005>.
- Bouma, Tjeerd J., Kai L. Nielsen, David M. Eissenstat, et Jonathan P. Lynch. « Estimating respiration of roots in soil: Interactions with soil CO₂, soil temperature and soil water content ». *Plant and Soil* 195, n° 2 (1997): 221- 32. <https://doi.org/10.1023/A:1004278421334>.
- Breiman, Leo. « Random Forests ». *Machine Learning* 45, n° 1 (1 octobre 2001): 5- 32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>.
- Briedis, Clever, João Carlos de Moraes Sá, Rattan Lal, Florent Tivet, Julio Cezar Franchini, Ademir de Oliveira Ferreira, Daiani da Cruz Hartman, et al. « How Does No-till Deliver Carbon Stabilization and Saturation in Highly Weathered Soils? » *CATENA* 163 (avril 2018): 13- 23. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.12.003>.
- Brisson, Nadine, Bruno Mary, Dominique Ripoche, Marie-Helene Jeuffroy, Francoise Ruget, Bernard B. Nicoullaud, Philippe Gate, et al. « STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn ». *Agronomie* 18, n° 5- 6 (1998): 311- 46.
- Brisson, Nadine, Françoise Ruget, Philippe Gate, Josiane Lorgeou, Bernard Nicoullaud, Xavier Tayot, Daniel Plenet, et al. « STICS: a generic model for simulating crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat and maize ». *Agronomie* 22, n° 1 (janvier 2002): 69- 92. <https://doi.org/10.1051/agro:2001005>.
- Broadbent, F. E. « Nitrogen Release and Carbon Loss from Soil Organic Matter during Decomposition of Added Plant Residues ». *Soil Science Society of America Journal* 12, n° C (1948): 246- 49. <https://doi.org/10.2136/sssaj1948.036159950012000C0057x>.

- Broadbent, F. E., et W. V. Bartholomew. « The Effect of Quantity of Plant Material Added to Soil on Its Rate of Decomposition ». *Soil Science Society of America Journal* 13, n° C (1949): 271-74. <https://doi.org/10.2136/sssaj1949.036159950013000C0048x>.
- Broadbent, F. E., et T. Nakashima. « Mineralization of Carbon and Nitrogen in Soil Amended with Carbon-13 and Nitrogen-15 Labeled Plant Material ». *Soil Science Society of America Journal* 38, n° 2 (1974): 313-15. <https://doi.org/10.2136/sssaj1974.03615995003800020029x>.
- Buragienė, Sidona, Egidijus Šarauskis, Kęstutis Romanekas, Aida Adamavičienė, Zita Kriauciūnienė, Dovilė Avižienytė, Vitas Marozas, et Vilma Naujokienė. « Relationship between CO₂ Emissions and Soil Properties of Differently Tilled Soils ». *Science of The Total Environment* 662 (avril 2019): 786-95. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.236>.
- Campbell, C. A., H. H. Janzen, K. Paustian, E. G. Gregorich, L. Sherrod, B. C. Liang, et R. P. Zentner. « Carbon Storage in Soils of the North American Great Plains: Effect of Cropping Frequency ». *Agronomy Journal* 97, n° 2 (2005): 349-63. <https://doi.org/10.2134/agronj2005.0349>.
- Cécillon, Lauric, François Baudin, Claire Chenu, Sabine Houot, Romain Jolivet, Thomas Kätterer, Suzanne Lutfalla, et al. « A Model Based on Rock-Eval Thermal Analysis to Quantify the Size of the Centennially Persistent Organic Carbon Pool in Temperate Soils ». *Biogeosciences* 15, n° 9 (9 mai 2018): 2835-49. <https://doi.org/10.5194/bg-15-2835-2018>.
- Chalise, Kopila Subedi, Shikha Singh, Brianna R. Wegner, Sandeep Kumar, Juan D. Pérez-Gutiérrez, Shannon L. Osborne, Thandiwe Nleya, Jose Guzman, et Jai S. Rohila. « Cover Crops and Returning Residue Impact on Soil Organic Carbon, Bulk Density, Penetration Resistance, Water Retention, Infiltration, and Soybean Yield ». *Agronomy Journal* 111, n° 1 (2019): 99-108. <https://doi.org/10.2134/agronj2018.03.0213>.
- Chen, Guihua, et Ray R. Weil. « Root Growth and Yield of Maize as Affected by Soil Compaction and Cover Crops ». *Soil and Tillage Research* 117 (1 décembre 2011): 17-27. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.08.001>.
- Chen, Leiyi, Li Liu, Shuqi Qin, Guibiao Yang, Kai Fang, Biao Zhu, Yakov Kuzyakov, Pengdong Chen, Yunping Xu, et Yuanhe Yang. « Regulation of Priming Effect by Soil Organic Matter Stability over a Broad Geographic Scale ». *Nature Communications* 10, n° 1 (8 novembre 2019): 5112. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13119-z>.
- Chen, Shutao, Yao Huang, Jianwen Zou, et Yanshu Shi. « Mean Residence Time of Global Topsoil Organic Carbon Depends on Temperature, Precipitation and Soil Nitrogen ». *Global and Planetary Change* 100 (1 janvier 2013): 99-108. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.10.006>.
- Chen, Songchao, Dominique Arrouays, Denis A. Angers, Manuel P. Martin, et Christian Walter. « Soil Carbon Stocks under Different Land Uses and the Applicability of the Soil Carbon Saturation Concept ». *Soil and Tillage Research* 188 (mai 2019): 53-58. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.001>.
- Chenu, C., et A. F. Plante. « Clay-Sized Organo-Mineral Complexes in a Cultivation Chronosequence: Revisiting the Concept of the 'Primary Organo-Mineral Complex' ». *European Journal of Soil Science* 57, n° 4 (2006): 596-607. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00834.x>.
- Chenu, Claire, Denis A. Angers, Pierre Barré, Delphine Derrien, Dominique Arrouays, et Jérôme Balesdent. « Increasing Organic Stocks in Agricultural Soils: Knowledge Gaps and Potential Innovations ». *Soil and Tillage Research, Soil Carbon and Climate Change: the 4 per Mille Initiative*, 188 (1 mai 2019): 41-52. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>.
- Chiang, Po-Neng, Jui-Chu Yu, et Yen-Jen Lai. « Soil Respiration Variation among Four Tree Species at Young Afforested Sites under the Influence of Frequent Typhoon Occurrences ». *Forests* 12, n° 6 (juin 2021): 787. <https://doi.org/10.3390/f12060787>.
- Chirinda, Ngonidzashé, Jørgen E. Olesen, John R. Porter, et Per Schjønning. « Soil Properties, Crop Production and Greenhouse Gas Emissions from Organic and Inorganic Fertilizer-Based Arable Cropping Systems ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, n° 4 (15 décembre 2010): 584-94. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.001>.

- Clivot, Hugues, Jean-Christophe Mouny, Annie Duparque, Jean-Louis Dinh, Pascal Denoroy, Sabine Houot, Françoise Vertès, et al. « Modeling Soil Organic Carbon Evolution in Long-Term Arable Experiments with AMG Model ». *Environmental Modelling & Software* 118 (août 2019): 99-113. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.04.004>.
- Cole, C.V., J. Duxbury, J. Freney, O. Heinemeyer, K. Minami, A. Mosier, K. Paustian, et al. « Global Estimates of Potential Mitigation of Greenhouse Gas Emissions by Agriculture ». *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49, n° 1 (1 juillet 1997): 221-28. <https://doi.org/10.1023/A:1009731711346>.
- Colman, Benjamin P., et Joshua P. Schimel. « Drivers of Microbial Respiration and Net N Mineralization at the Continental Scale ». *Soil Biology and Biochemistry* 60 (1 mai 2013): 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.003>.
- Conde, E, M Cardenas, A Poncemendoza, M Lunaguido, C Cruzmondragon, et L Dendooven. « The Impacts of Inorganic Nitrogen Application on Mineralization of C-Labelled Maize and Glucose, and on Priming Effect in Saline Alkaline Soil ». *Soil Biology and Biochemistry* 37, n° 4 (avril 2005): 681-91. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.08.026>.
- Constantin, J., B. Mary, F. Laurent, G. Aubrion, A. Fontaine, P. Kerveillant, et N. Beaudoin. « Effects of Catch Crops, No till and Reduced Nitrogen Fertilization on Nitrogen Leaching and Balance in Three Long-Term Experiments ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, n° 4 (1 février 2010): 268-78. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.10.005>.
- Constantin, Julie, Nicolas Beaudoin, François Laurent, Jean-Pierre Cohan, Florent Duyme, et Bruno Mary. « Cumulative Effects of Catch Crops on Nitrogen Uptake, Leaching and Net Mineralization ». *Plant and Soil* 341, n° 1 (1 avril 2011): 137-54. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0630-9>.
- Corbeels, Marc, Robelio Leandro Marchão, Marcos Siqueira Neto, Eliann Garcia Ferreira, Beata Emöke Madari, Eric Scopel, et Osmar Rodrigues Brito. « Evidence of Limited Carbon Sequestration in Soils under No-Tillage Systems in the Cerrado of Brazil ». *Scientific Reports* 6, n° 1 (24 février 2016): 21450. <https://doi.org/10.1038/srep21450>.
- Craig, Matthew E., Melanie A. Mayes, Benjamin N. Sulman, et Anthony P. Walker. « Biological Mechanisms May Contribute to Soil Carbon Saturation Patterns ». *Global Change Biology* 27, n° 12 (2021): 2633-44. <https://doi.org/10.1111/gcb.15584>.
- Cueff, Sixtine, Lionel Alletto, Marjolaine Bourdat-Deschamps, Pierre Benoit, et Valérie Pot. « Water and Pesticide Transfers in Undisturbed Soil Columns Sampled from a Stagnic Luvisol and a Vermic Umbrisol Both Cultivated under Conventional and Conservation Agriculture ». *Geoderma* 377 (novembre 2020): 114590. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114590>.
- Cueff, Sixtine, Lionel Alletto, Valérie Dumény, Pierre Benoit, et Valérie Pot. « Adsorption and Degradation of the Herbicide Nicosulfuron in a Stagnic Luvisol and Vermic Umbrisol Cultivated under Conventional or Conservation Agriculture ». *Environmental Science and Pollution Research* 28, n° 13 (avril 2021): 15934-46. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11772-2>.
- Darenova, Eva, Manuel Acosta, Radek Pokorny, et Marian Pavelka. « Variability in temperature dependence of stem CO₂ efflux from Norway spruce trees ». *Tree Physiology* 38, n° 9 (1 septembre 2018): 1333-44. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpy006>.
- Davidson, E. A, K Savage, L. V Verchot, et Rosa Navarro. « Minimizing Artifacts and Biases in Chamber-Based Measurements of Soil Respiration ». *Agricultural and Forest Meteorology*, FLUXNET 2000 Synthesis, 113, n° 1 (2 décembre 2002): 21-37. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(02\)00100-4](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(02)00100-4).
- Davidson, Eric A., et Ivan A. Janssens. « Temperature Sensitivity of Soil Carbon Decomposition and Feedbacks to Climate Change ». *Nature* 440, n° 7081 (mars 2006): 165-73. <https://doi.org/10.1038/nature04514>.
- Davidson, Eric A, Louis V Verchot, J Henrique, Ilse L Ackerman, et J E M Carvalho. « Effects of Soil Water Content on Soil Respiration in Forests and Cattle Pastures of Eastern Amazonia », 2000, 18.
- Delogu, Elodie. « Modélisation de la respiration du sol dans les agro-écosystèmes ». Phdthesis, Université Paul Sabatier - Toulouse III, 2013. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00953712>.

- Delogu, Emilie, Valérie Le Dantec, Patrick Mordelet, Eric Ceschia, Marc Aubinet, Pauline Buysse, et Elizabeth Pattey. « Improved Methodology to Quantify the Temperature Sensitivity of the Soil Heterotrophic Respiration in Croplands ». *Geoderma* 296 (juin 2017): 18-29. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.02.017>.
- Dignac, Marie-France, Delphine Derrien, Pierre Barré, Sébastien Barot, Lauric Cécillon, Claire Chenu, Tiphaine Chevallier, et al. « Increasing Soil Carbon Storage: Mechanisms, Effects of Agricultural Practices and Proxies. A Review ». *Agronomy for Sustainable Development* 37, n° 2 (avril 2017): 14. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>.
- Dimassi, Bassem, Bruno Mary, Sébastien Fontaine, Nazia Perveen, Sandrine Revaillet, et Jean-Pierre Cohan. « Effect of Nutrients Availability and Long-Term Tillage on Priming Effect and Soil C Mineralization ». *Soil Biology and Biochemistry* 78 (1 novembre 2014): 332-39. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.016>.
- Ding, Jinzhi, Lei Chen, Beibei Zhang, Li Liu, Guibiao Yang, Kai Fang, Yongliang Chen, et al. « Linking Temperature Sensitivity of Soil CO₂ Release to Substrate, Environmental, and Microbial Properties across Alpine Ecosystems: Microbial Decomposition in Alpine Soils ». *Global Biogeochemical Cycles* 30, n° 9 (septembre 2016): 1310-23. <https://doi.org/10.1002/2015GB005333>.
- Duchemin, Benoît, Rémy Fieuzal, Miguel Rivera, Jamal Ezzahar, Lionel Jarlan, Julio Rodriguez, Olivier Hagolle, et Christopher Watts. « Impact of Sowing Date on Yield and Water Use Efficiency of Wheat Analyzed through Spatial Modeling and FORMOSAT-2 Images ». *Remote Sensing* 7, n° 5 (13 mai 2015): 5951-79. <https://doi.org/10.3390/rs70505951>.
- Duchemin, Benoît, Philippe Maisongrande, Gilles Boulet, et Iskander Benhadj. « A Simple Algorithm for Yield Estimates: Evaluation for Semi-Arid Irrigated Winter Wheat Monitored with Green Leaf Area Index ». *Environmental Modelling & Software* 23, n° 7 (juillet 2008): 876-92. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.10.003>.
- Epron, Daniel, Jérôme Ngao, et André Granier. « Interannual Variation of Soil Respiration in a Beech Forest Ecosystem over a Six-Year Study ». *Annals of Forest Science* 61, n° 6 (septembre 2004): 499-505. <https://doi.org/10.1051/forest:2004044>.
- Fageria, N. K., et A. Moreira. « Chapter Four - The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants ». In *Advances in Agronomy*, édité par Donald L. Sparks, 110:251-331. Academic Press, 2011. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385531-2.00004-9>.
- Fang, C, et J. B Moncrieff. « The Dependence of Soil CO₂ Efflux on Temperature ». *Soil Biology and Biochemistry* 33, n° 2 (1 février 2001): 155-65. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00125-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00125-5).
- FAO. « Conservation agriculture, in : Save and Grow in Practice: Maize, Rice and Wheat. » FAO. FAO, 2016.
- FAOSTAT. « FAOSTAT », 2017. <http://www.fao.org/faostat/en/#data/EL>.
- Finney, Denise M., Charles M. White, et Jason P. Kaye. « Biomass Production and Carbon/Nitrogen Ratio Influence Ecosystem Services from Cover Crop Mixtures ». *Agronomy Journal* 108, n° 1 (2016): 39-52. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0182>.
- Florinsky, Igor V. « Influence of Topography on Soil Properties ». In *Digital Terrain Analysis in Soil Science and Geology*, 145-49. Elsevier, 2012. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385036-2.00008-0>.
- Fontaine, Sébastien, Gérard Bardoux, Luc Abbadie, et André Mariotti. « Carbon Input to Soil May Decrease Soil Carbon Content ». *Ecology Letters* 7, n° 4 (2004): 314-20. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00579.x>.
- Fontaine, Sébastien, et Sébastien Barot. « Size and Functional Diversity of Microbe Populations Control Plant Persistence and Long-Term Soil Carbon Accumulation: Modelling Long-Term SOM Dynamics ». *Ecology Letters* 8, n° 10 (octobre 2005): 1075-87. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00813.x>.

- Fontaine, Sébastien, André Mariotti, et Luc Abbadie. « The Priming Effect of Organic Matter: A Question of Microbial Competition? » *Soil Biology and Biochemistry* 35, n° 6 (juin 2003): 837-43. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00123-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00123-8).
- Franco-Luesma, Samuel, José Caveró, Daniel Plaza-Bonilla, Carlos Cantero-Martínez, José Luis Arrúe, et Jorge Álvaro-Fuentes. « Tillage and Irrigation System Effects on Soil Carbon Dioxide (CO₂) and Methane (CH₄) Emissions in a Maize Monoculture under Mediterranean Conditions ». *Soil and Tillage Research* 196 (février 2020): 104488. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104488>.
- Friedlingstein, Pierre, Matthew W. Jones, Michael O’Sullivan, Robbie M. Andrew, Judith Hauck, Glen P. Peters, Wouter Peters, et al. « Global Carbon Budget 2019 ». *Earth System Science Data* 11, n° 4 (4 décembre 2019): 1783-1838. <https://doi.org/10.5194/essd-11-1783-2019>.
- Friedlingstein, Pierre, Michael O’Sullivan, Matthew W. Jones, Robbie M. Andrew, Judith Hauck, Are Olsen, Glen P. Peters, et al. « Global Carbon Budget 2020 ». *Earth System Science Data* 12, n° 4 (11 décembre 2020): 3269-3340. <https://doi.org/10.5194/essd-12-3269-2020>.
- Fu, Xin, Jun Wang, Mengyi Xie, Fazhu Zhao, et Russell Doughty. « Increasing Temperature Can Modify the Effect of Straw Mulching on Soil C Fractions, Soil Respiration, and Microbial Community Composition ». Édité par Jorge Paz-Ferreiro. *PLOS ONE* 15, n° 8 (11 août 2020): e0237245. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237245>.
- Gabrielle, Benoît, Safya Menasseri, et Sabine Houot. « Analysis and Field Evaluation of the Ceres Models Water Balance Component ». *Soil Science Society of America Journal* 59, n° 5 (1995): 1403. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900050029x>.
- Gardi, C., L. Montanarella, D. Arrouays, A. Bispo, P. Lemanceau, C. Jolivet, C. Mulder, et al. « Soil Biodiversity Monitoring in Europe: Ongoing Activities and Challenges ». *European Journal of Soil Science* 60, n° 5 (octobre 2009): 807-19. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01177.x>.
- Garnier, Josette, Gilles Billen, Julien Tournebize, Pierre Barré, Bruno Mary, et François Baudin. « Storage or Loss of Soil Active Carbon in Cropland Soils: The Effect of Agricultural Practices and Hydrology ». *Geoderma* 407 (1 février 2022): 115538. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115538>.
- Gastellu-Etchegorry, J. P., V. Demarez, V. Pinel, et F. Zagolski. « Modeling Radiative Transfer in Heterogeneous 3-D Vegetation Canopies ». *Remote Sensing of Environment* 58, n° 2 (1 novembre 1996): 131-56. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00253-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00253-7).
- Gebrehiwot, Kflay. « Chapter 3 - Soil Management for Food Security ». In *Natural Resources Conservation and Advances for Sustainability*, édité par Manoj Kumar Jhariya, Ram Swaroop Meena, Arnab Banerjee, et Surya Nandan Meena, 61-71. Elsevier, 2022. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822976-7.00029-6>.
- Glassman, Sydney I., Ian J. Wang, et Thomas D. Bruns. « Environmental Filtering by pH and Soil Nutrients Drives Community Assembly in Fungi at Fine Spatial Scales ». *Molecular Ecology* 26, n° 24 (2017): 6960-73. <https://doi.org/10.1111/mec.14414>.
- Glinski, Jan, Grzegorz Józefaciuk, et Karl Stahl. Jan Gliński, Grzegorz Józefaciuk, Karl Stahr (Editors). Institute of Agrophysics Polish Academy of Sciences. Hohenheim University, 2004.
- Grahammer, K., M. D. Jawson, et J. Skopp. « Day and Night Soil Respiration from a Grassland ». *Soil Biology and Biochemistry* 23, n° 1 (1 janvier 1991): 77-81. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(91\)90165-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(91)90165-G).
- Grand, Stephanie, Aurélie Rubin, Eric P. Verrecchia, et Pascal Vittoz. « Variation in Soil Respiration across Soil and Vegetation Types in an Alpine Valley ». *PloS One* 11, n° 9 (2016): e0163968. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0163968>.
- Green, Laura, Jasmeet Kaler, Nicola Liu, et Eamonn Ferguson. « Influencing Change: When “Best Practice” Changes and the Prototypical Good Farmer Turns Bad ». *Frontiers in Veterinary Science* 7 (2020): 161. <https://doi.org/10.3389/fvets.2020.00161>.
- Gritsch, C., M. Zimmermann, et S. Zechmeister-Boltenstern. « Interdependencies between Temperature and Moisture Sensitivities of CO₂ Emissions in European Land Ecosystems ».

- Biogeosciences* 12, n° 20 (21 octobre 2015): 5981-93. <https://doi.org/10.5194/bg-12-5981-2015>.
- Guan, Chao, Ning Chen, Linjie Qiao, et Changming Zhao. « Contrasting Effects of Biological Soil Crusts on Soil Respiration in a Typical Steppe ». *Soil Biology and Biochemistry* 169 (1 juin 2022): 108666. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108666>.
- Guenet, B., T. Eglin, N. Vasilyeva, P. Peylin, P. Ciais, et C. Chenu. « The Relative Importance of Decomposition and Transport Mechanisms in Accounting for Soil Organic Carbon Profiles ». *Biogeosciences* 10, n° 4 (10 avril 2013): 2379-92. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2379-2013>.
- Guenet, Bertrand, Marta Camino-Serrano, Philippe Ciais, Marwa Tifafi, Fabienne Maignan, Jennifer L. Soong, et Ivan A. Janssens. « Impact of Priming on Global Soil Carbon Stocks ». *Global Change Biology* 24, n° 5 (2018): 1873-83. <https://doi.org/10.1111/gcb.14069>.
- Guenet, Bertrand, Fernando Esteban Moyano, Philippe Peylin, Philippe Ciais, et Ivan A Janssens. « Towards a Representation of Priming on Soil Carbon Decomposition in the Global Land Biosphere Model ORCHIDEE (Version 1.9.5.2) ». *Geoscientific Model Development* 9, n° 2 (1 mars 2016): 841-55. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-841-2016>.
- Guo, Hui, Sien Li, Shaozhong Kang, Taisheng Du, Ling Tong, et Risheng Ding. « Annual Ecosystem Respiration of Maize Was Primarily Driven by Crop Growth and Soil Water Conditions ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 272 (février 2019): 254-65. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.11.026>.
- Guttières, Raphaël, Naoise Nunan, Xavier Raynaud, Gérard Lacroix, Sébastien Barot, Pierre Barré, Cyril Girardin, Bertrand Guenet, Jean-Christophe Lata, et Luc Abbadie. « Temperature and Soil Management Effects on Carbon Fluxes and Priming Effect Intensity ». *Soil Biology and Biochemistry* 153 (1 février 2021): 108103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108103>.
- Haddaway, Neal R., Katarina Hedlund, Louise E. Jackson, Thomas Kätterer, Emanuele Lugato, Ingrid K. Thomsen, Helene B. Jørgensen, et Per-Erik Isberg. « How Does Tillage Intensity Affect Soil Organic Carbon? A Systematic Review ». *Environmental Evidence* 6, n° 1 (décembre 2017): 30. <https://doi.org/10.1186/s13750-017-0108-9>.
- Hamdi, Salwa, Fernando Moyano, Saidou Sall, Martial Bernoux, et Tiphaine Chevallier. « Synthesis Analysis of the Temperature Sensitivity of Soil Respiration from Laboratory Studies in Relation to Incubation Methods and Soil Conditions ». *Soil Biology and Biochemistry* 58 (1 mars 2013): 115-26. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.11.012>.
- Han, Guangxuan, Guangsheng Zhou, Zhenzhu Xu, Yang Yang, Jingli Liu, et Kuiqiao Shi. « Biotic and Abiotic Factors Controlling the Spatial and Temporal Variation of Soil Respiration in an Agricultural Ecosystem ». *Soil Biology and Biochemistry* 39, n° 2 (1 février 2007): 418-25. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.08.009>.
- Hanson, P.J., N.T. Edwards, C.T. Garten, et J.A. Andrews. « Separating Root and Soil Microbial Contributions to Soil Respiration: A Review of Methods and Observations ». *Biogeochemistry* 48, n° 1 (1 janvier 2000): 115-46. <https://doi.org/10.1023/A:1006244819642>.
- Hashimoto, S., N. Carvalhais, A. Ito, M. Migliavacca, K. Nishina, et M. Reichstein. « Global Spatiotemporal Distribution of Soil Respiration Modeled Using a Global Database ». *Biogeosciences* 12, n° 13 (9 juillet 2015): 4121-32. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4121-2015>.
- Haynes, R. J. « Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview ». In *Advances in Agronomy*, 85:221-68. Academic Press, 2005. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)85005-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)85005-3).
- Heinemeyer, A., C. Di Bene, A. R. Lloyd, D. Tortorella, R. Baxter, B. Huntley, A. Gelsomino, et P. Ineson. « Soil Respiration: Implications of the Plant-Soil Continuum and Respiration Chamber Collar-Insertion Depth on Measurement and Modelling of Soil CO₂ Efflux Rates in Three Ecosystems ». *European Journal of Soil Science* 62, n° 1 (février 2011): 82-94. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01331.x>.
- Hendrix, P. F., Chun-Ru Han, et P. M. Groffman. « Soil Respiration in Conventional and No-Tillage Agroecosystems under Different Winter Cover Crop Rotations ». *Soil and Tillage Research* 12, n° 2 (1 août 1988): 135-48. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(88\)90037-2](https://doi.org/10.1016/0167-1987(88)90037-2).

- Herbrich, Marcus, Horst H. Gerke, Oliver Bens, et Michael Sommer. « Water Balance and Leaching of Dissolved Organic and Inorganic Carbon of Eroded Luvisols Using High Precision Weighing Lysimeters ». *Soil and Tillage Research* 165 (1 janvier 2017): 144-60. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.08.003>.
- Hoff, J. H. van't. *Lectures on theoretical and physical chemistry*. London E. Arnold. Vol. 2. americana, GLAD-50422470, 1898.
- Hu, Falong, Qiang Chai, Aizhong Yu, Wen Yin, Hongyan Cui, et Yantai Gan. « Less Carbon Emissions of Wheat–Maize Intercropping under Reduced Tillage in Arid Areas ». *Agronomy for Sustainable Development* 35, n° 2 (avril 2015): 701-11. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0257-y>.
- Huang, Manxiang, Tao Liang, Lingqing Wang, et Chenghu Zhou. « Effects of No-Tillage Systems on Soil Physical Properties and Carbon Sequestration under Long-Term Wheat–Maize Double Cropping System ». *CATENA* 128 (mai 2015): 195-202. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.010>.
- Huang, Yawen, Wei Ren, John Grove, Hanna Poffenbarger, Krista Jacobsen, Bo Tao, Xiaochen Zhu, et David McNear. « Assessing Synergistic Effects of No-Tillage and Cover Crops on Soil Carbon Dynamics in a Long-Term Maize Cropping System under Climate Change ». *Agricultural and Forest Meteorology* 291 (septembre 2020): 108090. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108090>.
- Hubbard, Robert K., Timothy C. Strickland, et Sharad Phatak. « Effects of Cover Crop Systems on Soil Physical Properties and Carbon/Nitrogen Relationships in the Coastal Plain of Southeastern USA ». *Soil and Tillage Research* 126 (1 janvier 2013): 276-83. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.07.009>.
- Huo, Changfu, Yiqi Luo, et Weixin Cheng. « Rhizosphere Priming Effect: A Meta-Analysis ». *Soil Biology and Biochemistry* 111 (août 2017): 78-84. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.04.003>.
- ICOS. « Integrated Carbon Observation System ». ICOS, 2021. <https://www.icos-cp.eu/>.
- IPCC. « Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». Geneva, Switzerland, 2014.
- IPCC. « Land Use, Land-Use Change and Forestry », 2000. https://archive.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=0.
- IUSS Working Group WRB. « World Reference Base for Soil Resources 2006, first update 2007. World Soil Resources Reports No. 103 ». World Soil Resources Reports. Rome: FAO, 2007.
- Janzen, H. H., C. A. Campbell, S. A. Brandt, G. P. Lafond, et L. Townley-Smith. « Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations ». *Soil Science Society of America Journal* 56, n° 6 (1992): 1799-1806. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600060025x>.
- Janzen, H. H., C. A. Campbell, B. H. Ellert, et E. Bremer. « Chapter 12 Soil Organic Matter Dynamics and Their Relationship to Soil Quality ». In *Developments in Soil Science*, édité par E. G. Gregorich et M. R. Carter, 25:277-91. Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Elsevier, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(97\)80039-6](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(97)80039-6).
- Jendoubi, Donia, Hanspeter Liniger, et Chinwe Ifejika Speranza. « Impacts of Land Use and Topography on Soil Organic Carbon in a Mediterranean Landscape (North-Western Tunisia) ». *SOIL* 5, n° 2 (2 septembre 2019): 239-51. <https://doi.org/10.5194/soil-5-239-2019>.
- Jenkinson, D. S., D. E. Adams, et A. Wild. « Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming ». *Nature* 351, n° 6324 (1 mai 1991): 304-6. <https://doi.org/10.1038/351304a0>.
- Jenkinson, D. S., et K. Coleman. « The Turnover of Organic Carbon in Subsoils. Part 2. Modelling Carbon Turnover ». *European Journal of Soil Science* 59, n° 2 (avril 2008): 400-413. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01026.x>.
- Jenkinson, D. S. (Rothamsted Experimental Station, P. B. S. Hart, J. H. Rayner, et L. C. Parry. « Modelling the Turnover of Organic Matter in Long-Term Experiments at Rothamsted », 1987. <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=US9022414>.

- Jensen, L. S., T. Mueller, K. R. Tate, D. J. Ross, J. Magid, et N. E. Nielsen. « Soil Surface CO₂ Flux as an Index of Soil Respiration in Situ: A Comparison of Two Chamber Methods ». *Soil Biology and Biochemistry* 28, n° 10 (1 octobre 1996): 1297-1306. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00136-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00136-8).
- Jian, Jinshi, Rodrigo Vargas, Kristina Anderson-Teixeira, Emma Stell, Valentine Herrmann, Mercedes Horn, Nazar Kholod, et al. « A Restructured and Updated Global Soil Respiration Database (SRDB-V5) ». *Earth System Science Data* 13, n° 2 (3 février 2021): 255-67. <https://doi.org/10.5194/essd-13-255-2021>.
- Jiang, Yun, Bingwei Zhang, Weitao Wang, Buhang Li, Zongrui Wu, et Chengjin Chu. « Topography and Plant Community Structure Contribute to Spatial Heterogeneity of Soil Respiration in a Subtropical Forest ». *Science of The Total Environment* 733 (1 septembre 2020): 139287. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139287>.
- Johannes, Alice, Adrien Matter, Rainer Schulin, Peter Weiskopf, Philippe C. Baveye, et Pascal Boivin. « Optimal Organic Carbon Values for Soil Structure Quality of Arable Soils. Does Clay Content Matter? » *Geoderma* 302 (15 septembre 2017): 14-21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>.
- John, Katharina, Frank Jauker, Juergen Marxsen, Andrei S. Zaitsev, et Volkmar Wolters. « Earthworm Bioturbation Stabilizes Carbon in Non-Flooded Paddy Soil at the Risk of Increasing Methane Emissions under Wet Soil Conditions ». *Soil Biology and Biochemistry* 91 (1 décembre 2015): 127-32. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.033>.
- Jones, D. L., et A. C. Edwards. « Influence of Sorption on the Biological Utilization of Two Simple Carbon Substrates ». *Soil Biology and Biochemistry* 30, n° 14 (1 décembre 1998): 1895-1902. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00060-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00060-1).
- Jovani-Sancho, A. Jonay, Thomas Cummins, et Kenneth A. Byrne. « Collar Insertion Depth Effects on Soil Respiration in Afforested Peatlands ». *Biology and Fertility of Soils* 53, n° 6 (1 août 2017): 677-89. <https://doi.org/10.1007/s00374-017-1210-4>.
- Kan, Zheng-Rong, Wen-Xuan Liu, Wen-Sheng Liu, Rattan Lal, Yash Pal Dang, Xin Zhao, et Hai-Lin Zhang. « Mechanisms of Soil Organic Carbon Stability and Its Response to No-till: A Global Synthesis and Perspective ». *Global Change Biology* 28, n° 3 (février 2022): 693-710. <https://doi.org/10.1111/gcb.15968>.
- Kan, Zheng-Rong, Ahmad Latif Virk, Gong Wu, Jian-Ying Qi, Shou-Tian Ma, Xing Wang, Xin Zhao, Rattan Lal, et Hai-Lin Zhang. « Priming Effect Intensity of Soil Organic Carbon Mineralization under No-till and Residue Retention ». *Applied Soil Ecology* 147 (mars 2020): 103445. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103445>.
- Kaye, Jason P., et Miguel Quemada. « Using Cover Crops to Mitigate and Adapt to Climate Change. A Review ». *Agronomy for Sustainable Development* 37, n° 1 (février 2017): 4. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0410-x>.
- Kirschbaum, Miko U. F. « The Temperature Dependence of Soil Organic Matter Decomposition, and the Effect of Global Warming on Soil Organic C Storage ». *Soil Biology and Biochemistry* 27, n° 6 (1 juin 1995): 753-60. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S).
- Kopittke, Peter M., Neal W. Menzies, Peng Wang, Brigid A. McKenna, et Enzo Lombi. « Soil and the Intensification of Agriculture for Global Food Security ». *Environment International* 132 (novembre 2019): 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>.
- Koudahe, Komlan, Samuel C. Allen, et Koffi Djaman. « Critical Review of the Impact of Cover Crops on Soil Properties ». *International Soil and Water Conservation Research*, 5 avril 2022. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.03.003>.
- Krauss, Maike, Reiner Ruser, Torsten Müller, Sissel Hansen, Paul Mäder, et Andreas Gattinger. « Impact of Reduced Tillage on Greenhouse Gas Emissions and Soil Carbon Stocks in an Organic Grass-Clover Ley - Winter Wheat Cropping Sequence ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239 (15 février 2017): 324-33. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.029>.
- Kutsch, Werner L., et Ludger Kappen. « Aspects of carbon and nitrogen cycling in soils of the Bornhöved Lake district II. Modelling the influence of temperature increase on soil respiration and organic

- carbon content in arable soils under different managements ». *Biogeochemistry* 39, n° 2 (1997): 207-24. <https://doi.org/10.1023/A:1005859629197>.
- Kuzyakov, Y. « Sources of CO₂ Efflux from Soil and Review of Partitioning Methods ». *Soil Biology and Biochemistry* 38, n° 3 (mars 2006): 425-48. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.08.020>.
- Kuzyakov, Y, J.K Friedel, et K Stahr. « Review of Mechanisms and Quantification of Priming Effects ». *Soil Biology and Biochemistry* 32, n° 11-12 (octobre 2000): 1485-98. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00084-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00084-5).
- Lafargue, E., F. Marquis, et D. Pilot. « Rock-Eval 6 Applications in Hydrocarbon Exploration, Production, and Soil Contamination Studies ». *Revue de l'Institut Français du Pétrole* 53, n° 4 (juillet 1998): 421-37. <https://doi.org/10.2516/ogst:1998036>.
- Lai, Liming, Xuechun Zhao, Lianhe Jiang, Yongji Wang, Liangguo Luo, Yuanrun Zheng, Xi Chen, et Glyn M. Rimmington. « Soil Respiration in Different Agricultural and Natural Ecosystems in an Arid Region ». *PLOS ONE* 7, n° 10 (17 octobre 2012): e48011. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0048011>.
- Lak, Zana A., Hans Sandén, Mathias Mayer, et Boris Rewald. « Specific Root Respiration of Three Plant Species as Influenced by Storage Time and Conditions ». *Plant and Soil* 453, n° 1 (1 août 2020): 615-26. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04619-9>.
- Lal, R. « Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change ». *Geoderma* 123, n° 1 (1 novembre 2004): 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>.
- Launay, Camille, Julie Constantin, Florent Chlebowski, Sabine Houot, Anne-Isabelle Graux, Katja Klumpp, Raphaël Martin, Bruno Mary, Sylvain Pellerin, et Olivier Therond. « Estimating the Carbon Storage Potential and Greenhouse Gas Emissions of French Arable Cropland Using High-Resolution Modeling ». *Global Change Biology* 27, n° 8 (2021): 1645-61. <https://doi.org/10.1111/gcb.15512>.
- Lavelle, P. « Faunal Activities and Soil Processes: Adaptive Strategies That Determine Ecosystem Function ». In *Advances in Ecological Research*, édité par M. Begon et A. H. Fitter, 27:93-132. Academic Press, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60007-0](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60007-0).
- Le Bissonnais, Yves, Cécile Montier, Marcel Jamagne, Joël Daroussin, et Dominique King. « Mapping Erosion Risk for Cultivated Soil in France ». *CATENA* 46, n° 2 (3 janvier 2002): 207-20. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(01\)00167-9](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(01)00167-9).
- Lê, Sébastien, Julie Josse, et François Husson. « FactoMineR : An R Package for Multivariate Analysis ». *Journal of Statistical Software* 25, n° 1 (2008). <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>.
- Leifeld, Jens, et Margit von Lützw. « Chemical and Microbial Activation Energies of Soil Organic Matter Decomposition ». *Biology and Fertility of Soils* 50, n° 1 (1 janvier 2014): 147-53. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0822-6>.
- Lellei-Kovács, Eszter, Edit Kovács-Láng, Zoltán Botta-Dukát, Tibor Kalapos, Bridget Emmett, et Claus Beier. « Thresholds and Interactive Effects of Soil Moisture on the Temperature Response of Soil Respiration ». *European Journal of Soil Biology* 47, n° 4 (juillet 2011): 247-55. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.004>.
- Li, Changsheng, Steve Frolking, et Tod A. Frolking. « A Model of Nitrous Oxide Evolution from Soil Driven by Rainfall Events: 2. Model Applications ». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 97, n° D9 (1992): 9777-83. <https://doi.org/10.1029/92JD00510>.
- Li, Changsheng, Steve Frolking, et Robert Harriss. « Modeling Carbon Biogeochemistry in Agricultural Soils ». *Global Biogeochemical Cycles* 8, n° 3 (1994): 237-54. <https://doi.org/10.1029/94GB00767>.
- Li, Hui, Shan Yang, Mikhail V. Semenov, Fei Yao, Ji Ye, Rencang Bu, Ruihao Ma, et al. « Temperature Sensitivity of SOM Decomposition Is Linked with a K-Selected Microbial Community ». *Global Change Biology* 27, n° 12 (2021): 2763-79. <https://doi.org/10.1111/gcb.15593>.
- Li, J., Junmin Pei, Elise Pendall, Changming Fang, et Ming Nie. « Spatial Heterogeneity of Temperature Sensitivity of Soil Respiration: A Global Analysis of Field Observations ». *Soil Biology and Biochemistry* 141 (1 février 2020): 107675. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107675>.

- Li, Ruiping, Jinyu Zheng, Ruizhi Xie, Bo Ming, Xinhua Peng, Yang Luo, Hongbing Zheng, et al. « Potential Mechanisms of Maize Yield Reduction under Short-Term No-Tillage Combined with Residue Coverage in the Semi-Humid Region of Northeast China ». *Soil and Tillage Research* 217 (1 mars 2022): 105289. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105289>.
- Li, Zhaoxin, Qiuying Zhang, Yunfeng Qiao, Kun Du, Zhao Li, Chao Tian, Nong Zhu, et al. « Influence of Straw Mulch and No-Tillage on Soil Respiration, Its Components and Economic Benefit in a Chinese Wheat–Maize Cropping System ». *Global Ecology and Conservation* 34 (1 avril 2022): e02013. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02013>.
- Li, Zhongwu, Linhui Xiao, Chuxiong Deng, Zaijian Yuan, Chen Liang, Qian Xiong, Zeting Li, et Xiaodong Nie. « Thermal Stability of Soil Organic Carbon Subjected to Water Erosion as a Function of Edaphic Factors ». *International Journal of Sediment Research* 37, n° 1 (1 février 2022): 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2021.06.002>.
- Linn, D. M., et J. W. Doran. « Effect of Water-Filled Pore Space on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Production in Tilled and Nontilled Soils ». *Soil Science Society of America Journal* 48, n° 6 (1984): 1267-72. <https://doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>.
- Liu, Enke, Jianbo Wang, Yanqing Zhang, Denis A. Angers, Changrong Yan, Theib Oweis, Wenqing He, Qin Liu, et Baoqing Chen. « Priming Effect of ¹³C-Labelled Wheat Straw in No-Tillage Soil under Drying and Wetting Cycles in the Loess Plateau of China ». *Scientific Reports* 5, n° 1 (8 septembre 2015): 13826. <https://doi.org/10.1038/srep13826>.
- Lloyd, J., et J. A. Taylor. « On the Temperature Dependence of Soil Respiration ». *Functional Ecology* 8, n° 3 (juin 1994): 315. <https://doi.org/10.2307/2389824>.
- Lobb, D. A. « Soil Movement by Tillage and Other Agricultural Activities ». In *Encyclopedia of Ecology*, édité par Sven Erik Jørgensen et Brian D. Fath, 3295-3303. Oxford: Academic Press, 2008. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00832-6>.
- Löhnis, F. « NITROGEN AVAILABILITY OF GREEN MANURES ». *Soil Science* 22, n° 4 (octobre 1926): 253-90.
- Lozano-García, Beatriz, Rosa Francaviglia, Gianluca Renzi, Luca Doro, Luigi Ledda, Concepción Benítez, Manuel González-Rosado, et Luis Parras-Alcántara. « Land Use Change Effects on Soil Organic Carbon Store. An Opportunity to Soils Regeneration in Mediterranean Areas: Implications in the 4p1000 Notion ». *Ecological Indicators* 119 (1 décembre 2020): 106831. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106831>.
- Lu, Xingli, Xingneng Lu, et Yuncheng Liao. « Conservation Tillage Increases Carbon Sequestration of Winter Wheat-Summer Maize Farmland on Loess Plateau in China ». Édité par Dafeng Hui. *PLOS ONE* 13, n° 9 (5 septembre 2018): e0199846. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0199846>.
- Lund, C. P., W. J. Riley, L. L. Pierce, et C. B. Field. « The Effects of Chamber Pressurization on Soil-Surface CO₂ Flux and the Implications for NEE Measurements under Elevated CO₂ ». *Global Change Biology* 5, n° 3 (1999): 269-81. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1999.00218.x>.
- Lundegårdh, Henrik. « CARBON DIOXIDE EVOLUTION OF SOIL AND CROP GROWTH ». *Soil Science* 23, n° 6 (juin 1927): 417-53.
- Lützwow, Margit von, Ingrid Kögel-Knabner, Klemens Ekschmitt, Heinz Flessa, Georg Guggenberger, Egbert Matzner, et Bernd Marschner. « SOM Fractionation Methods: Relevance to Functional Pools and to Stabilization Mechanisms ». *Soil Biology and Biochemistry* 39, n° 9 (1 septembre 2007): 2183-2207. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.03.007>.
- Ma, Tao, Wenzhi Zeng, Qi Li, Xu Yang, Jingwei Wu, et Jiesheng Huang. « Shoot and Root Biomass Allocation of Sunflower Varying with Soil Salinity and Nitrogen Applications ». *Agronomy Journal* 109, n° 6 (2017): 2545-55. <https://doi.org/10.2134/agronj2017.04.0194>.
- Machinet, Gaylord Erwan, Isabelle Bertrand, Yves Barrière, Brigitte Chabbert, et Sylvie Recous. « Impact of Plant Cell Wall Network on Biodegradation in Soil: Role of Lignin Composition and Phenolic Acids in Roots from 16 Maize Genotypes ». *Soil Biology and Biochemistry* 43, n° 7 (1 juillet 2011): 1544-52. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.04.002>.

- Manzoni, Stefano, Arjun Chakrawal, Thomas Fischer, Joshua P. Schimel, Amilcare Porporato, et Giulia Vico. « Rainfall Intensification Increases the Contribution of Rewetting Pulses to Soil Heterotrophic Respiration ». *Biogeosciences* 17, n° 15 (10 août 2020): 4007-23. <https://doi.org/10.5194/bg-17-4007-2020>.
- Manzoni, Stefano, Joshua P. Schimel, et Amilcare Porporato. « Responses of Soil Microbial Communities to Water Stress: Results from a Meta-Analysis ». *Ecology* 93, n° 4 (avril 2012): 930-38. <https://doi.org/10.1890/11-0026.1>.
- Marrec, Pierre. « Dynamics of the carbonate system and air-sea CO₂ fluxes in western European shelf waters : a multi-scale approach », 2014.
- Martin, M. P., M. Wattenbach, P. Smith, J. Meersmans, C. Jolivet, L. Boulonne, et D. Arrouays. « Spatial Distribution of Soil Organic Carbon Stocks in France ». *Biogeosciences* 8, n° 5 (4 mai 2011): 1053-65. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1053-2011>.
- Martin, Manuel, Nicolas Saby, Benoît Toutain, Jean-philippe Chenu, Céline Ratié, et Line Boulonne. « Statistiques sur les stocks de carbone (0-30 cm) des sols du réseau RMQS ». Recherche Data Gouv, 4 juin 2021. <https://doi.org/10.15454/RURZXN>.
- Mary, Bruno, Hugues Clivot, Nicolas Blaszczyk, Jérôme Labreuche, et Fabien Ferchaud. « Soil Carbon Storage and Mineralization Rates Are Affected by Carbon Inputs Rather than Physical Disturbance: Evidence from a 47-Year Tillage Experiment ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 299 (1 septembre 2020): 106972. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106972>.
- Meurer, Katharina H.E., Neal R. Haddaway, Martin A. Bolinder, et Thomas Kätterer. « Tillage Intensity Affects Total SOC Stocks in Boreo-Temperate Regions Only in the Topsoil—A Systematic Review Using an ESM Approach ». *Earth-Science Reviews* 177 (février 2018): 613-22. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.12.015>.
- Mikha, Maysoon M., et Charles W. Rice. « Tillage and Manure Effects on Soil and Aggregate-Associated Carbon and Nitrogen ». *Soil Science Society of America Journal* 68, n° 3 (2004): 809. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.8090>.
- Mills, Robert, Helen Glanville, Stephanie McGovern, Bridget Emmett, et Davey L. Jones. « Soil Respiration across Three Contrasting Ecosystem Types: Comparison of Two Portable IRGA Systems ». *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174, n° 4 (août 2011): 532-35. <https://doi.org/10.1002/jpln.201000183>.
- Minasny, Budiman, Brendan P. Malone, Alex B. McBratney, Denis A. Angers, Dominique Arrouays, Adam Chambers, Vincent Chaplot, et al. « Soil Carbon 4 per Mille ». *Geoderma* 292 (15 avril 2017): 59-86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>.
- Monteith, John Lennox, C. J. Moss, George William Cooke, Norman Wingate Pirie, et George Douglas Hutton Bell. « Climate and the efficiency of crop production in Britain ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences* 281, n° 980 (25 novembre 1977): 277-94. <https://doi.org/10.1098/rstb.1977.0140>.
- Morvan, X., L. Verbeke, S. Laratte, et A. R. Schneider. « Impact of Recent Conversion to Organic Farming on Physical Properties and Their Consequences on Runoff, Erosion and Crusting in a Silty Soil ». *CATENA* 165 (1 juin 2018): 398-407. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.024>.
- Moyano, F. E., N. Vasilyeva, L. Bouckaert, F. Cook, J. Craine, J. Curiel Yuste, A. Don, et al. « The Moisture Response of Soil Heterotrophic Respiration: Interaction with Soil Properties ». *Biogeosciences* 9, n° 3 (28 mars 2012): 1173-82. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1173-2012>.
- Moyano, Fernando E., Stefano Manzoni, et Claire Chenu. « Responses of Soil Heterotrophic Respiration to Moisture Availability: An Exploration of Processes and Models ». *Soil Biology and Biochemistry* 59 (1 avril 2013): 72-85. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.002>.
- Mulder, V. L., M. Lacoste, A. C. Richer-de-Forges, et D. Arrouays. « GlobalSoilMap France: High-Resolution Spatial Modelling the Soils of France up to Two Meter Depth ». *Science of The Total Environment* 573 (15 décembre 2016): 1352-69. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.066>.
- Nabuurs, G.J., R. Mrabet, A. Abu Hatab, M. Bustamante, H. Clark, P. Havlik, J. House, et al. « 2022: Agriculture, Forestry and Other Land Uses (AFOLU). In IPCC, 2022: Climate Change 2022:

- Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change ». Cambridge, 2022.
- Nawaz, Muhammad Farrakh, Guilhem Bourrié, et Fabienne Trolard. « Soil Compaction Impact and Modelling. A Review ». *Agronomy for Sustainable Development* 33, n° 2 (1 avril 2013): 291-309. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0071-8>.
- Nay, S. Mark, Kim G. Mattson, et Bernard T. Bormann. « Biases of Chamber Methods for Measuring Soil CO₂ Efflux Demonstrated with a Laboratory Apparatus ». *Ecology* 75, n° 8 (1994): 2460-63. <https://doi.org/10.2307/1940900>.
- Neill, Cathy, et Jacques Gignoux. « Soil Organic Matter Decomposition Driven by Microbial Growth: A Simple Model for a Complex Network of Interactions ». *Soil Biology and Biochemistry* 38, n° 4 (1 avril 2006): 803-11. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.07.007>.
- Nie, Xiaodong, Zhongwu Li, Jinquan Huang, Lin Liu, Haibin Xiao, Chun Liu, et Guangming Zeng. « Thermal Stability of Organic Carbon in Soil Aggregates as Affected by Soil Erosion and Deposition ». *Soil and Tillage Research* 175 (1 janvier 2018): 82-90. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.08.010>.
- Novara, Agata, Mario Minacapilli, Antonino Santoro, Jesus Rodrigo-Comino, Alessandra Carrubba, Mauro Sarno, Giacomo Venezia, et Luciano Gristina. « Real Cover Crops Contribution to Soil Organic Carbon Sequestration in Sloping Vineyard ». *Science of The Total Environment* 652 (février 2019): 300-306. <https://doi.org/bo>.
- Nunan, Naoise, Hannes Schmidt, et Xavier Raynaud. « The Ecology of Heterogeneity: Soil Bacterial Communities and C Dynamics ». *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 375, n° 1798 (11 mai 2020): 20190249. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0249>.
- Ogle, Stephen M., F. Jay Breidt, et Keith Paustian. « Agricultural Management Impacts on Soil Organic Carbon Storage under Moist and Dry Climatic Conditions of Temperate and Tropical Regions ». *Biogeochemistry* 72, n° 1 (1 janvier 2005): 87-121. <https://doi.org/kuzyakov>.
- Oliver, M. A., et R. Webster. « Kriging: A Method of Interpolation for Geographical Information Systems ». *International Journal of Geographical Information System*, 1990. <https://doi.org/10.1080/02693799008941549>.
- Olson, Kenneth, Stephen A. Ebelhar, et James M. Lang. « Long-Term Effects of Cover Crops on Crop Yields, Soil Organic Carbon Stocks and Sequestration ». *Open Journal of Soil Science* 04, n° 08 (2014): 284-92. <https://doi.org/10.4236/ojss.2014.48030>.
- Ontl, Todd A., Kirsten S. Hofmockel, Cynthia A. Cambardella, Lisa A. Schulte, et Randall K. Kolka. « Topographic and Soil Influences on Root Productivity of Three Bioenergy Cropping Systems ». *The New Phytologist* 199, n° 3 (août 2013): 727-37. <https://doi.org/10.1111/nph.12302>.
- Or, Dani, et Teamrat A Ghezzehei. « Modeling Post-Tillage Soil Structural Dynamics: A Review ». *Soil and Tillage Research, Soil Fragmentation and Seedbed Characterization*, 64, n° 1 (1 février 2002): 41-59. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00256-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00256-2).
- O'Rourke, Sharon M., Denis A. Angers, Nicholas M. Holden, et Alex B. McBratney. « Soil Organic Carbon across Scales ». *Global Change Biology* 21, n° 10 (octobre 2015): 3561-74. <https://doi.org/10.1111/gcb.12959>.
- Osburn, Ernest D., Julia S. Simpson, Brian D. Strahm, et J. E. Barrett. « Land Use History Mediates Soil Biogeochemical Responses to Drought in Temperate Forest Ecosystems ». *Ecosystems* 25, n° 1 (1 janvier 2022): 75-90. <https://doi.org/10.1007/s10021-021-00641-9>.
- Panchal, Poonam, Catherine Preece, Josep Peñuelas, et Jitender Giri. « Soil Carbon Sequestration by Root Exudates ». *Trends in Plant Science*, Special issue: Climate change and sustainability II, 27, n° 8 (1 août 2022): 749-57. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2022.04.009>.
- Pappa, Valentini A., Robert M. Rees, Robin L. Walker, John A. Baddeley, et Christine A. Watson. « Nitrous Oxide Emissions and Nitrate Leaching in an Arable Rotation Resulting from the Presence of an Intercrop ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141, n° 1 (1 avril 2011): 153-61. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.025>.

- Pareja-Sánchez, Evangelina, Carlos Cantero-Martínez, Jorge Álvaro-Fuentes, et Daniel Plaza-Bonilla. « Tillage and Nitrogen Fertilization in Irrigated Maize: Key Practices to Reduce Soil CO₂ and CH₄ Emissions ». *Soil and Tillage Research* 191 (août 2019): 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.007>.
- Parton, W. J. « The CENTURY Model ». In *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, édité par David S. Powlson, Pete Smith, et Jo U. Smith, 283-91. NATO ASI Series. Berlin, Heidelberg: Springer, 1996. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_23.
- Parton, W. J., D. S. Schimel, C. V. Cole, et D. S. Ojima. « Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands ». *Soil Science Society of America Journal* 51, n° 5 (septembre 1987): 1173-79. <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100050015x>.
- Parton, W. J., J. W. B. Stewart, et C. V. Cole. « Dynamics of C, N, P and S in Grassland Soils: A Model ». *Biogeochemistry* 5, n° 1 (février 1988): 109-31. <https://doi.org/10.1007/BF02180320>.
- Parton, William J., Melannie Hartman, Dennis Ojima, et David Schimel. « DAYCENT and Its Land Surface Submodel: Description and Testing ». *Global and Planetary Change* 19, n° 1-4 (décembre 1998): 35-48. [https://doi.org/10.1016/S0921-8181\(98\)00040-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8181(98)00040-X).
- Pastorello, Gilberto, Carlo Trotta, Eleonora Canfora, Housen Chu, Danielle Christianson, You-Wei Cheah, Cristina Poindexter, et al. « The FLUXNET2015 Dataset and the ONEFlux Processing Pipeline for Eddy Covariance Data ». *Scientific Data* 7, n° 1 (9 juillet 2020): 225. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0534-3>.
- Paustian, Keith, Johannes Lehmann, Stephen Ogle, David Reay, G. Philip Robertson, et Pete Smith. « Climate-Smart Soils ». *Nature* 532, n° 7597 (avril 2016): 49-57. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.
- Penalver, F., et C. Longueval. « Etudes pédologiques de reconnaissance au 1/ 50 000. Grand ensemble des Baïses, du Gers, de la Save. », 1964.
- Perveen, Nazia, Sébastien Barot, Vincent Maire, M. Francesca Cotrufo, Tanvir Shahzad, Evgenia Blagodatskaya, Catherine E. Stewart, et al. « Universality of Priming Effect: An Analysis Using Thirty Five Soils with Contrasted Properties Sampled from Five Continents ». *Soil Biology and Biochemistry* 134 (1 juillet 2019): 162-71. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.03.027>.
- Pique, Gaétan. « Apport de La Télédétection Pour La Simulation Spatialisée Des Composantes Du Bilan Carbone Des Cultures et Des Effets d'atténuation Biogéochimiques et Biogéophysiques Des Cultures Intermédiaires ». Phd, Université de Toulouse, Université Toulouse III - Paul Sabatier, 2021. <http://thesesups.ups-tlse.fr/4979/>.
- Pique, Gaétan, Rémy Fieuzal, Ahmad Al Bitar, Amanda Veloso, Tiphaine Tallec, Aurore Brut, Morgan Ferlicoq, et al. « Estimation of Daily CO₂ Fluxes and of the Components of the Carbon Budget for Winter Wheat by the Assimilation of Sentinel 2-like Remote Sensing Data into a Crop Model ». *Geoderma* 376 (octobre 2020): 114428. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114428>.
- Pique, Gaétan, Rémy Fieuzal, Philippe Debaeke, Ahmad Al Bitar, Tiphaine Tallec, et Eric Ceschia. « Combining High-Resolution Remote Sensing Products with a Crop Model to Estimate Carbon and Water Budget Components: Application to Sunflower ». *Remote Sensing* 12, n° 18 (11 septembre 2020): 2967. <https://doi.org/10.3390/rs12182967>.
- Pires, Luiz F., Jaqueline A. R. Borges, Jadir A. Rosa, Miguel Cooper, Richard J. Heck, Sabrina Passoni, et Waldir L. Roque. « Soil Structure Changes Induced by Tillage Systems ». *Soil and Tillage Research* 165 (1 janvier 2017): 66-79. <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.07.010>.
- Poeplau, Christopher, et Axel Don. « Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200 (février 2015): 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>.
- Poeplau, Christopher, Axel Don, et Florian Schneider. « Roots Are Key to Increasing the Mean Residence Time of Organic Carbon Entering Temperate Agricultural Soils ». *Global Change Biology* n/a, n° n/a (2021). <https://doi.org/10.1111/gcb.15787>.
- Pramanik, P., K. K. Bandyopadhyay, Debarati Bhaduri, Ranjan Bhattacharyya, et P. Aggarwal. « Effect of Mulch on Soil Thermal Regimes - A Review ». *International Journal of Agriculture,*

- Environment and Biotechnology* 8, n° 3 (2015): 645. <https://doi.org/10.5958/2230-732X.2015.00072.8>.
- Prout, Jonah M., Keith D. Shepherd, Steve P. McGrath, Guy J. D. Kirk, et Stephan M. Haefele. « What Is a Good Level of Soil Organic Matter? An Index Based on Organic Carbon to Clay Ratio ». *European Journal of Soil Science*, 9 juillet 2020. <https://doi.org/10.1111/ejss.13012>.
- Pumpanen, Jukka, Pasi Kolari, Hannu Ilvesniemi, Kari Minkkinen, Timo Vesala, Sini Niinistö, Annalea Lohila, et al. « Comparison of Different Chamber Techniques for Measuring Soil CO₂ Efflux ». *Agricultural and Forest Meteorology* 123, n° 3-4 (juin 2004): 159-76. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2003.12.001>.
- Quante, Lennart, Sven N. Willner, Robin Middelani, et Anders Levermann. « Regions of Intensification of Extreme Snowfall under Future Warming ». *Scientific Reports* 11, n° 1 (17 août 2021): 16621. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-95979-4>.
- R Core Team. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2021. <https://www.R-project.org>.
- Raich, James W., et German Mora. « Estimating Root Plus Rhizosphere Contributions to Soil Respiration in Annual Croplands ». *Soil Science Society of America Journal* 69, n° 3 (2005): 634. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0257>.
- . « Estimating Root Plus Rhizosphere Contributions to Soil Respiration in Annual Croplands ». *Soil Science Society of America Journal* 69, n° 3 (2005): 634. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0257>.
- Rasse, Daniel P., Cornelia Rumpel, et Marie-France Dignac. « Is Soil Carbon Mostly Root Carbon? Mechanisms for a Specific Stabilisation ». *Plant and Soil* 269, n° 1 (1 février 2005): 341-56. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>.
- Rawls, W. J., Y. A. Pachepsky, J. C. Ritchie, T. M. Sobecki, et H. Bloodworth. « Effect of Soil Organic Carbon on Soil Water Retention ». *Geoderma*, Quantifying agricultural management effects on soil properties and processes, 116, n° 1 (1 septembre 2003): 61-76. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00094-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00094-6).
- Reicosky, D. C., W. A. Dugas, et H. A. Torbert. « Tillage-Induced Soil Carbon Dioxide Loss from Different Cropping Systems ». *Soil and Tillage Research* 41, n° 1 (1 mars 1997): 105-18. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(96\)01080-X](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(96)01080-X).
- Rey, A., E. Pegoraro, et P. G. Jarvis. « Carbon Mineralization Rates at Different Soil Depths across a Network of European Forest Sites (FORCAST) ». *European Journal of Soil Science* 59, n° 6 (décembre 2008): 1049-62. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01065.x>.
- Rochette, P., B. Ellert, E. G. Gregorich, R. L. Desjardins, E. Pattey, R. Lessard, et B. G. Johnson. « Description of a Dynamic Closed Chamber for Measuring Soil Respiration and Its Comparison with Other Techniques ». *Canadian Journal of Soil Science* 77, n° 2 (1 mai 1997): 195-203. <https://doi.org/10.4141/S96-110>.
- Rochette, P., E. G. Gregorich, et R. L. Desjardins. « Comparison of static and dynamic closed chambers for measurement of soil respiration under field conditions ». *Canadian Journal of Soil Science* 72, n° 4 (novembre 1992): 605-9. <https://doi.org/10.4141/cjss92-050>.
- RStudio Team. *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC. Boston, MA, 2021. <http://www.rstudio.com/>.
- Ruddiman, William F. « The Anthropogenic Greenhouse Era Began Thousands of Years Ago ». *Climatic Change* 61, n° 3 (1 décembre 2003): 261-93. <https://doi.org/10.1023/B:CLIM.0000004577.17928.f8>.
- Ruis, Sabrina J., Humberto Blanco-Canqui, Katja Koehler-Cole, Paul J. Jasa, Glen Slater, Roger W. Elmore, et Richard B. Ferguson. « Winter Cover Crop Root Biomass Yield in Corn and Soybean Systems ». *Agrosystems, Geosciences & Environment* 3, n° 1 (2020): e20101. <https://doi.org/10.1002/agg2.20101>.
- Saffih-Hdadi, K., et B. Mary. « Modeling Consequences of Straw Residues Export on Soil Organic Carbon ». *Soil Biology and Biochemistry* 40, n° 3 (mars 2008): 594-607. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.022>.

- Saha, R., et P. K. Ghosh. « Soil Organic Carbon Stock, Moisture Availability and Crop Yield as Influenced by Residue Management and Tillage Practices in Maize–Mustard Cropping System Under Hill Agro-Ecosystem ». *National Academy Science Letters* 36, n° 5 (1 octobre 2013): 461-68. <https://doi.org/10.1007/s40009-013-0158-7>.
- Sahoo, Uttam Kumar, Soibam Lanabir Singh, Anudip Gogoi, Alice Kenye, et Snehasudha S. Sahoo. « Active and Passive Soil Organic Carbon Pools as Affected by Different Land Use Types in Mizoram, Northeast India ». *PloS One* 14, n° 7 (2019): e0219969. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219969>.
- Sanderman, Jonathan, Tomislav Hengl, et Gregory J. Fiske. « Soil Carbon Debt of 12,000 Years of Human Land Use ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114, n° 36 (5 septembre 2017): 9575-80. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
- Sauvadet, Marie, Gwenaëlle Lashermes, Gonzague Alavoine, Sylvie Recous, Matthieu Chauvat, Pierre-Alain Maron, et Isabelle Bertrand. « High Carbon Use Efficiency and Low Priming Effect Promote Soil C Stabilization under Reduced Tillage ». *Soil Biology and Biochemistry* 123 (1 août 2018): 64-73. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.026>.
- Scharlemann, Jörn PW, Edmund VJ Tanner, Roland Hiederer, et Valerie Kapos. « Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool ». *Carbon Management* 5, n° 1 (1 février 2014): 81-91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>.
- Shahbaz, Muhammad, Per Bengtson, Jordan R. Mertes, Bernd Kulesa, et Natascha Kljun. « Spatial Heterogeneity of Soil Carbon Exchanges and Their Drivers in a Boreal Forest ». *Science of The Total Environment* 831 (20 juillet 2022): 154876. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154876>.
- Shamshiri, Redmond Ramin, James W. Jones, Kelly R. Thorp, Desa Ahmad, Hasfalina Che Man, et Sima Taheri. « Review of optimum temperature, humidity, and vapour pressure deficit for microclimate evaluation and control in greenhouse cultivation of tomato: a review ». *International Agrophysics* 32, n° 2 (1 avril 2018): 287-302. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0005>.
- Shea, Kelly, Danica Schaffer-Smith, et Rebecca L. Muenich. « Using Remote Sensing to Identify Liquid Manure Applications in Eastern North Carolina ». *Journal of Environmental Management* 317 (1 septembre 2022): 115334. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115334>.
- Shi, Wei-Yu, Li-Jun Su, Yi Song, Ming-Guo Ma, et Sheng Du. « A Monte Carlo approach to estimate the uncertainty in soil CO₂ emissions caused by spatial and sample size variability ». *Ecology and Evolution* 5, n° 19 (23 septembre 2015): 4480-91. <https://doi.org/10.1002/ece3.1729>.
- Siles, José A., Marta Díaz-López, Alfonso Vera, Nico Eisenhauer, Carlos A. Guerra, Linnea C. Smith, François Buscot, et al. « Priming Effects in Soils across Europe ». *Global Change Biology*, 5 janvier 2022. <https://doi.org/10.1111/gcb.16062>.
- Silletta, Luisina Carbonell, Agustin Cavallaro, Ruth Kowal, Daniel A. Pereyra, Roxana A. Silva, Nadia S. Arias, Guillermo Goldstein, Fabian G. Scholz, et Sandra J. Bucci. « Temporal and Spatial Variability in Soil CO₂ Efflux in the Patagonian Steppe ». *Plant and Soil* 444, n° 1-2 (novembre 2019): 165-76. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04268-7>.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul, et K. Paustian. « Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter: Implications for C-Saturation of Soils ». *Plant and Soil* 241, n° 2 (1 avril 2002): 155-76. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>.
- Six, J, E.T Elliott, et K Paustian. « Soil Macroaggregate Turnover and Microaggregate Formation: A Mechanism for C Sequestration under No-Tillage Agriculture ». *Soil Biology and Biochemistry* 32, n° 14 (décembre 2000): 2099-2103. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00179-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00179-6).
- Six, J., C. Feller, K. Deneff, S. M. Ogle, J. Sa, et A. Albrecht. « Soil Organic Matter, Biota and Aggregation in Temperate and Tropical Soils - Effects of No-Tillage ». *Agronomie* 22, n° 7-8 (1 novembre 2002): 755-75. <https://doi.org/10.1051/agro:2002043>.
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, et al. « Greenhouse Gas Mitigation in Agriculture ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363, n° 1492 (27 février 2008): 789-813. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>.

- Sørensen, L. H. « Rate of Decomposition of Organic Matter in Soil as Influenced by Repeated Air Drying-Rewetting and Repeated Additions of Organic Material ». *Soil Biology and Biochemistry* 6, n° 5 (1 septembre 1974): 287-92. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(74\)90032-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(74)90032-7).
- Soucémariadin, Laure, Lauric Cécillon, Claire Chenu, François Baudin, Manuel Nicolas, Cyril Girardin, et Pierre Barré. « Is Rock-Eval 6 Thermal Analysis a Good Indicator of Soil Organic Carbon Lability? – A Method-Comparison Study in Forest Soils ». *Soil Biology and Biochemistry* 117 (février 2018): 108-16. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.025>.
- Sun, Qiqi, Rui Wang, Yaxian Hu, Lunguang Yao, et Shengli Guo. « Spatial Variations of Soil Respiration and Temperature Sensitivity along a Steep Slope of the Semiarid Loess Plateau ». *PLOS ONE* 13, n° 4 (6 avril 2018): e0195400. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0195400>.
- Suseela, Vidya, Richard T. Conant, Matthew D. Wallenstein, et Jeffrey S. Dukes. « Effects of Soil Moisture on the Temperature Sensitivity of Heterotrophic Respiration Vary Seasonally in an Old-Field Climate Change Experiment ». *Global Change Biology* 18, n° 1 (2012): 336-48. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02516.x>.
- Tabari, Hossein. « Climate Change Impact on Flood and Extreme Precipitation Increases with Water Availability ». *Scientific Reports* 10, n° 1 (13 août 2020): 13768. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70816-2>.
- Tang, Jianwu, et Dennis D. Baldocchi. « Spatial–Temporal Variation in Soil Respiration in an Oak–Grass Savanna Ecosystem in California and Its Partitioning into Autotrophic and Heterotrophic Components ». *Biogeochemistry* 73, n° 1 (mars 2005): 183-207. <https://doi.org/10.1007/s10533-004-5889-6>.
- Tang, Xiaolu, Jie Du, Yuehong Shi, Ningfei Lei, Guo Chen, Longxi Cao, et Xiangjun Pei. « Global Patterns of Soil Heterotrophic Respiration – A Meta-Analysis of Available Dataset ». *CATENA* 191 (août 2020): 104574. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104574>.
- Tang, Xiaolu, Shaohui Fan, Manyi Du, Wenjie Zhang, Sicong Gao, Shibin Liu, Guo Chen, Zhen Yu, et Wunian Yang. « Spatial and Temporal Patterns of Global Soil Heterotrophic Respiration in Terrestrial Ecosystems », 2020, 15.
- Teixeira, Daniel De Bortoli, Elton da Silva Bicalho, Alan Rodrigo Panosso, Luciano Ito Perillo, Juliano Luciani lamaguti, Gener Tadeu Pereira, et Newton La Scala Jr. « Uncertainties in the Prediction of Spatial Variability of Soil CO₂ Emissions and Related Properties ». *Revista Brasileira de Ciência Do Solo* 36, n° 5 (novembre 2012): 1466-75. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500010>.
- Thurgood, Alice, Balwant Singh, Edward Jones, et Margaret M. Barbour. « Temperature Sensitivity of Soil and Root Respiration in Contrasting Soils ». *Plant and Soil* 382, n° 1-2 (septembre 2014): 253-67. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2159-9>.
- Trabelsi, Darine, Seif-Allah Chihaoui, et Ridha Mhamdi. « Nodules and Roots of Vicia Faba Are Inhabited by Quite Different Populations of Associated Bacteria ». *Applied Soil Ecology* 119 (1 octobre 2017): 72-79. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.002>.
- Tsiafouli, Maria A., Elisa Thébault, Stefanos P. Sgardelis, Peter C. de Ruiter, Wim H. van der Putten, Klaus Birkhofer, Lia Hemerik, et al. « Intensive Agriculture Reduces Soil Biodiversity across Europe ». *Global Change Biology* 21, n° 2 (février 2015): 973-85. <https://doi.org/10.1111/gcb.12752>.
- Tubiello, Francesco N., Mirella Salvatore, Alessandro F. Ferrara, Jo House, Sandro Federici, Simone Rossi, Riccardo Biancalani, et al. « The Contribution of Agriculture, Forestry and Other Land Use Activities to Global Warming, 1990–2012 ». *Global Change Biology* 21, n° 7 (2015): 2655-60. <https://doi.org/10.1111/gcb.12865>.
- Turrini, Alessandra, Giovanni Caruso, Luciano Avio, Clizia Gennai, Michela Palla, Monica Agnolucci, Paolo Emilio Tomei, Manuela Giovannetti, et Riccardo Gucci. « Protective Green Cover Enhances Soil Respiration and Native Mycorrhizal Potential Compared with Soil Tillage in a High-Density Olive Orchard in a Long Term Study ». *Applied Soil Ecology* 116 (1 août 2017): 70-78. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.04.001>.

- Veloso, Amanda. « Modélisation spatialisée de la production, des flux et des bilans de carbone et d'eau des cultures de blé à l'aide de données de télédétection : application au sud-ouest de la France. », 2014.
- Wakelin, S. A., L. M. Macdonald, S. L. Rogers, A. L. Gregg, T. P. Bolger, et J. A. Baldock. « Habitat Selective Factors Influencing the Structural Composition and Functional Capacity of Microbial Communities in Agricultural Soils ». *Soil Biology and Biochemistry* 40, n° 3 (1 mars 2008): 803-13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.10.015>.
- Wang, Cheng-yu, Xue Zhou, Dan Guo, Jiang-hua Zhao, Li Yan, Guo-zhong Feng, Qiang Gao, Han Yu, et Lan-po Zhao. « Soil pH Is the Primary Factor Driving the Distribution and Function of Microorganisms in Farmland Soils in Northeastern China ». *Annals of Microbiology* 69, n° 13 (décembre 2019): 1461-73. <https://doi.org/10.1007/s13213-019-01529-9>.
- Wang, Hao, Shulan Wang, Qi Yu, Yujiao Zhang, Rui Wang, Jun Li, et Xiaoli Wang. « No Tillage Increases Soil Organic Carbon Storage and Decreases Carbon Dioxide Emission in the Crop Residue-Returned Farming System ». *Journal of Environmental Management* 261 (1 mai 2020): 110261. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110261>.
- Wang, Li'ai, Xudong Zhou, Xinkai Zhu, Zhaodi Dong, et Wenshan Guo. « Estimation of Biomass in Wheat Using Random Forest Regression Algorithm and Remote Sensing Data ». *The Crop Journal* 4, n° 3 (1 juin 2016): 212-19. <https://doi.org/10.1016/j.cj.2016.01.008>.
- Wang, Meijiao, Ding He, Fei Shen, Jialing Huang, Rutao Zhang, Wenbo Liu, Mengjue Zhu, Li Zhou, Lihong Wang, et Qing Zhou. « Effects of Soil Compaction on Plant Growth, Nutrient Absorption, and Root Respiration in Soybean Seedlings ». *Environmental Science and Pollution Research International* 26, n° 22 (août 2019): 22835-45. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05606-z>.
- Wang, Xiyang, Fangfang Min, Dongsheng Yu, Zaijun Xin, Liang Li, Xiaohui Li, Xiaoyan Sun, et Jianjun Pan. « Mean Residence Times of Active and Slow Soil Organic Carbon Pools in Croplands across China ». *CATENA* 202 (1 juillet 2021): 105271. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105271>.
- Wardak, D. Luke R., Faheem N. Padia, Martine I. de Heer, Craig J. Sturrock, et Sacha J. Mooney. « Zero Tillage Has Important Consequences for Soil Pore Architecture and Hydraulic Transport: A Review ». *Geoderma* 422 (15 septembre 2022): 115927. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115927>.
- Weerden, T.J. van der, R. R. Sherlock, P. H. Williams, et K. C. Cameron. « Effect of Three Contrasting Onion (*Allium Cepa* L.) Production Systems on Nitrous Oxide Emissions from Soil ». *Biology and Fertility of Soils* 31, n° 3 (1 juin 2000): 334-42. <https://doi.org/10.1007/s003740050665>.
- Wei, Xiaorong, Mingan Shao, William Gale, et Linhai Li. « Global Pattern of Soil Carbon Losses Due to the Conversion of Forests to Agricultural Land ». *Scientific Reports* 4 (11 février 2014): 4062. <https://doi.org/10.1038/srep04062>.
- Weldmichael, Tsedekech Gebremeskel, Tamás Szegi, Lubangakene Denish, Ravi Kumar Gangwar, Erika Michéli, et Barbara Simon. « The Patterns of Soil Microbial Respiration and Earthworm Communities as Influenced by Soil and Land-Use Type in Selected Soils of Hungary ». *Soil Science Annual* 71, n° 2 (3 juin 2020): 139-48. <https://doi.org/10.37501/soilsa/122408>.
- Wickham, Hadley. *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer, 2016.
- Wilkinson, Marshall T., Paul J. Richards, et Geoff S. Humphreys. « Breaking Ground: Pedological, Geological, and Ecological Implications of Soil Bioturbation ». *Earth-Science Reviews* 97, n° 1 (1 décembre 2009): 257-72. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2009.09.005>.
- Wittwer, Raphaël A., Brigitte Dorn, Werner Jossi, et Marcel G. A. van der Heijden. « Cover Crops Support Ecological Intensification of Arable Cropping Systems ». *Scientific Reports* 7, n° 1 (février 2017): 41911. <https://doi.org/10.1038/srep41911>.
- Wu, J., P. C. Brookes, et D. S. Jenkinson. « Formation and Destruction of Microbial Biomass during the Decomposition of Glucose and Ryegrass in Soil ». *Soil Biology and Biochemistry* 25, n° 10 (1 octobre 1993): 1435-41. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90058-J](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90058-J).
- Wuest, Stewart B., Daniel Durr, et Stephan L. Albrecht. « Carbon Dioxide Flux Measurement During Simulated Tillage ». *Agronomy Journal* 95, n° 3 (2003): 715-18. <https://doi.org/10.2134/agronj2003.7150>.

- Wutzler, T., et M. Reichstein. « Colimitation of Decomposition by Substrate and Decomposers – a Comparison of Model Formulations ». *Biogeosciences* 5, n° 3 (13 mai 2008): 749-59. <https://doi.org/10.5194/bg-5-749-2008>.
- Wutzler, T., et M. Reichstein. « Priming and Substrate Quality Interactions in Soil Organic Matter Models ». *Biogeosciences* 10, n° 3 (26 mars 2013): 2089-2103. <https://doi.org/10.5194/bg-10-2089-2013>.
- Xiang, Xiaoyun, Jia Du, Pierre-Andre Jacinthe, Boyu Zhao, Haohao Zhou, Huanjun Liu, et Kaishan Song. « Integration of Tillage Indices and Textural Features of Sentinel-2A Multispectral Images for Maize Residue Cover Estimation ». *Soil and Tillage Research* 221 (1 juillet 2022): 105405. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105405>.
- Xiao, Liangang, Nikolaus J. Kuhn, Rongqin Zhao, et Lianhai Cao. « Net Effects of Conservation Agriculture Principles on Sustainable Land Use: A Synthesis ». *Global Change Biology* n/a, n° n/a (2021). <https://doi.org/10.1111/gcb.15906>.
- Xu, Jing, Huifang Han, Tangyuan Ning, Zengjia Li, et Rattan Lal. « Long-Term Effects of Tillage and Straw Management on Soil Organic Carbon, Crop Yield, and Yield Stability in a Wheat-Maize System ». *Field Crops Research* 233 (mars 2019): 33-40. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2018.12.016>.
- Xu, Ming, et Hua Shang. « Contribution of Soil Respiration to the Global Carbon Equation ». *Journal of Plant Physiology* 203 (septembre 2016): 16-28. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2016.08.007>.
- Xu, Xia, Zheng Shi, Dejun Li, Ana Rey, Honghua Ruan, Joseph M. Craine, Junyi Liang, Jizhong Zhou, et Yiqi Luo. « Soil Properties Control Decomposition of Soil Organic Carbon: Results from Data-Assimilation Analysis ». *Geoderma* 262 (15 janvier 2016): 235-42. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.038>.
- Xue, Jian-Fu, Chao Pu, Sheng-Li Liu, Zhong-Du Chen, Fu Chen, Xiao-Ping Xiao, Rattan Lal, et Hai-Lin Zhang. « Effects of Tillage Systems on Soil Organic Carbon and Total Nitrogen in a Double Paddy Cropping System in Southern China ». *Soil and Tillage Research* 153 (novembre 2015): 161-68. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.06.008>.
- Xue, Jian-Fu, Chao Pu, Xin Zhao, Yan-Hua Wei, Yun-Long Zhai, Xiang-Qian Zhang, Rattan Lal, et Hai-Lin Zhang. « Changes in Soil Organic Carbon Fractions in Response to Different Tillage Practices under a Wheat-Maize Double Cropping System ». *Land Degradation & Development* 29, n° 6 (juin 2018): 1555-64. <https://doi.org/10.1002/ldr.2950>.
- Yan, Tao, Huanhuan Song, Zhaoqi Wang, Munemasa Teramoto, Jinsong Wang, Naishen Liang, Chao Ma, et al. « Temperature Sensitivity of Soil Respiration across Multiple Time Scales in a Temperate Plantation Forest ». *Science of The Total Environment* 688 (20 octobre 2019): 479-85. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.318>.
- Yan, Zhifeng, Ben Bond-Lamberty, Katherine E. Todd-Brown, Vanessa L. Bailey, SiLiang Li, CongQiang Liu, et Chongxuan Liu. « A Moisture Function of Soil Heterotrophic Respiration That Incorporates Microscale Processes ». *Nature Communications* 9, n° 1 (décembre 2018): 2562. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04971-6>.
- Yan, Zhifeng, Chongxuan Liu, Katherine E. Todd-Brown, Yuanyuan Liu, Ben Bond-Lamberty, et Vanessa L. Bailey. « Pore-Scale Investigation on the Response of Heterotrophic Respiration to Moisture Conditions in Heterogeneous Soils ». *Biogeochemistry* 131, n° 1 (1 décembre 2016): 121-34. <https://doi.org/10.1007/s10533-016-0270-0>.
- Yang, Chao, Nan Liu, et Yingjun Zhang. « Soil Aggregates Regulate the Impact of Soil Bacterial and Fungal Communities on Soil Respiration ». *Geoderma* 337 (1 mars 2019): 444-52. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.10.002>.
- Yang, Xu, Katalin Szlavecz, Scott L. Pitz, J. Adam Langley, et Chih-Han Chang. « The Partitioning of Litter Carbon Fates during Decomposition under Different Rainfall Patterns: A Laboratory Study ». *Biogeochemistry* 148, n° 2 (1 mars 2020): 153-68. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00651-0>.
- Yim, Myeong Hui, Seung Jin Joo, et Kaneyuki Nakane. « Comparison of Field Methods for Measuring Soil Respiration: A Static Alkali Absorption Method and Two Dynamic Closed Chamber

- Methods ». *Forest Ecology and Management* 170, n° 1 (15 octobre 2002): 189-97. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00773-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00773-3).
- Yuan, Wenping, Yiqi Luo, Xianglan Li, Shuguang Liu, Guirui Yu, Tao Zhou, Michael Bahn, et al. « Redefinition and Global Estimation of Basal Ecosystem Respiration Rate ». *Global Biogeochemical Cycles*, 2011. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2011GB004150>.
- Yuste, J. C., I. A. Janssens, A. Carrara, L. Meiresonne, et R. Ceulemans. « Interactive Effects of Temperature and Precipitation on Soil Respiration in a Temperate Maritime Pine Forest ». *Tree Physiology* 23, n° 18 (1 décembre 2003): 1263-70. <https://doi.org/10.1093/treephys/23.18.1263>.
- Zhang, Bingwei, Yun Jiang, Dongxia Chen, Zongrui Wu, Buhang Li, et Chengjin Chu. « Highly Spatial Variation of Soil Microbial Respiration and Temperature Sensitivity in a Subtropical Forest ». *Science of The Total Environment* 808 (février 2022): 152197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152197>.
- . « Highly Spatial Variation of Soil Microbial Respiration and Temperature Sensitivity in a Subtropical Forest ». *Science of The Total Environment* 808 (20 février 2022): 152197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152197>.
- Zhang, Haicheng, Daniel S. Goll, Stefano Manzoni, Philippe Ciais, Bertrand Guenet, et Yuanyuan Huang. « Modeling the Effects of Litter Stoichiometry and Soil Mineral N Availability on Soil Organic Matter Formation Using CENTURY-CUE (v1.0) ». *Geoscientific Model Development* 11, n° 12 (30 novembre 2018): 4779-96. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-4779-2018>.
- Zhang, Quan, Hui-Min Lei, et Da-Wen Yang. « Seasonal Variations in Soil Respiration, Heterotrophic Respiration and Autotrophic Respiration of a Wheat and Maize Rotation Cropland in the North China Plain ». *Agricultural and Forest Meteorology* 180 (15 octobre 2013): 34-43. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2013.04.028>.
- Zhang, Weixin, Paul F. Hendrix, Lauren E. Dame, Roger A. Burke, Jianping Wu, Deborah A. Neher, Jianxiong Li, Yuanhu Shao, et Shenglei Fu. « Earthworms Facilitate Carbon Sequestration through Unequal Amplification of Carbon Stabilization Compared with Mineralization ». *Nature Communications* 4, n° 1 (15 octobre 2013): 2576. <https://doi.org/10.1038/ncomms3576>.
- Zhang, Xianfeng, Xiuli Xin, Wenliang Yang, Shijie Ding, Guocui Ren, Mengrou Li, et Anning Zhu. « Soil Respiration and Net Carbon Flux Response to Long-Term Reduced/No-Tillage with and without Residues in a Wheat-Maize Cropping System ». *Soil and Tillage Research* 214 (1 octobre 2021): 105182. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105182>.
- Zhang, Xiang-Qian, Chao Pu, Xin Zhao, Jian-Fu Xue, Ran Zhang, Zi-Jin Nie, Fu Chen, Rattan Lal, et Hai-Lin Zhang. « Tillage Effects on Carbon Footprint and Ecosystem Services of Climate Regulation in a Winter Wheat–Summer Maize Cropping System of the North China Plain ». *Ecological Indicators* 67 (août 2016): 821-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.046>.
- Zhang, Yan, Xiujun Li, Edward G. Gregorich, Neil B. McLaughlin, Xiaoping Zhang, Yafei Guo, Aizhen Liang, Ruqin Fan, et Bingjie Sun. « No-Tillage with Continuous Maize Cropping Enhances Soil Aggregation and Organic Carbon Storage in Northeast China ». *Geoderma* 330 (novembre 2018): 204-11. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.05.037>.
- Zhang, Yanjun, Junliang Zou, Shuina Dang, Bruce Osborne, Yuanyuan Ren, et Xueliang Ju. « Topography Modifies the Effect of Land-Use Change on Soil Respiration: A Meta-Analysis ». *Ecosphere* 12, n° 12 (2021): e03845. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3845>.
- Zhao, Yongcun, Meiyang Wang, Shuijin Hu, Xudong Zhang, Zhu Ouyang, Ganlin Zhang, Biao Huang, et al. « Economics- and Policy-Driven Organic Carbon Input Enhancement Dominates Soil Organic Carbon Accumulation in Chinese Croplands ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115, n° 16 (17 avril 2018): 4045-50. <https://doi.org/10.1073/pnas.1700292114>.
- Zheng, Y. P., R. Q. Li, L. L. Guo, L. H. Hao, H. R. Zhou, F. Li, Z. P. Peng, D. J. Cheng, et M. Xu. « Temperature Responses of Photosynthesis and Respiration of Maize (*Zea Mays*) Plants to Experimental

- Warming ». *Russian Journal of Plant Physiology* 65, n° 4 (1 juillet 2018): 524-31. <https://doi.org/10.1134/S1021443718040192>.
- Zheng, Ze-Mei, Gui-Rui Yu, Xiao-Min Sun, Sheng-Gong Li, Yue-Si Wang, Ying-Hong Wang, Yu-Ling Fu, et Qiu-Feng Wang. « Spatio-Temporal Variability of Soil Respiration of Forest Ecosystems in China: Influencing Factors and Evaluation Model ». *Environmental Management* 46, n° 4 (1 octobre 2010): 633-42. <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9509-z>.
- Zhou, Tao, Peijun Shi, Dafeng Hui, et Yiqi Luo. « Global Pattern of Temperature Sensitivity of Soil Heterotrophic Respiration (Q_{10}) and Its Implications for Carbon-Climate Feedback: GLOBAL PATTERN OF TEMPERATURE SENSITIVITY ». *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 114, n° G2 (juin 2009): n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2008JG000850>.
- Zomer, Robert J., Deborah A. Bossio, Rolf Sommer, et Louis V. Verchot. « Global Sequestration Potential of Increased Organic Carbon in Cropland Soils ». *Scientific Reports* 7, n° 1 (14 novembre 2017): 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>.

Annexes

Annexes

Annexe 1 : Calcul des indices de télédétection

Afin de d'identifier les déterminants locaux de l'hétérogénéité de la respiration du sol, nous avons utilisé un ensemble d'indices de végétations. Ces indices ont été récupérés à partir d'images satellites Sentinel2. Voici les règles de calcul pour les indices utilisés dans cette étude.

NDVI - Normalized Difference Vegetation Index

L'Indice NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) est un indice de végétation normalisé. Il permet de générer une image représentant la couverture végétale que l'on peut associer à la biomasse relative d'une surface. Le calcul du NDVI utilise le contraste des entre l'absorption du pigment chlorophyllien dans le canal rouge (R) et la capacité de réflectance des végétaux dans le canal proche infrarouge (IR).

$$NDVI = \frac{IR - R}{IR + R} \quad \text{Eq. A0-1}$$

Cet indice est utilisé dans le monde entier pour ses capacités à estimer l'état de sécheresse, à contrôler et prévoir la production végétale en agriculture, aider à la prévention des incendies et cartographier la désertification. Le NDVI est par ailleurs privilégié pour l'observation globale de la végétation car il permet de compenser plusieurs effets de l'environnement sur la mesure.

NDWI - Normalized Difference Water Index

Comme le NDVI, le NDWI, ou MNDWI, est un indice normalisé. Il permet de représenter à l'échelle spatiale la teneur en eau du sol, ou, si le sol est nu, que la surface ne comporte pas de végétation. Cet indice se calcule à partir des observations dans le vert ($Vert$) et infrarouges à ondes courtes ($SWIR$) (Eq. A-2).

$$NDWI = \frac{Vert - SWIR}{Vert + SWIR} \quad \text{Eq. A1-1}$$

NDMI - Normalized Difference Moisture Index

L'index normalisé de différence d'humidité, le NDMI permet quant à lui d'estimer la quantité la quantité d'eau contenue dans les végétaux. Cet indice permet également de surveiller et d'identifier les sècheresses. Il se calcule à partir des données NIR et SWIR, comme l'NDWI (Eq. A-2) avant amélioration.

$$NDWI = \frac{NIR - SWIR1}{NIR + SWIR1} \quad \text{Eq. A1-3}$$

MTCI - Merris Terrestrial Chlorophyll Index

L'indice MTCI a été mis au point afin d'estimer le contenu en chlorophylle des plantes. Il se calcule à partir des réflectances des longueurs d'ondes 850, 730 et 675 (Eq. A-4).

$$MTCI = \frac{R_{850} - R_{730}}{R_{730} - R_{675}} \quad \text{Eq. A1-4}$$

MTVI - Modified Triangle Vegetation Index

Le MTVI est un indice permettant d'estimer la chlorophylle contenue dans les feuilles à l'échelle du couvert tout en étant relativement insensible à l'indice de surface foliaire. Cet indice utilise la réflectance dans les canaux verts, rouge et NIR (Eq. A-4).

$$MTCI = 1.5 \times \left(1.2 \times (NIR - Vert) - 2.5 \times (Rouge - Vert) \right) \sqrt{\left((2 \times NIR + 1)^2 - \left(6 \times NIR - 5 \sqrt{(Rouge)} \right) - 0.5 \right)} \quad \text{Eq. A1-5}$$

Où Rouge représente les réflectances des végétaux dans le rouge.

EVI – Enhanced Vegetation Index

L'indice de végétation amélioré (EVI) de Landsat est similaire à l'indice de végétation normalisée (NDVI) et peut être utilisé pour quantifier la quantité et l'évolution de la végétation. Cependant, l'EVI corrige certaines conditions atmosphériques et le bruit de fond de la canopée et est plus sensible dans les zones à végétation dense.

$$EVI = Vert \times \frac{NIR - Rouge}{NIR + C1 \times Rouge - C2 \times Bleu \times L} \quad \text{Eq. A1-6}$$

Où Bleu est la réflectance mesurée dans la bande bleue, C1 et C2 sont des coefficients de résistance atmosphérique et L est un facteur permettant d'ajuster le fond de la canopée.

Annexe 2 : Définition des indices RMSE et R²

Nous avons pu comparer les simulations de respiration hétérotrophe du sol des différents formalismes avec nos mesures corrigées. Nous avons pour cela utilisé le coefficient de détermination linéaire de Pearson, communément appelé R² (Eq. A1). Ce coefficient compris en 0 et 1 nous permet d'évaluer la qualité de la régression représentée ici. Une valeur de 1 nous indique que les valeurs prédites par le modèle expliquent 100% de la variabilité des valeurs observées, alors qu'une valeur nulle nous indique 0% de variabilité expliquée par le modèle.

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad \text{Eq. A2-1}$$

En complément de l'information fournie par le R², nous avons calculé la racine de l'erreur quadratique moyenne, le RMSE, compris entre 0 et +∞ (Eq. A2). Cet indice nous permet d'évaluer la qualité de nos simulations en estimant une erreur moyenne positive sur nos modèles. Une valeur de 0 indiquera que les valeurs simulées sont identiques aux valeurs observées.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_{sim} - x_{obs})^2}{N}} \quad \text{Eq. A2-2}$$

Annexe 3 : Présentation de la méthode d'optimisation Nelder-Meads

Le modèle est optimisé par la méthode simplex Nelder-Meads (Lagarias et al., 1998). La méthode simplex permet d'obtenir un minimum pour une fonction coût. Nous utilisons ici la fonction coût RMSE, où l'écart entre x_{sim} et x_{obs} est l'erreur de simulation.

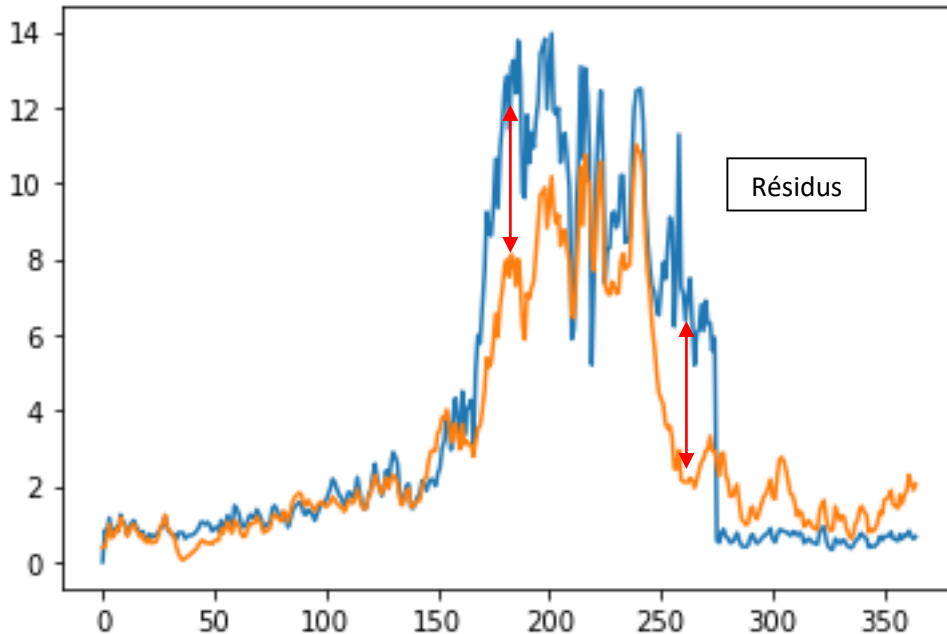


Figure A3-1 : Représentation des résidus, écart entre les valeurs simulées (bleu) et observées (orange), utilisé dans le calcul du RMSE.

Cette méthode est robuste, mais renvoie vers un minimum local et non pas le minimal global pour une fonction. Afin de pallier à ce problème, les séries d'optimisations ont été réalisées sur un grand nombre de simulations. Chaque simulation est réalisée à partir d'un jeu de paramètres tiré aléatoirement dans l'espace des possibles prédéfini de chaque paramètre. Pour chaque optimisation, plusieurs milliers de simulations ont été réalisées, entre 5 et 20 000.

Cette méthode d'optimisation permet de minimiser une fonction coût en sélectionnant les valeurs de paramètres optimaux pour l'équation sélectionnée. Nous avons choisi d'optimiser nos paramètres en fonction du RMSE afin de réduire l'erreur de nos simulations. L'un des points faibles de la fonction Nelder-Meads est la possibilité de trouver un minimum local de la fonction coût et pas un minimum global. Pour pallier à cela, plusieurs optimisations ont été exécutées en série, chaque exécution ayant un jeu de paramètres initial tiré au hasard dans l'espace des possibles de chaque paramètre (Fig. 1).

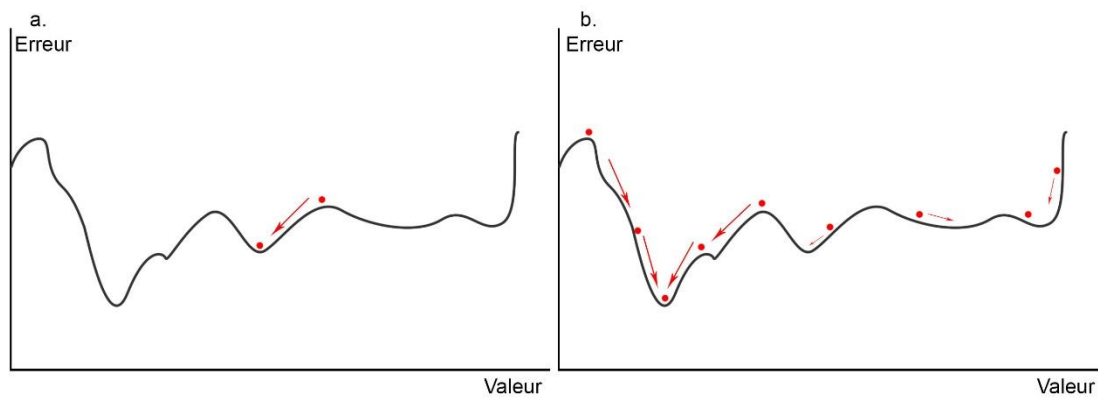


Figure A2 : Schématisation de l'erreur de simulation en fonction de la valeur d'un paramètre. L'optimisation du paramètre mène à un minimum local avec une approche « single start »(a) et un minimum global avec une approche « multi-start » (b).

Annexe 4 : Etude des formalismes de respiration du sol

Un grand nombre d'équations représentant la respiration du sol a été utilisé depuis de nombreuses années. Parmi ces équations, certaines ne varient qu'en fonction de la température du sol, tandis que d'autres prennent également en compte les variations d'humidité du sol. L'ensemble de ces formalismes étant extrêmement diversifié, nous avons réalisé une étude sur la performance de ces formalismes en fonction des différentes modalités de parcelles que nous avons étudiés dans le chapitre 2.

Les formalismes de la respiration du sol suivants ont été développées pour l'étude de la respiration hétérotrophe du sol et ne prennent pas en compte la respiration des parties autotrophes du sol (racines). Une correction de nos mesures de respiration du sol est donc nécessaire afin de ne conserver que la part qui revient à la respiration hétérotrophe. Une étude de la littérature nous donne une valeur moyenne de 60% de la respiration du sol attribuée aux flux autotrophe et 40% aux flux hétérotrophes sur l'ensemble de la saison pour les sols agricoles notamment (Kuzyakov and Larionova, 2005; Suleau et al., 2011). Dans le cas de la parcelle agricole conventionnelle, le sol est laissé nu une partie de l'année (entre deux cultures principales). Dans ces conditions, la respiration autotrophe est largement minoritaire ; très peu voir aucune plante sauf adventices ne sont présentes sur la parcelle. En fonction du développement de la culture principale, la part de respiration autotrophe peut atteindre 60%, avant de chuter et que la respiration hétérotrophe redevienne majoritaire après récolte de la culture. Dans nos exercices de simulation, lorsque nous travaillons avec les mesures de respiration du sol, nous avons choisi d'appliquer systématiquement la valeur moyenne de 40 % de respiration hétérotrophe du sol.

Résultats des simulations de la respiration hétérotrophe du sol en fonction de la température

Dans cette première partie d'analyse des formalismes de respiration du sol, nous avons choisi de limiter notre étude à 8 formalismes issus de la littérature. Nous comparerons le formalisme de la respiration hétérotrophe du sol utilisé dans le modèle SAFYE-CO2 aux autres formalismes, issus notamment de la base de données « *Soil Respiration Data Base* » (Bond-Lamberty and Thomson, 2010c; Jian et al., 2021). Les différentes équations étudiées ici, en plus du formalisme de SAFYE-CO2, ont été choisies selon leur formulation mathématique de la réponse de la respiration à la température, chacune représentant une dynamique particulière de la respiration hétérotrophe du sol, à savoir : exponentiel, linéaire, polynomial, puissance et des relations Q10 et R10, représentant respectivement des relations à la sensibilité de la température du sol et à la respiration de référence du sol à 10°C.

On observe une réponse forte des flux de respiration en conventionnel à 20°C (Fig. A4-3). Il semble que la respiration du sol atteigne une valeur optimale à partir du seuil de 20°C. Pour la parcelle AE cependant, la respiration semble augmenter constamment. On note une inflexion de la courbe de valeurs simulées à partir de 20°C pour Conv, alors que pour AE, c'est à partir de 20°C que la tendance de la respiration augmente. Ce point de changement est nettement observable pour le formalisme polynomial et exponentiel. Cette valeur de réponse optimale de la respiration à la température a déjà été démontrée dans la littérature (Bond-Lamberty and Thomson, 2010c; Jian et al., 2021) et une majorité des équations que l'on retrouve dans la littérature prennent en compte ce lien. La valeur de 20°C comme optimum de température pour la respiration du sol a déjà été évoquée pour les cultures d'été des agrosystèmes à climat continental (Shamshiri et al., 2018). Ainsi cette observation semble cohérente avec la littérature, même si les résultats des simulations restent insatisfaisants.

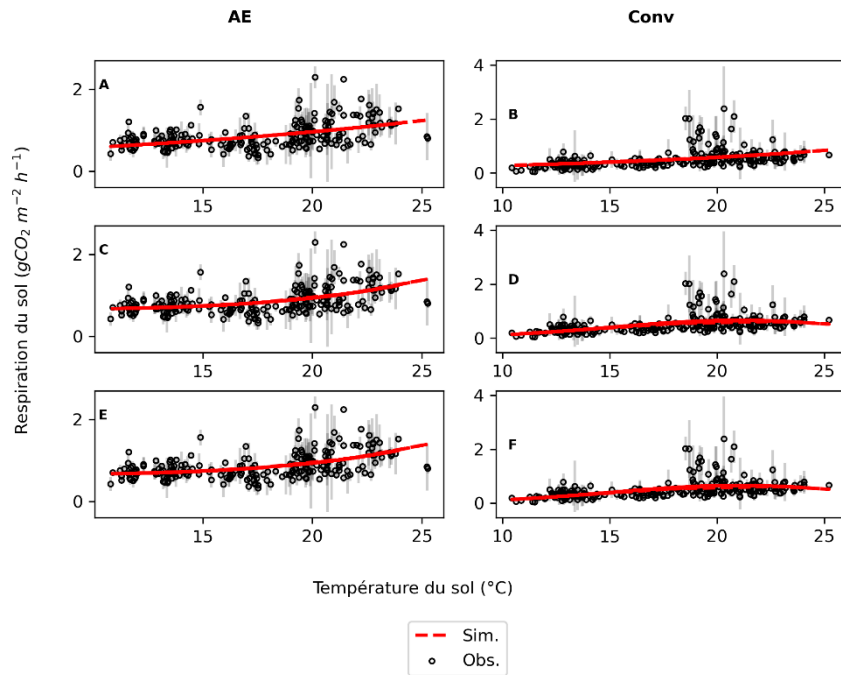


Figure A4-1 : Relation entre la respiration du sol ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) et la température (en degrés Celsius mesurée à 20 cm de profondeur). Les observations de la respiration du sol (Obs.) sont représentées en points, avec l'écart type, et les simulations issues des formalismes (Sim.) sont représentées en trait pointillé. A – B Arrhenius : $R = a \times \exp^{(b \times s)}$, C – D Exponentiel : $R = \exp_{10}^{+b(T-d) + c(T-d)^2}$, E – F Polynôme : $R = a + b(T-d) + c(T-d)^2$ pour la parcelle sous itinéraire agroécologique (AE) et conventionnel (Conv).

Le formalisme d'Arrhenius utilisé dans le modèle SAFYE-CO2 produit des simulations avec le même ordre de grandeur d'erreur pour les deux parcelles et avec la même intensité que les autres formalismes. On observe que les formalismes testés (ici Arrhenius, exponentiel et polynôme) ont tendance à sous-estimer les flux, notamment lorsque ceux-ci sont importants et particulièrement pour la parcelle Conv (Fig. A4-4).

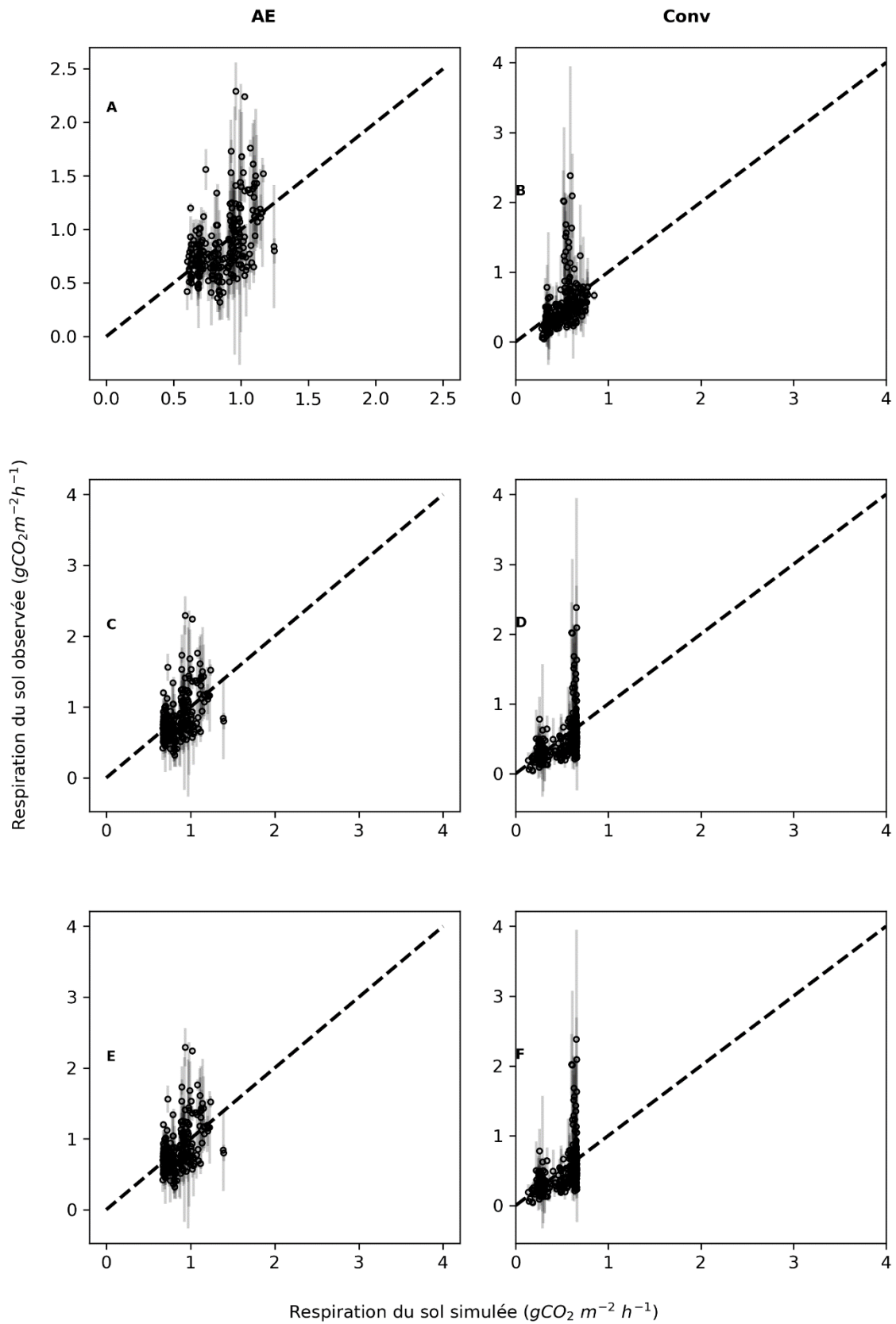


Figure A4-2 : Performances des différents formalismes de simulation de la respiration du sol dépendant de la température du sol pour les parcelles AE et Conv du site LUV (2019) (A – B Arrhenius : $R = a \times \exp^{(b \times x)}$, C – D Exponentiel : $R = \exp_{(a + b(T-d) + c(T-d)^2)}$, E – F Polynome : $R = a + b(T-d) + c(T-d)^2$).

L'estimation de l'erreur (RMSE en $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) et la précision du modèle (R^2) ont été réalisées (Tab. A4-1) pour les deux parcelles agricoles étudiées sur le site d'Estampes en 2019 (AE et Conv). Les erreurs calculées pour les équations testées sont dans les mêmes gammes de valeurs, mais légèrement différentes entre les deux parcelles. Aucune équation n'arrive à réduire drastiquement les erreurs de simulation sur l'une ou l'autre de ces deux parcelles. On note que les erreurs apparaissent plus importantes pour la parcelle Conv que pour la parcelle AE, avec une erreur moyenne de 0.28 et 0.32 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, pour les parcelles AE et Conv respectivement. La gamme de variation de ces erreurs reste importante (0.30 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ en moyenne) comparé aux valeurs mesurées sur le terrain (0.86 et 0.50 $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ pour la parcelle AE et Conv, respectivement), puisqu'elles représentent jusqu'à 60% des valeurs moyennes mesurées pour la parcelle Conv (34% pour l'agroécologie). Cela met en avant que les formalismes étudiés ici ne permettent pas de reproduire avec fidélité les variations des flux de respiration du sol pour les agroécosystèmes.

La qualité des simulations représentée par le R^2 reste faible et montre des relations qui arrivent difficilement à reproduire la réalité des observations réalisées sur le terrain. De plus, cette valeur est plus faible sur la parcelle Conv ($R^2_{\text{moyen}} = 0.18$) que AE ($R^2_{\text{moyen}} = 0.22$). Ces valeurs montrent que les formalismes testés n'expliquent pas près de 80% des variations observées, ce qui est très peu satisfaisant.

Tableau A4-1 : Liste et performances des équations choisies de simulation de la respiration du sol utilisant seulement la température (R représente la respiration du sol, T la température du sol (en °C) et a à e sont les paramètres des équations). RMSE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) = racine de l'erreur quadratique moyenne, R^2 = coefficient de détermination linéaire de Pearson.

Formalisme	Equation	Écosystème	AE		Conv		Référence
			RMSE	R^2	RMSE	R^2	
Arrhenius	$R = a \times \exp\left(-\frac{b}{T}\right)$	Canne à sucre	0.28	0.23	0.31	0.17	Arrhenius (1967)
Exponentiel	$R = \exp^{(a+b(T-d)+c(T-d))}$	Forêt (chêne, pin, etc.)	0.28	0.24	0.30	0.23	Wang et al. (2006)
Exponentiel	$R = a \times \exp\left(\frac{b}{c} \times \left(\frac{1}{a} - \frac{1}{T}\right)\right)$	Forêt, prairies	0.29	0.19	0.31	0.19	Lloyd and Taylor (1994)
Linéaire	$R = a + b \times T^2$	<i>Lotus corniculatus</i>	0.33	-0.06	0.31	0.16	Mathes and Schriefer (1985)
Polynomial	$R = a + b \times (T - d) + c \times (T - d)^2$	Vigne	0.28	0.25	0.31	0.22	Steenwerth et al. (2010)
Puissance	$R = a \times (T - b)^2$	Conifère	0.28	0.22	0.35	-4.94	Wei et al. (2016)
Q10	$R = a \times \exp\left(\frac{b \times T - c}{10}\right)$	Prairie	0.28	0.23	0.31	0.18	Wang et al. (2014)
R10	$R = a \times \exp\left(b \left(\frac{1}{c} - \left(\frac{1}{T} + a\right)\right)\right)$	Forêt	0.31	0.03	0.61	-2.10	Ruehr et al. (2010)

Les mesures réalisées sur le terrain comportent un ensemble d'incertitudes liées aux manipulations et à l'hétérogénéité du milieu (cette dernière caractéristique étant particulièrement importante concernant le sol). Notre protocole de mesure comportait des triplicats, permettant de palier une partie de cette incertitude. Cependant, la forte hétérogénéité du sol mène vraisemblablement à des incertitudes que l'on retrouve dans nos données, ce qui peut expliquer en partie la pauvre qualité des résultats obtenus. Sur l'ensemble de la saison de culture, l'écart-type des valeurs de respiration du sol atteignent des valeurs de 0.32 et 0.33 $\text{gCO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ pour AE et Conv, respectivement. Ainsi, les

simulations restent dans la gamme des valeurs observées pour la parcelle Conv, à l'exception des points situés autour des 20°C. Pour la parcelle AE, les observations varient autour de la courbe de simulation ce qui montre une moins bonne représentation des données. Aussi, les équations testées ne proposent qu'une réponse de la respiration à la température. Cependant, un ensemble d'études démontrent que la respiration du sol est également fortement impactée par l'humidité du sol (Bogužas et al., 2018; Liu et al., 2019; Moyano et al., 2013). Prendre en compte l'humidité du sol peut permettre d'améliorer les simulations en apportant une explication à certaines variabilités dans les flux de respiration autotrophes comme hétérotrophes.

Réponse à la température et l'humidité du sol

Plusieurs formalismes sont utilisés dans la prise en compte de l'humidité du sol. Afin de prendre en compte l'impact de l'humidité du sol dans les flux de respiration, le modèle SAFYE-CO2 inclut une fonction de stress hydrique (Eq. A4-3) pour les flux de respiration, adapté par Delogu (2013) d'un formalisme utilisé par le modèle CENTURY (Parton, 1996).

D'autres formalismes de la respiration du sol présent dans la littérature utilisent l'humidité du sol. On retrouve des formes d'équations reprenant les formalismes mathématiques de type Arrhenius, exponentiel et polynomial notamment, tout en ajoutant la dynamique de l'humidité du sol. Il en ressort une expression plus proche de la dynamique des microorganismes du sol, dont l'activité dépend de l'humidité du sol (Davidson and Janssens, 2006; Moyano et al., 2013).

Nous avons choisi de limiter notre étude à 5 formalismes issus de la littérature. Dans un premier temps, nous allons travailler avec le formalisme utilisé actuellement dans le modèle SAFYE-CO2. Il s'agira également pour nous de comparer ce formalisme aux autres dans une optique d'amélioration de celui-ci. Nous nous intéresserons ensuite à l'équation définie par Tufekcioglu et al (2001) qui utilise une expression exponentielle de la température et de l'humidité du sol dans un formalisme simple. L'équation de Tang et Baldocchi (2005) donne plus de poids à la variation d'humidité du sol avec une expression exponentielle de l'humidité au carré, ce qui apporte plus de réactivité à la simulation face à l'évolution de l'humidité du sol. Cette équation doit apporter une réaction plus prononcée au stress hydrique, ce qui correspond au fonctionnement phénologique du maïs. Le formalisme développé par Song et al. (2021) permet la prise en compte de l'humidité du sol en prenant en compte également l'effet d'interaction entre humidité et température. Enfin, le formalisme développé par Suleau (2011) permet de prendre en compte l'humidité du sol selon une équation de type van't Hoff (1898).

Performances des formalismes sur toute la saison culturale

L'utilisation de l'humidité dans les équations présentées dans le tableau A4-2 nous indique que les performances sont globalement améliorées pour la parcelle AE en prenant en compte l'humidité du sol. Pour la parcelle AE, on observe que l'erreur quadratique minimum est de 0.24 g CO₂ m⁻² h⁻¹ avec l'humidité, alors qu'elle était de minimum 0.28 g CO₂ m⁻² h⁻¹ avec la prise en compte de la température uniquement. Ainsi, la prise en compte de l'humidité du sol a permis de réduire pour certains formalismes l'erreur de simulation. En simultanément, on voit que le R² a diminué avec la prise en compte de l'humidité du sol. Ce résultat est surprenant pour la parcelle AE, puisque nous estimions que l'ajout de l'humidité du sol dans nos simulations permettrait de prendre en compte une variabilité supplémentaire dans les flux mesurés sur le terrain qui aurait été due aux variations

d'humidité. Cependant, cette prédiction semble être juste concernant la parcelle Conv, pour laquelle les erreurs de simulation minimales sont réduites de 0.30 à 0.22 gCO₂ m⁻² h⁻¹ et les valeurs de R² augmentent jusqu'à 0.40.

Les performances proposées par ces équations pour simuler les flux mesurés par chambre de respiration ne sont cependant pas encore parfaites, même concernant les simulations pour la parcelle Conv pour laquelle le meilleur R² vaut 0.40. Cette valeur reste encourageante car ce modèle arrive à expliquer 40% des variations observées sur le terrain à partir des informations de température et d'humidité.

Tableau A4-2 : Performances des équations choisies de simulation de la respiration du sol utilisant la température et l'humidité du sol (*Rh* représente la respiration hétérotrophe du sol, *T* la température du sol (en °C) et *a* à *f* sont les paramètres des équations et θ_s , θ_{wp} et θ_{fc} sont l'humidité du sol, le point de flétrissement et la capacité au champ, respectivement, *f_{ij}* est la fraction de carbone échangée entre les pool *i* et *j*, *SOC_{pool_i}* est la quantité de carbone du pool_{*i*}). RMSE (g CO₂ m⁻² h⁻¹) = racine de l'erreur quadratique moyenne, R² = coefficient de détermination linéaire de Pearson.

Equation	AE		Conv		Références
	RMSE	R ²	RMSE	R ²	
Rh $= a \times \exp^{(b \times T)}$ $\times \frac{1}{1 + 30 \exp^{-8.5 \left(\frac{\theta_s - \theta_{wp}}{\theta_{fc} - \theta_{wp}} \right)}}$	0.25	0.25	0.24	0.24	Delogu (2013)
$Rh = \exp^{(a \times T + b \times \theta_s + c)}$	0.25	0.26	0.22	0.39	Tufekcioglu et al., (2001)
$Rh = a \times \exp^{(b \times T)} \times \exp^{(c \times \theta_s + d \times \theta_s^2)}$	0.25	0.26	0.22	0.40	Tang and Baldochi (2005)
$Rh = \exp^{(a + b \times T + c \times \theta_s + d \times T \times \theta_s)}$	0.25	0.23	0.22	0.37	Song et al., (2021)
$Rh = a \times b^{\left(\frac{T-10}{10} \right)}$ $\times \left(1 - \exp^{-c \times (\theta_s - d)^2} \right)$ $\times \left(1 - \exp^{-e \times (\theta_s - f)^2} \right)$	0.24	0.28	0.24	0.24	Suleau et al., (2011)
$Rh = \left(1 - \sum_{SOC_{pool_i}} f_{ij} \right) \times \frac{dSOC_{pool_i}}{dt}$	0.26	0.20	0.48	0.23	Guenet et al., (2016)

Pour ces simulations, on observe que l'apport de l'humidité du sol améliore systématiquement les performances en Conv. Nous avons déjà conclu quant à la corrélation non-significative qui existe entre l'humidité du sol et la respiration du sol pour la parcelle AE dans la section 2.1.7. Il semblerait que cette relation apparaisse de nouveau pour ces simulations. Ainsi, l'impact des pratiques agroécologiques, qui permet à la parcelle de mieux réguler sa teneur en eau, se voit aussi clairement dans les matrices de corrélations que dans les simulations de flux. Notre protocole de mesures de terrain était construit afin de réaliser une mesure de l'hétérogénéité spatiale des parcelles. La mesure de cette hétérogénéité rend difficile la simulation exacte des points de mesure. Ce résultat montre qu'il est difficile de reproduire à partir des variables de température et d'humidité du sol uniquement la respiration du sol à l'échelle du point de mesure.

Cependant, à travers l'ensemble des équations testées, nous n'avons pas réussi à trouver une équation unique capable de reproduire avec une grande fidélité les flux de respiration du sol mesurés sur le terrain pour les deux modalités de culture en même temps. Les simulations de la respiration du sol pour la parcelle AE ne sont pas nettement améliorées par la prise en compte de l'humidité, que ce soit pour les flux les plus importants ou les plus faibles (Fig. 3-5). Pour la parcelle Conv, les simulations réalisées estiment relativement correctement les flux lorsque ceux-ci sont faibles (entre 0 et $0.75 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

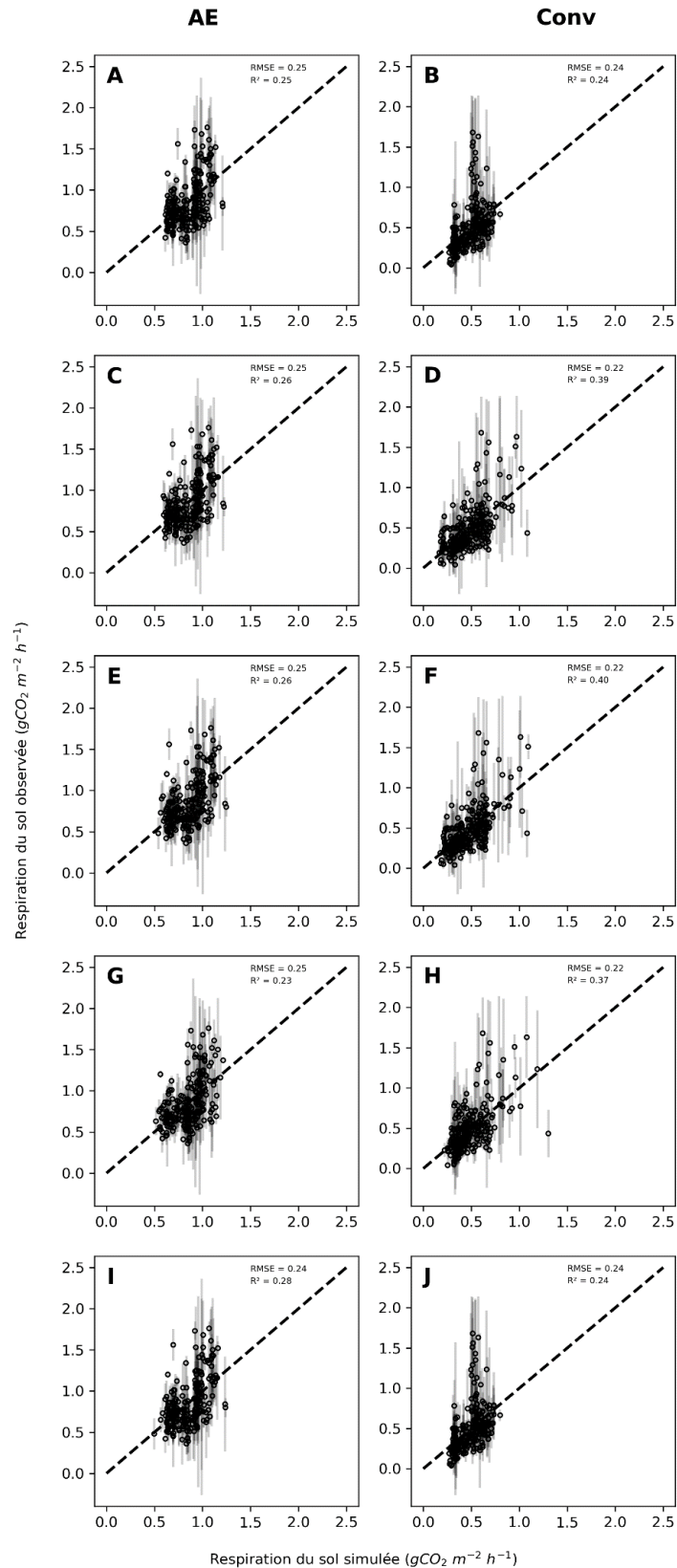


Figure A4-2 : Performances des différents formalismes de simulation de la respiration du sol dépendant de la température et de l'humidité du sol pour les parcelles AE et Conv (Robs sont les valeurs observées sur le terrain en 2019 à Estampes et Rsim sont les valeurs produites par les formalismes). A – B Delogu (2013), C – D Tufekcioglu et al. (2001), E – F : Tang and Baldocchi (2005), G – H : Song et al. (2021), I - J : Suleau et al. (2011).

Performances des formalismes suivant différentes périodes culturales et d'irrigation

Au vu de l'amélioration de l'impact des simulations par la prise en compte de l'humidité du sol pour la parcelle Conv, nous avons voulu savoir si la qualité de la réponse des simulations était dépendante de la période sur la saison de culture, en lien avec la période d'irrigation. L'objectif de cet exercice est de déterminer si pour une période caractérisée par un « régime hydrique » particulier, les différentes équations présentées ici produisent des résultats différents.

La période culturale a été scindée en 3 blocs : le premier regroupe les dates de mesures avant irrigation, le second, les dates pendant l'irrigation et le dernier, les dates après irrigation. De cette manière, on découpe également le cycle cultural selon le cycle phénologiques de la culture. Avant l'irrigation, on se situe sur la phase de développement des parties photosynthétique stériles de la plante, pendant l'irrigation on prend en compte principalement les moments d'épiaison, floraison et maturation des grains, enfin lors de la dernière phase, nous nous concentrons sur la senescence de la plante. Ces trois phases étant différentes d'un point de vue phénologique et physiologique pour la plante, il se peut que nous observions des divergences sur les performances des équations en lien avec ces contraintes biologiques.

Phase de développement avant la mise en place de l'irrigation

La période avant la mise en place de l'irrigation concerne les 6 dates de mesures du 1^{er} avril au 18 juin 2019. Cette période prend en compte un nombre important des mesures (plus de 40%) réalisées au cours de la saison et contient donc plus d'information. Cette période correspond aux premiers stades de la croissance du maïs jusqu'aux premiers stades de l'épiaison. Cette période correspond au moment où la respiration du sol augmente au cours de la saison.

Les performances des équations sur la période avant irrigation sont identiques (Tab. A4-3). On note que le formalisme issu de Delogu (2013) et utilisé dans SAFYE-CO2 affiche des performances similaires aux autres équations testées ici. Il n'y a donc pas de meilleure solution pour cette partie de l'exercice, toutes les équations fournissent des résultats relativement peu satisfaisants.

Tableau A4-3 : Performances des équations avant la mise en place de l'irrigation (R représente la respiration du sol, T la température du sol (en °C) et a à f sont les paramètres des équations). RMSE ($g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$) = racine de l'erreur quadratique moyenne, R^2 = coefficient de détermination linéaire de Pearson.

	AE		Conv	
	<i>RMSE</i>	R^2	<i>RMSE</i>	R^2
Delogu (2013)	0.24	0.09	0.13	0.26
Tufekcioglu et al., (2001)	0.24	0.09	0.13	0.26
Tang and Baldocchi (2005)	0.24	0.09	0.13	0.27
Song et al., (2021)	0.24	0.09	0.13	0.27
Suleau et al., (2011)	0.24	0.09	0.13	0.26

Il est surprenant qu'aucune équation ne présente de résultats satisfaisants sur cette partie de l'année au vu de la quantité d'information contenue dans cette partie du jeu de données. L'étude des nuages de points obtenus pour ces équations (Fig. A4-3) montre la grande variabilité présente dans cette partie du jeu de données ainsi que la difficulté pour les équations à aboutir à une représentation satisfaisante. La grande variabilité que présente le jeu de données sur cette période est représentative de la rapidité et de l'intensité avec laquelle la culture se développe. La grande

quantité d'information contenue dans ce jeu de données est donc vraisemblablement un point fort comme un point faible.

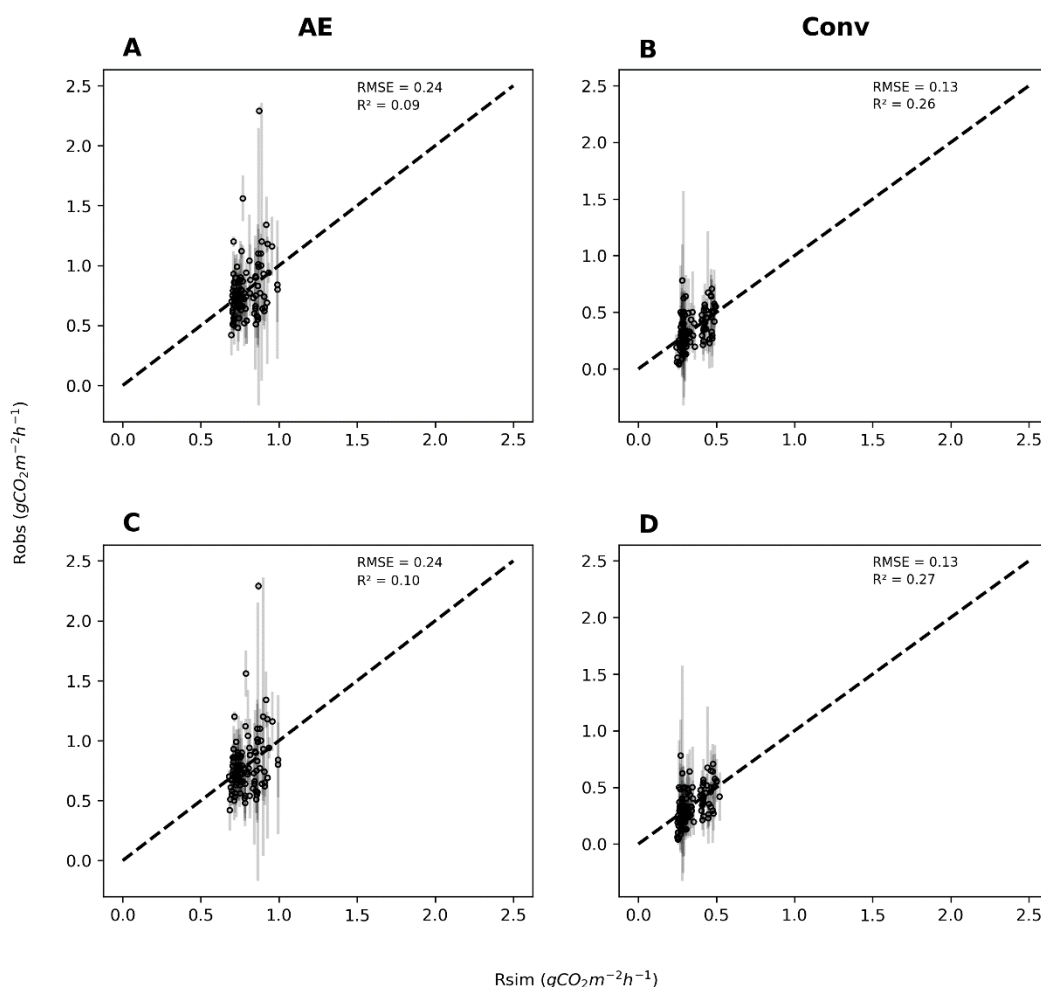


Figure A4-3 : Performances des formalismes avant la mise en place de l'irrigation, issus de SAFYE-CO2 (A et B) et Tang et Baldocchi (2005) (C et D) pour les parcelles AE et Conv (Robs sont les valeurs observées sur le terrain en 2019 à Estampes (cf. Chap 2) et Rsim sont les valeurs produites par les formalismes).

On remarque que les flux observés sur la période avant irrigation sont parmi les flux les plus faibles mesurés sur la saison (entre 0 et 0.9 g CO₂ m⁻² h⁻¹, et 0.2 et 2.1 g CO₂ m⁻² h⁻¹ pour la parcelle Conv et AE, respectivement). Les nuages de points (Fig. 3-6) montrent que les simulations sous-estiment les valeurs observées, notamment les fortes valeurs de respiration pour la parcelle AE (Obs. > 1.5 gCO₂ m⁻² h⁻¹).

Pendant l'irrigation

Les performances des équations sont relativement uniformes pour les équations testées (Tab. A4-4). Premièrement, on note que les performances sont nettement meilleures pour la parcelle Conv que pour AE. On notera un R² une fois encore négatif pour la parcelle AE avec le formalisme de SAFYE-CO2. Ce résultat s'explique par l'observation du nuage de points (Fig. 3-7) qui permet d'observer la difficulté pour l'équation à simuler convenablement les flux de respiration. Concernant les autres équations, leurs performances sont relativement identiques, et aucun formalisme n'arrive encore une fois à un résultat satisfaisant. Cependant, les simulations produisant moins d'erreur pour Conv qu'AE permettent de dire que la prise en compte de l'humidité améliore significativement la simulation pour la période d'irrigation pour un itinéraire conventionnel. Cette caractéristique fait que

les variations d'humidité représentées par ces équations ne sont pas forcément pertinentes pour la parcelle AE puisqu'elle ne les subit pas aussi fortement que Conv. Cette réflexion va dans le sens que les équations sont calibrées pour des parcelles conventionnelles et ne s'adaptent pas forcément de façon pertinente aux autres modes de gestions actuels.

Tableau A4-4 : Performances des équations pendant la période d'irrigation (R représente la respiration du sol, T la température du sol (en °C) et a à f sont les paramètres des équations). RMSE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) = racine de l'erreur quadratique moyenne, R^2 = coefficient de détermination linéaire de Pearson).

	AE		Conv	
	RMSE	R^2	RMSE	R^2
Delogu (2013)	0.24	0.09	0.13	0.26
Tufekcioglu et al., (2001)	0.24	0.09	0.13	0.27
Tang and Baldocchi (2005)	0.24	0.09	0.13	0.27
Song et al., (2021)	0.24	0.09	0.13	0.27
Suleau et al., (2011)	0.24	0.09	0.13	0.26

La figure A4-4 montre les nuages de points pour les équations issues de Delogu (2013) (A et B) et Tang and Baldocchi (2005) (C et D) pour les parcelles AE et Conv. On note que les deux équations estiment relativement mal les valeurs observées pour les parcelles, notamment pour la parcelle AE, où les valeurs de R^2 pour les deux équations n'atteignent pas 0.1.

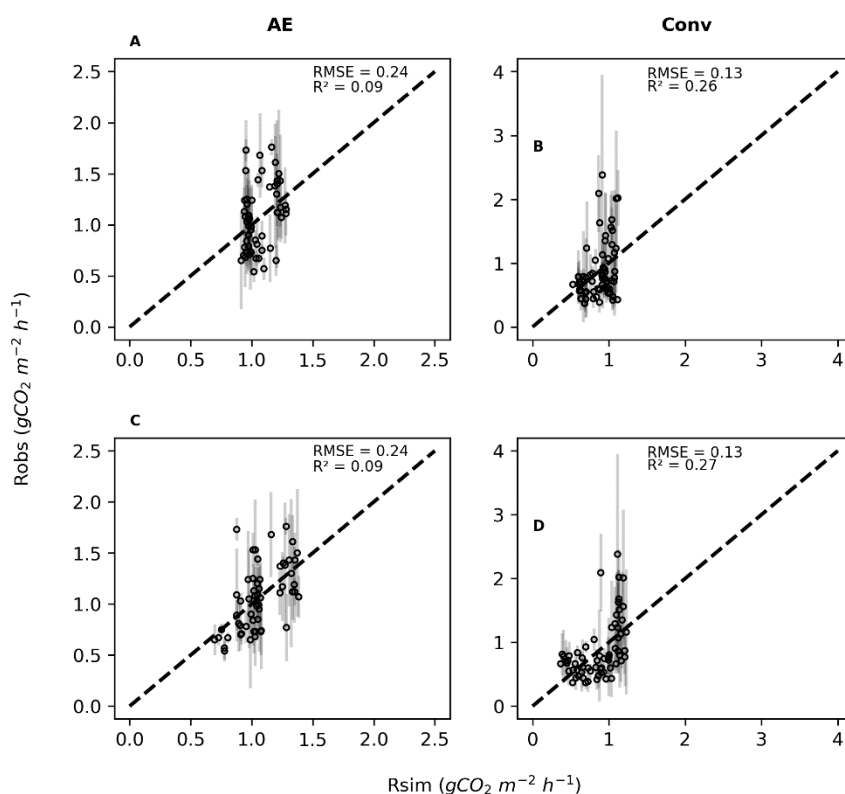


Figure A4-4 : Performances des formalismes pendant la période d'irrigation, issus de SAFYE-CO2 (A et B) et Tang and Baldocchi (2005) (C et D) pour les parcelles AE et Conv (Robs sont les valeurs observées sur le terrain en 2019 à Estampes (cf. Chap 2) et Rsim sont les valeurs produites par les formalismes).

Après irrigation

Les résultats obtenus sur cette dernière partie du jeu de données sont meilleurs que les résultats observés à partir des jeux de données précédents (Tab. A4-5). Les simulations réalisées pour la parcelle AE sont toujours faibles mais nettement meilleures, notamment avec des R^2 allant jusqu'à 0.42 pour l'équation de Song et al. (2021). Les erreurs des simulations restent cependant relativement importantes, de l'ordre de $0.27 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$.

Tableau A4-5 : Performances des équations après la période d'irrigation (R représente la respiration du sol, T la température du sol (en °C) et a à f sont les paramètres des équations). RMSE ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) = racine de l'erreur quadratique moyenne, R^2 = coefficient de détermination linéaire de Pearson).

	AE		Conv	
	<i>RMSE</i>	<i>R²</i>	<i>RMSE</i>	<i>R²</i>
SAFYE-CO2	0.27	0.35	0.10	0.36
Tufekcioglu (2001)	0.27	0.35	0.10	0.40
Tang and Baldocchi (2005)	0.27	0.39	0.09	0.49
Song et al. (2021)	0.26	0.42	0.10	0.42
Suleau et al. (2011)	0.27	0.35	0.09	0.47

Les flux de CO_2 produits par l'équation de SAFYE-CO2 sous-estiment les faibles flux et surestiment faiblement les flux plus importants pour la parcelle AE (Fig. A4-5). Ce constat s'applique également à la parcelle Conv pour laquelle le nuage de point montre des valeurs surestimées pour les plus faibles valeurs de respiration et sous-estimées pour les plus fortes. Les équations de Song (2021) et Tang and Baldocchi (2005) affichent quant à elles des résultats de bonne qualité pour la parcelle Conv. La parcelle AE montre un nuage de points très disparate, mais qui a tendance à s'aligner avec la droite 1:1. Les résultats des équations sont très proches concernant cette période de culture. Cette uniformité des simulations souligne l'uniformité dans laquelle les mesures des observations ont été réalisées. Après la période d'irrigation, les parcelles ont été laissées sans interventions pendant plusieurs semaines avant récolte, mais pendant cette période, les plantes sont rentrées

progressivement en senescence. Il s'agit de la période la moins soumise aux changements d'états et aux perturbations d'origine anthropique.

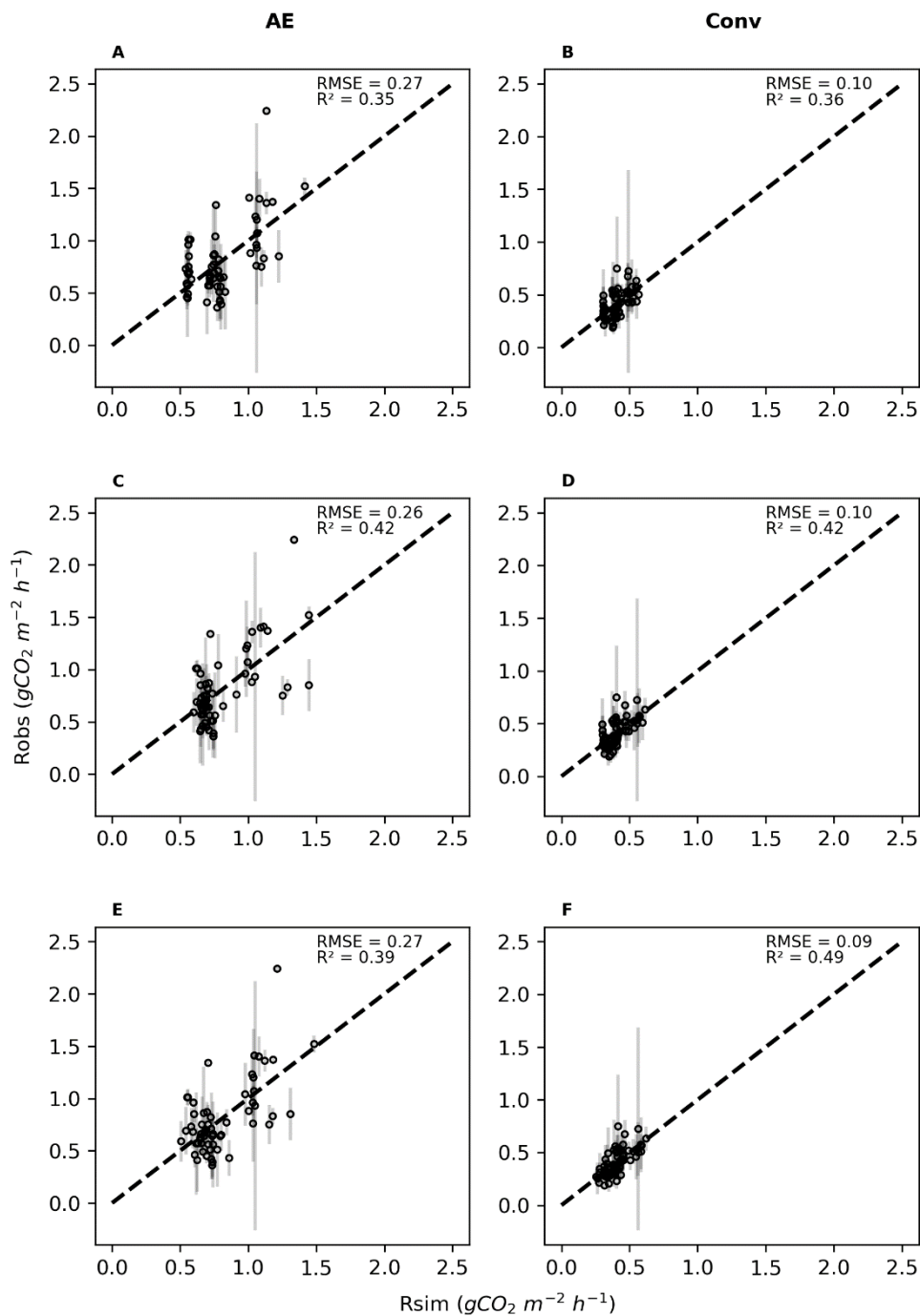


Figure A4-5 : Performances des formalismes après la période d'irrigation, issus de SAFYE-CO2 (A et B), Song et al. (2021) (C et D) et Tang and Baldocchi (2005) (E et F) pour les parcelles AE et Conv (R_{obs} sont les valeurs observées sur le terrain en 2019 à Estampes (cf. Chap 2) et R_{sim} sont les valeurs produites par les formalismes).

L'étude des différents formalismes et types d'équations pour la simulation des flux de respiration du sol rencontrés dans la littérature nous ont donné des résultats hétérogènes.

Les formalismes de respiration du sol en fonction de la température du sol seule n'ont pas été capable de donner des résultats satisfaisants, avec des erreurs très importantes (0.28 et

0.32 g CO₂ m⁻² h⁻¹ de RMSE moyen pour les parcelles AE et Conv, respectivement) et des R² très faibles (0.21 et 0.18 pour AE et Conv, respectivement). Ces résultats sont d'autant plus décevants une fois comparés avec les performances relevées dans la littérature pour ces mêmes équations (Bond-Lamberty and Thomson, 2010c; Jian et al., 2021) qui affichent généralement de très bons résultats.

Comparé aux équations basées uniquement sur la relation de la respiration du sol à la température, les équations prenant en compte l'humidité du sol n'ont pas permis d'améliorer les performances des simulations à des niveaux acceptables, notamment pour la parcelle AE. Les simulations pour la parcelle Conv sont quant à elles améliorées, mais restent dans un intervalle d'erreurs et de R² insuffisants. Ces performances et écarts rencontrés avec la littérature, posent la question de la pertinence de l'utilisation de données de terrain issues de chambres de respiration pour cet exercice. Les données acquises sur le terrain en 2019 portent pourtant une variabilité réduite due à l'hétérogénéité des parcelles, une faible incertitude due aux manipulations et au matériel utilisé. Ces mesures restent fiables et pertinentes pour l'étude des flux de respiration du sol. Cependant, leur utilisation pour la modélisation d'équations utilisant la variabilité de la température et l'humidité du sol est peut-être limitée. Ces données sont peut-être trop complexes pour être modélisées à partir d'estimations basées sur les variations de température et humidité. Ainsi il serait pertinent de chercher à modéliser ces flux à partir d'équations prenant en compte plus de variables pédoclimatiques, ce afin d'expliquer notre variable d'intérêt par ces autres variables.

On note cependant que lorsque le jeu de données est partagé en plusieurs parties, les données recueillies après la période irrigations donne des performances de modélisation bien meilleures, avec des erreurs très faibles pour la parcelle Conv notamment (RMSE = 0.1 g CO₂ m⁻² h⁻¹). Les valeurs des R² sur cette partie du jeu de données indiquent également que les simulations parviennent à reproduire une part importante des variations observées (R² = 0.38 et 0.45 en moyenne pour AE et Conv, respectivement).

Les meilleures valeurs sont obtenues pour Conv. L'ensemble des équations testées dans ce manuscrit, à l'image de ce que l'on observe dans la littérature, sont calibrés pour correspondre à la majorité des parcelles à l'échelle globale dans l'intérêt de produire des équations les plus universelles possibles. Il s'agit donc principalement de parcelles conventionnelles. Le fait que ces équations soient établies pour fonctionner sur parcelles conventionnelles apparaît donc dans nos résultats, mais il est surprenant d'observer un écart tel que celui que nous obtenons pour des parcelles conjointes dont les itinéraires techniques n'ont divergé qu'il y a 19 ans.

Cependant, il n'est pas surprenant d'avoir une moins bonne réponse d'AE que Conv pour les équations prenant en compte l'humidité du sol. Nous avons déjà établi que la respiration du sol n'était pas corrélée à l'humidité du sol pour la parcelle AE (section 2.1.6), il était donc attendu que la parcelle AE réponde moins que la parcelle Conv à l'ajout de cette variable. On notera malgré tout que l'ajout de l'humidité du sol à légèrement amélioré les simulations pour AE (de 0.28 à 0.26 g CO₂ m⁻² h⁻¹ en moyenne pour le RSME entre sans et avec prise en compte de l'humidité).

Dans le cadre de notre étude, la température et l'humidité du sol ont eu un impact positif sur les flux de respiration du sol. Cependant, cette étude n'a pas permis d'identifier le meilleur formalisme de respiration du sol pour les deux modalités de culture dans le cadre du site expérimental d'Estampes. Les meilleures relations ont été trouvées lors de la fin de saison, quand les perturbations de l'environnement de la culture sont les plus faibles (pas de labour, pas d'intrants, pas d'irrigation, etc.). Le jeu de données de fin de saison contenait également moins de données que le jeu de données pendant la période d'irrigation (204, 122 et 126 observations pour les jeux de données avant, pendant et après la période d'irrigation).

Le formalisme de respiration hétérotrophe du sol de SAFYE-CO₂ ne permet pas une représentation adéquate des flux de respiration acquis en 2019 sur les parcelles du site expérimental d'Estampes. Pour améliorer la simulation des flux de respiration du sol de SAFYE-CO₂, il faudrait donc aller vers des formalismes plus complets. Ces équations décrivent la respiration du sol uniquement en fonction de deux variables abiotiques : la température et de l'humidité du sol. Cette méthode d'estimation correspond aux observations faites sur le terrain où la respiration du sol est principalement liée à ces deux facteurs, mais cela reste une simplification du fonctionnement de la respiration du sol. On sait qu'un nombre important de variables pédologiques et environnementales comme la texture du sol (Roychand, 2017) ou les pratiques culturales peuvent influencer la respiration. Compléter ces équations en prenant en compte les quantités de carbone minéralisable du sol, l'activité microbienne et la texture semble être la solution pour améliorer les simulations de respiration du sol pour le modèle SAFYE-CO₂.

D'autres modèles permettent une simulation de la respiration du sol se basant sur des formalismes mathématiques en relation avec les conditions pédoclimatiques, les stocks de carbone du sol et pratiques culturales. Les modèles RothC (Jenkinson et al., 1991) et CENTURY (Parton, 1996) par exemple, expriment le flux de respiration hétérotrophique du sol comme la somme de plusieurs flux provenant de la décomposition des différents ensembles de carbone organique du sol. On retrouve le formalisme de CENTURY dans le modèle ORCHIDEE-PRIM (Guenet et al., 2016), qui est dérivé du modèle de surface ORCHIDEE prenant en compte l'effet priming à l'aide du module PRIM. Ce module permet de simuler la dynamique des stocks de carbone du sol, la respiration hétérotrophe du sol et de la litière ainsi qu'une estimation de l'effet priming. Le formalisme de CENTURY adapté dans le module PRIM pourrait ainsi servir à améliorer les simulations des composantes du cycle du carbone de SAFYE-CO₂. De plus, la simulation de la dynamique des stocks de carbone du sol et de l'effet priming complètera l'analyse de bilans de carbone réalisé par le modèle.

Performance d'un formalisme de respiration du sol en fonction de la dégradation des pools de matière organique

Résultats du formalisme d'ORCHIDEE-PRIM pour la simulation de la respiration du sol

Le formalisme de la respiration hétérotrophe proposé par le modèle ORCHIDEE-PRIM a été testé sur les parcelles AE et Conv du site d'Estampes afin d'étudier sa capacité à représenter les flux de carbone sur différentes modalités. Pour chaque parcelle, les flux de respiration mesurés à l'aide des chambres de respirations corrigé d'un facteur de 40% afin de ne représenter que la respiration hétérotrophe du sol (Kuzakov and Larionova, 2005; Suleau et al., 2011), sont comparées aux sorties de l'équation.

On note pour la parcelle AE que l'erreur du formalisme d'ORCHIDEE-PRIM (Guenet et al., 2016) est plus similaire à la moyenne observées pour l'ensemble des autres formalismes répondant à la température et à l'humidité du sol au cours de la saison ($RMSE_{PRIM} = 0.26 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; $RMSE_{MOY} = 0.25 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Cependant, la variabilité de la respiration du sol semble être moins bien représentée par ce formalisme que par les autres testés pour la parcelle AE ($R^2_{PRIM} = 0.20$; $R^2_{MOY} = 0.25$) à l'échelle de la saison. Le même constat est fait pour la parcelle Conv où les simulations génèrent plus d'erreurs tout en étant moins efficace que les autres formalismes pour analyser les variations de respiration du sol ($RMSE_{PRIM} = 0.48 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$; $RMSE_{MOY} = 0.27$; $R^2_{PRIM} = 0.23$; $R^2_{MOY} = 0.31$).

Les nuages de points (Fig. A4-6) montrent les mêmes dynamiques que les autres formalismes déjà testés. Les flux de la parcelle AE ne sont pas correctement représentés et leur dynamique n'est pas satisfaisante. Pour la parcelle Conv, on note que les fortes valeurs de respiration du sol sont largement sous-estimées par cette approche. Le formalisme n'arrive pas à représenter les flux mesurés de façon satisfaisante et il en va de même pour les flux simulés pour la parcelle Conv.

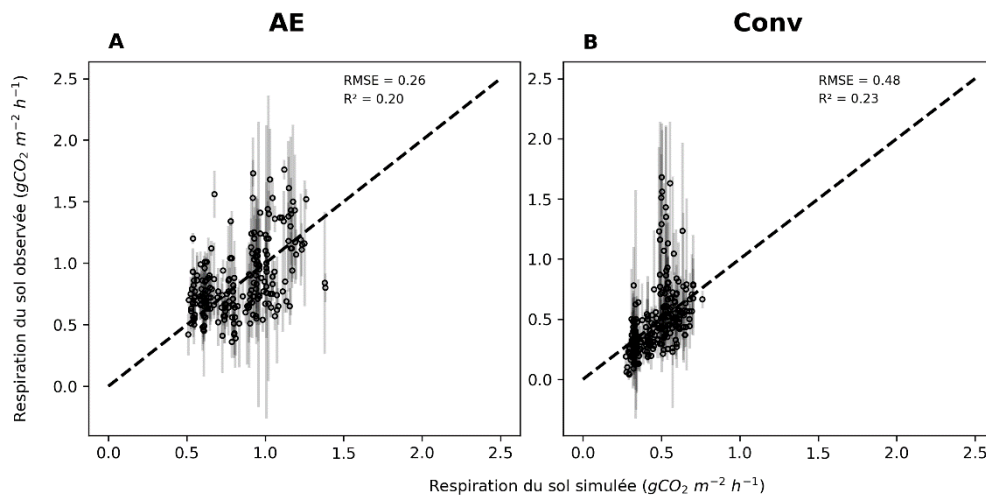


Figure A4-6 : Performances du formalisme de respiration hétérotrophe du sol d'ORCHIDEE-PRIM (R_s obs. sont les valeurs observées sur le terrain en 2019 à Estampes (cf. Chapitre 2) pour les parcelles AE (A) et Conv (B) et R_s sim sont les valeurs produites par le formalisme).

Le formalisme de la respiration hétérotrophe d'ORCHIDEE-PRIM ne fournit pas de résultat convainquant par cette approche. De plus, il ne permet pas de réaliser une simulation des flux de respiration du sol correcte pour les deux modalités de pratiques testés. De ce fait, ce formalisme ne peut pas être considéré comme meilleur que ceux testés précédemment. Les flux restent mal représentés et avec de grandes marges d'erreur. Cependant, il ne faut pas omettre de préciser que ce formalisme s'inscrit dans un module complémentaire au modèle ORCHIDEE. Il bénéficie grâce à cette association d'un ensemble de fonction simulant le cycle du carbone pour les parcelles agricoles. L'ensemble de ces simulations donne au module de bonnes capacités de simulation des flux et permet notamment de prendre en compte l'effet priming, souvent négligé par les approches classiques. Le module PRIM d'ORCHIDEE permet ainsi de prendre en compte l'ensemble des composantes du cycle du carbone pour les flux et stocks du sol. Ainsi, les performances décrites par son seul formalisme de respiration du sol ne peuvent rendre compte de la qualité du module.

L'intérêt attribué au module PRIM dans cette étude est notamment dû à sa capacité à compléter et améliorer le modèle SAFYE-CO2. L'amélioration des simulations de la respiration hétérotrophe du sol n'ayant pas été prouvée par ce premier exercice, un second exercice consistera en la conception d'un module complémentaire à SAFYE-CO2 basé sur le formalisme du module PRIM. Le développement de ce module et ses performances permettront de valider les capacités de ce formalisme à simuler de façon convaincante les flux et stocks de carbone du sol.

Modélisation de la respiration du sol à l'aide de SAFYE-CO2

Le modèle SAFYE-CO2 est un modèle agrométéorologique à pas de temps journalier qui permet, en plus des fonctions de simulation des composantes de la végétation et des flux d'eau, de simuler les

flux de carbone à l'échelle de la parcelle. Les flux de carbone sont estimés par un ensemble d'équations reprenant des formalismes issus de la littérature ou développés au sein du laboratoire CESBIO. L'estimation des flux de carbone permet de réaliser un bilan carbone à l'échelle des parcelles.

Equations des composantes du cycle du carbone dans SAFYE-CO2

L'ensemble de ces équations dépend d'un jeu de paramètres dont certains sont fixes et issus de la littérature. D'autres paramètres ne sont pas fixes et varient entre chaque simulation, notamment entre chaque site d'étude. Ces paramètres sont définis par une gamme de valeurs potentielles, dont les bornes ont été établies à partir d'une étude de la littérature, des valeurs de terrain ou des expérimentations. Afin de réaliser des simulations les plus justes possibles sur nos parcelles, nous devons choisir pour chaque paramètre, la valeur qu'il prendra dans son espace des possibles et qui engendrera le moins d'erreur potentielle sur nos simulations ; il s'agit de l'étape de paramétrage du modèle. Ce paramétrage s'effectue en minimisant une fonction coût produite par la comparaison entre la variable observée et la variable simulée pour un jeu de paramètres donnés. Il est donc fondamental de paramétrer convenablement le modèle avant d'utiliser ses simulations.

Le modèle SAFY, pour '*simple algorithm for yields estimates*' (Duchemin et al., 2008) reprend les équations décrites par Monteith (1977) sur la capacité de transformation de l'énergie lumineuse en matière par les plantes. Les équations permettant l'estimation de la production primaire brute (Eq. A4-7 à A4-10) sont basées sur la relation entre la lumière reçue par la plante et la capacité d'utilisation de la lumière (exprimée par le paramètre LUE pour Light Use Efficiency).

$$GPP = Rg \times \varepsilon_c \times fAPAR \times f_T(Ta) \times fELUE \times sR10 \quad \text{Eq. A4-7}$$

$$fELUE = ELUE_A \times \exp\left(\frac{ELUE_B \times Rdf}{Rg}\right) \quad \text{Eq. A4-8}$$

$$sR10 = 1 \text{ du semis au début de la senescence} \quad \text{Eq. A4-9}$$

$$sR10 = \frac{GAI}{GAI_{Max} \times Cs} \text{ du début de la senescence à la récolte} \quad \text{Eq. A4-10}$$

où *GPP* (*Gross Primary Production*) est la production primaire brute journalière, ce qui représente la production de matière produite par la plante par jour. Cette production dépend de l'*APAR* qui représente la part du rayonnement absorbée par le couvert végétal pour la photosynthèse, du paramètre *ELUE*, ou la capacité de la plante à utiliser la lumière. La *ELUE* (Eq. A4-11) est estimée à partir d'une relation exponentielle entre les paramètres *ELUE_A* et *ELUE_B*, et le rapport entre le rayonnement diffus et le rayonnement global. L'ensemble est modulé par *f_T(Ta)*, une fonction de stress thermique qui régule l'activité de la plante et d'un facteur régulant la perte de la plante à réaliser la photosynthèse au cours de la senescence (*sR10*) et *Cs* est un facteur de correction de la *GAI* lors de la senescence. L'ensemble des paramètres nécessaires à l'estimation de la production primaire brute sont définis dans le tableau A4-6. La fonction de stress thermique (Eq A4-11 à A4-13) prend plusieurs formes en fonction de la valeur de la température moyenne journalière (*Ta*) vis-à-vis de la température optimale (*Topt*) de fonctionnement de la plante.

$$f_T(Ta) = 1 - \left[\frac{T_{opt} - T_a}{T_{opt} - T_{min}} \right]^\beta \quad \text{si } T_{min} < T_a < T_{opt} \quad \text{Eq. A4-11}$$

$$f_T(Ta) = 1 - \left[\frac{T_{opt} - Ta}{T_{opt} - T_{max}} \right]^\beta \quad \text{si } T_{max} > Ta > T_{opt} \quad \text{Eq. A4-12}$$

$$f_T(Ta) = 0 \quad \text{si } Ta < T_{min} \text{ ou } Ta > T_{max} \quad \text{Eq. A4-13}$$

où T_{min} , T_{max} et T_{opt} sont les valeurs minimale, maximale et optimale de développement de la plante en degrés Celsius et β est le degré polynomial de fonction de stress hydrique.

$$PAR = R_g \times \varepsilon_c \times fAPAR \quad \text{Eq. A4-14}$$

Le rayonnement photosynthétiquement actif (Eq. A4-14) est exprimé dans les premiers termes de l'équation A4-7. Il est dépendant du rayonnement global (R_g), de l'efficacité climatique (ε_c) qui est le ratio de rayonnement photosynthétiquement actif par rapport au rayonnement global définie par Varlet-Grancher et al. (1992) et du $fAPAR$, la fraction de la lumière utilisée pour la photosynthèse. Ce même $fAPAR$ (Eq. A4-15) est dépendant de k_{ext} le coefficient d'extinction lumineuse au travers du couvert ainsi que de la surface photosynthétique de la plante (GAI) :

$$fAPAR = 1 - \exp^{-k_{ext} \times GAI} \quad \text{Eq. A4-15}$$

Tableau A4-6 : Descriptif des paramètres du modèle SAFYE-CO2 pour l'estimation de la GPP pour une culture de maïs

Paramètre	Description	Valeur ou Borne	Unité	Méthode	Référence
ε_c	Efficacité climatique	0.48	-	Littérature	(Varlet-Grancher et al., 1982)
k_{ext}	Coefficient d'interception de la lumière	0.63	-	Littérature	(Claverie et al., 2012)
T_{min}	Température de croissance minimale	8	°C	Littérature	Ritchie (1991)
T_{max}	Température de croissance maximale	45	°C	Littérature	Ritchie (1991)
T_{opt}	Température de croissance optimale	30	°C	Littérature	Ritchie (1991)
β	Degré polynomial de fonction de stress thermique	2	-	Littérature	(Duchemin et al., 2008)
C_s	Facteur de correction de la GPP pendant la senescence	1.2	-	<i>In situ</i>	-
$ELUE_A$	Paramètre A d'utilisation efficace du rayonnement global.	[1.6 – 2]	g MJ ⁻¹	Calibration	-
$ELUE_B$	Paramètre B d'utilisation efficace du rayonnement global	1.23	-	Mesure	In situ - ICOS

La surface végétale est estimée par la simulation de l'indice de végétation GAI pour *Green Area Index*. Cette variable augmente pendant la période d'activité photosynthétique, à partir d'une valeur

initiale à l'émergence des plantes jusqu'à une valeur finale, à la fin de la sénescence. L'évolution de la surface de végétaux est définie par un ensemble d'équations et de paramètres (Tab. A4-7). L'accumulation de GAI (ΔGAI^+) va dépendre de l'accumulation de biomasse verte, ou photosynthétique, ΔDAM (Eq. A4-16 à A4-18) pendant la phase de croissance :

$$\Delta GAI^+ = \Delta DAM \times P_L \times SLA \quad \text{Eq. A4-16}$$

$$P_L = 1 - P_{La} \times \exp^{P_{Lb} \times SMT} \quad \text{Eq. A4-17}$$

$$SMT = \sum_{D_0}^j (T_a - T_{min}) dj \quad \text{Eq. A4-18}$$

La fonction de gain en GAI dépend de l'accumulation de matière sèche (ΔDAM), de la partition vers les feuilles de cette matière (P_L) et de la surface foliaire spécifique (SLA). La partition de la matière allouée aux feuilles (P_L) est définie en fonction de la somme de degrés-jours depuis l'émergence (SMT). Pendant la phase de sénescence, la perte de surface photosynthétique (ΔGAI^-) va dépendre de la surface de surface verte actuelle (GAI) et d'une expression de la somme de degrés-jours depuis l'émergence et des paramètres a et b de la sénescence (SEN_A et SEN_B) (Eq. A4-19).

$$\Delta GAI^- = GAI \times \frac{SMT - SEN_A}{SEN_B} \quad \text{Eq. A4-19}$$

Le modèle compose enfin la surface verte journalière (GAI_j) à partir des gains et pertes en GAI (ΔGAI^+ et ΔGAI^-) appliqués à la valeur de la veille (GAI_{j-1}) (Eq. A4-20).

$$GAI_j = GAI_{j-1} + \Delta GAI^+ - \Delta GAI^- \quad \text{Eq. A4-20}$$

Tableau A4-7 : Liste, description et gamme de valeur des paramètres de production de feuilles, rendement et sénescence pour le modèle SAFYE-CO2 pour la culture du maïs.

Paramètre	Description	Valeur ou Borne	Unité	Méthode	Référence
SLA	Surface foliaire spécifique de référence	[1.5×10 ⁻² – 2.3×10 ⁻²]		Calibration	-
PL _a	Paramètre de partition aux feuilles a.	[0.05 – 0.5]		Calibration	-
PL _b	Paramètre de partition aux feuilles a	[1×10 ⁻² – 1×10 ⁻⁴]	°C j ⁻¹	Calibration	-
SEN _a	Somme de température pour arriver à la sénescence	[700 – 2200]	°C	Calibration	-
SEN _b	Taux de sénescence	[10000 – 30000]	°C j ⁻¹	Calibration	-

Adapté du modèle SAFY, SAFY-CO2 simule les composantes du flux net de carbone et le bilan carbone annuel des parcelles agricoles. La production primaire nette (NPP) est estimée en retirant la respiration autotrophe à la GPP (Eq. A4-21). Dans SAFYE-CO2 les respirations autotrophique aérienne et racinaire ne sont pas séparées, elles sont toutes les deux comprises dans la simulation de la respiration autotrophe. La respiration autotrophe simulée par le modèle (Eq. A4-22) est la somme de

la respiration de maintenance (R_m) et de croissance (R_{gr}) (McCree, 1974). Les paramètres nécessaires au calcul de la respiration sont présentés dans le tableau 3-11.

$$NPP = GPP - R_a \quad \text{Eq. A4-21}$$

$$R_a = R_m + R_{gr} \quad \text{Eq. A4-22}$$

$$R_m = NPP \times mr \times sR10 \quad \text{Eq. A4-23}$$

$$mr = R_{10} \times Q_{10} \left(\frac{T_a - 10}{10} \right) \quad \text{Eq. A4-24}$$

$$R_{gr} = (1 - Y_g) \times (GPP - R_m) \quad \text{Eq. A4-25}$$

La respiration de maintenance (Eq. A4-23) représente l'énergie nécessaire à la plante pour maintenir ses tissus et la respiration de croissance représente l'énergie nécessaire à la plante pour produire de nouveaux tissus et organes. La respiration de maintenance étant fortement dépendante de la température, elle est estimée par une relation de type van't Hoff (1898). Le coefficient de maintenance mr (Eq. A4-24) est calculé à partir de la relation entre la respiration basale à 10°C (R_{10}), le coefficient de sensibilité de la respiration du sol à la température (Q_{10}) et de la température du sol (T_a). La respiration de croissance (Eq. A4-25) est calculée selon la méthode de Amthor (2012). Les paramètres des équations de la respiration autotrophe sont issus de la littérature ; le paramètre $sR10$ représente un coefficient senescence (Béziat, 2009), le Q_{10} est le paramètre de sensibilité de la respiration à la température.

Tableau A4-8 : Liste et description des paramètres pour le calcul de la respiration autotrophe généralistes pour les agrosystèmes dans SAFYE-CO2.

Paramètre	Description	Valeur ou Borne	Unité	Méthode	Référence
Q_{10}	Paramètre de la maintenance de la respiration	2	-	Littérature	Amthor (2000)
R_{10}	Respiration de référence à 10°C	0.0015	g C.gDM ⁻¹	Littérature	Béziat (2009)
Y_G	Efficacité de la respiration pour la croissance	0.75	-	Littérature	Amthor (1989)

La production primaire brute (GPP) est estimée par SAFYE-CO2 en suivant le formalisme proposé par Monteith (1977) où la production de matière par la plante dépend de l'utilisation de la lumière, du rayonnement global, de la fraction du rayonnement photosynthétiquement actif, de l'efficacité de l'utilisation de la lumière et d'un facteur de senescence. Le détail du calcul de la GPP est présenté en annexe

Le modèle SAFYE-CO2 permet par l'ajout d'un module hydrique au modèle SAFY-CO2, ainsi que la simulation du flux d'eau et le bilan hydrique des parcelles agricoles. Alors que SAFY-CO2 considère que le sol est une seule couche fonctionnelle, le modèle SAFYE-CO2 considère trois couches fonctionnelles du sol. La première (D1) est une couche fonctionnelle soumise à l'évaporation et la

transpiration du sol. La seconde couche (D2) est la couche de croissance racinaire, soumise à la transpiration seulement, dont la profondeur augmente avec la croissance racinaire. La couche D2 va varier avec la croissance de la culture et est limitée par la croissance racinaire maximale. La troisième couche (D3) est la couche de profondeur et contient l'eau du sol qui n'est ni évaporée, ni au contact des racines, elle constitue un réservoir Duchemin (2015).

Restant dans la même dynamique que le SAFY, SAFYE-CO2 ne nécessite qu'un nombre raisonnable de données pour réaliser des simulations. Ces données peuvent être réparties en trois catégories :

- des paramètres concernant la végétation et le sol issus de la littérature, des expérimentations et mesures de terrain ou de calibration.
- un ensemble de données agro-météorologiques (température, précipitations, rayonnement global et évapotranspiration de référence) issus de mesures *in situ*.
- des données de validation (données issues de la télédétection, mesures terrain, etc.) provenant des observations spatiales (LAI) ou de mesures *in situ* (R_{ECO})

Les données de validation sont des observations qui permettent de comparer les simulations du modèle à une réalité observée ou terrain. On utilisera par exemple des données de GAI pour optimiser les paramètres de végétation. Afin d'optimiser les simulations de la respiration du sol, nous comparerons les flux simulés aux flux de respiration de l'écosystème observés par la station de flux installée sur le site de Lamasquère.

Les équations utilisées dans le modèle SAFYE-CO2 d'estimation de la surface de feuille verte photosynthétiques (Green Area Index, *GAI*) sont issues du modèle SAFYE et ont besoin de 7 paramètres de végétation (Tab. A4-9). D'autres paramètres peuvent nécessiter être calibrés afin d'ajuster des fonctions secondaires du modèle, cependant, la calibration de ces paramètres est essentielle pour la bonne représentation du développement de la végétation. Ces paramètres permettent de contrôler la dynamique de la végétation du modèle. Les bornes de leur gamme de variation sont issues de la littérature.

Tableau A4-9 : Liste des paramètres de végétations à calibrer pour SAFYE-CO2

Paramètre	Description	Valeur	Unité
$ELUE_A$	Paramètre A d'utilisation efficace du rayonnement global.	[1.6 – 3]	$g MJ^{-1}$
PL_a	Paramètre de partition aux feuilles a.	[0.05 - 0.9]	
PL_b	Paramètre de partition aux feuilles a	[0.00001 - 0.5]	$^{\circ}C j^{-1}$
SEN_a	Paramètre a de sénescence	[700 – 2200]	$^{\circ}C j^{-1}$
SEN_b	Paramètre b de sénescence	[10000 – 30000]	
SLA	Surface foliaire spécifique	$[1.5 \times 10^{-2} - 2.3 \times 10^{-2}]$	$m^2 g^{-1}$
D_0	Date d'émergence de la culture.	[90-200]	J Julien

Chaque paramètre de la végétation du modèle impacte la dynamique de GAI (Fig. A4-7). Le paramètre D_0 indique le début de la simulation de production de végétation, les paramètres SLA , PL_a et PL_b permettent d'estimer la croissance de la végétation, les paramètres $ELUE_A$ et $ELUE_B$ permette d'estimer l'efficacité d'utilisation de la lumière (ELUE), SEN_A représente les degrés jours nécessaires à

la mise en place de la senescence et SEN_B permet d'estimer la rapidité avec laquelle la senescence se déroule.

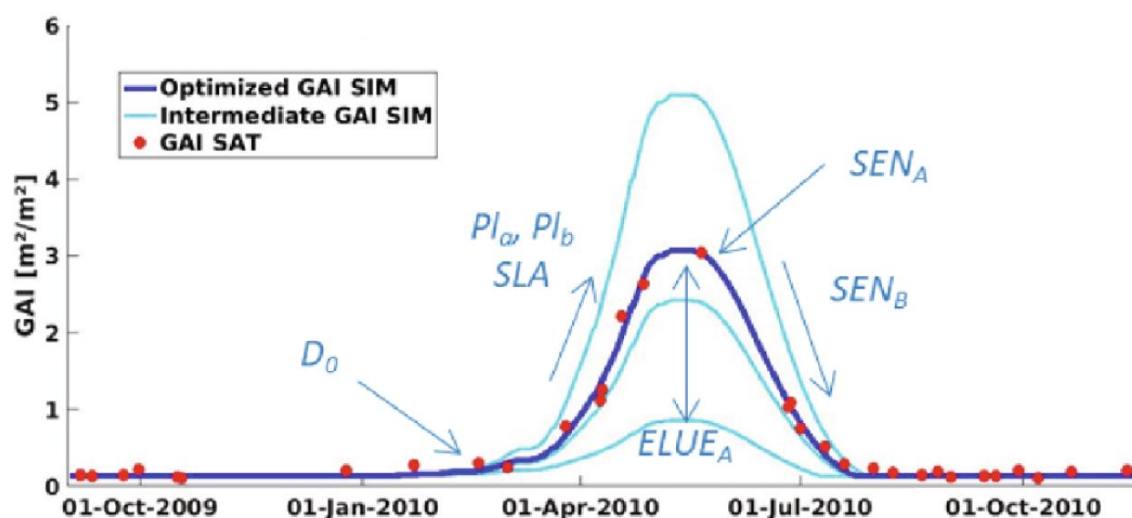


Figure A4-7 : Représentation schématique des impacts des paramètres de végétation à calibrer lors des étapes d'optimisation du modèle SAFYE-CO2 sur le cycle de développement de la végétation (issue de Pique et al. (2020a)) Le paramètre D_0 indique le jour de l'émergence de la culture, les paramètres SLA , PL_a et PL_b estiment la croissance des feuilles, le paramètre $SENA$ indique le début de la senescence, $SENB$ estime la rapidité de la senescence et le paramètre $ELUE_A$ estime l'amplitude la production de végétation.

L'optimisation des paramètres est réalisée comme pour le modèle SAFY à partir d'indices de végétation obtenus par télédétection (Tab. A4-7).

Calibration et performance des simulations de végétation pour le site d'Estampes (LUV)

Calibration des paramètres de végétation pour le site d'Estampes

De même que pour le site de Lamasquère, nous souhaitons calibrer les paramètres de végétation pour les parcelles du site d'Estampes (Tab. A4-11). Nous commencerons par la calibration pour la parcelle AE du site LUV. Un total de 22 observations du site d'Estampes ont permis de constituer le jeu de données LAI utilisées pour calibrer les paramètres de végétation (Fig. A4-13).

Tableau A4-11 : Paramètres de végétation calibrés pour les parcelles AE et Conv du site LUV (2019)

Paramètre	Valeur		Unité
	AE	Conv	
ELUE _A	3.55	1.6	g MJ ⁻¹
SLA	0.015	0.015	m ² g ⁻¹
SENA	1 138.2	1 162.66	°C
SENB	15 472.2	13 956.37	°C j ⁻¹
PL _a	0.9	0.9	-
PL _b	0.00001	0.00001	-
D ₀	120	103	J julien

La parcelle AE du site d'Estampes (2019) utilise un couvert hivernal constitué majoritairement de féverole. La présence d'un couvert intermédiaire sur la parcelle apparaît dans les données LAI calculées à partir des observations satellites Sentinel-2. Afin d'optimiser les paramètres de végétation pour la culture de maïs, nous faisons le choix de retirer les observations de LAI propres au

développement du couvert intermédiaire, c'est-à-dire les 7 premières dates d'observation sur les 22 exploitables pour l'observation du LAI en 2019 pour le site LUV.

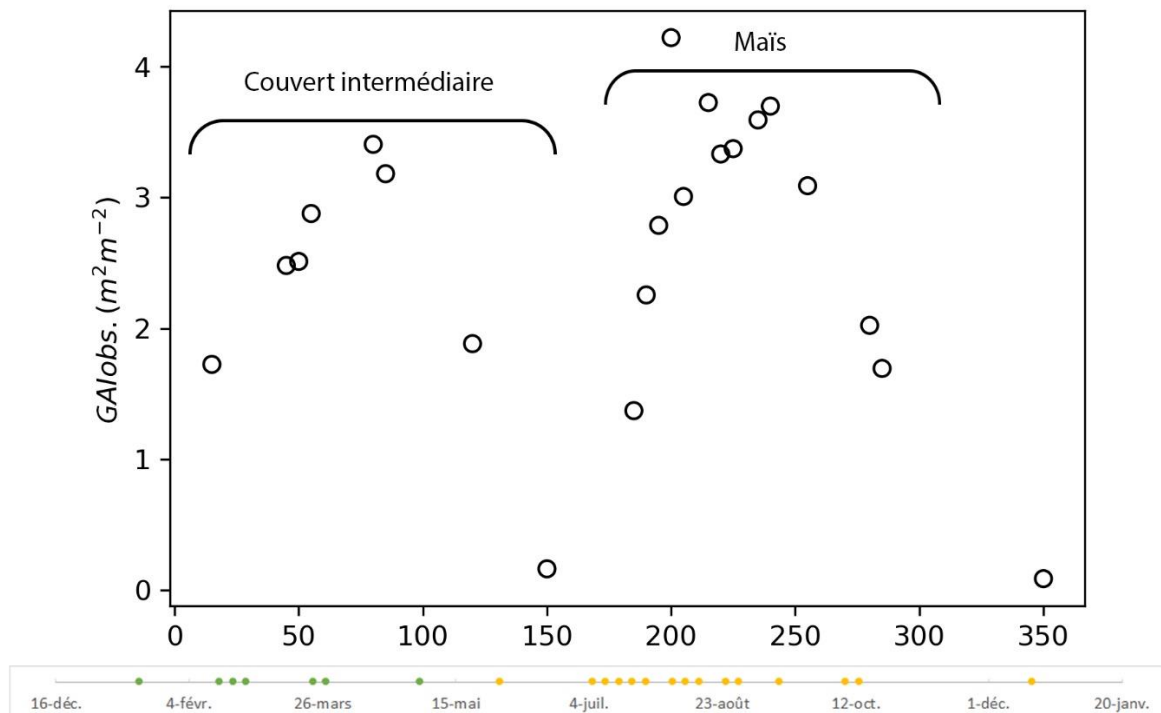


Figure A4-13 : GAI observé ($m^2 m^{-2}$) sur le site LUV en 2019 issus des observations satellites Sentinel 2 montrant deux pics de valeurs. Le premier pic correspond au développement et à la présence de couvert intermédiaire sur la parcelle (points verts en bas de figure), le deuxième pic correspond au développement et à la présence de la culture de maïs (points jaunes en bas de figure).

La simulation de GAI pour la parcelle AE représente une bonne dynamique de l'indice de télédétection au cours de la saison (Fig. A4-14A), mais sous-estime les fortes valeurs de GAI ($> 3.2 m^2 m^{-2}$), au moment de la maturité du maïs (entre les jours 180 et 260). Ces observations ne sont pas reprises par le modèle et sont considérées comme du bruit dans le signal de GAI. Les variations au cours de la maturité du maïs n'ont pas de réel sens biologique, la surface de feuille ne pouvant pas diminuer puis augmenter de nouveau. Le fait que le modèle diminue ce bruit mène alors à une représentation plus fidèle de la réalité biologique du développement de la culture de maïs. Aussi, le comportement du modèle lors de la maturité du maïs amène le modèle à sous-estimer les fortes valeurs estimées par le GAI satellite. La calibration des paramètres de végétation pour la parcelle AE donne alors des résultats satisfaisants ($R^2 = 0.84$) avec une erreur contenue ($RMSE = 0.42 m^2 m^{-2}$) pour l'année 2019 (Fig. A4-14B).

Concernant la dynamique à l'échelle de la saison, elle semble être correctement estimée par le modèle. Le maïs de la parcelle AE est un maïs ensilage et est récolté en cours de senescence, ce qui est représenté dans nos simulations par l'arrêt net de la simulation de GAI.

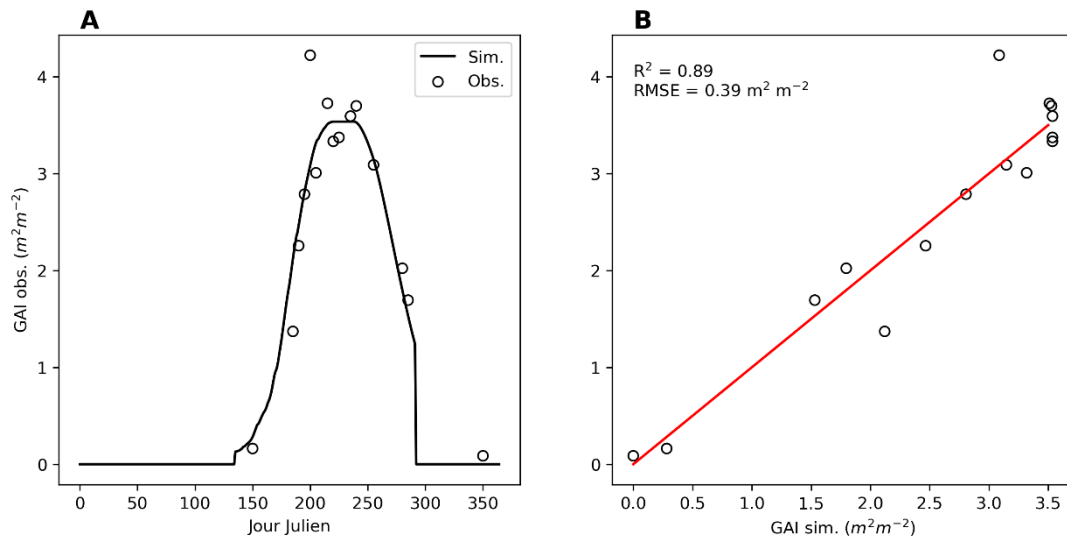


Figure A4-14 : Evolution temporelle des simulations produites par SAFYE-CO2 et des observations Sentinel-2 des valeurs de GAI ($R^2 = 0.89$, $RMSE = 0.39 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) (A) et comparaison des valeurs de GAI simulées par rapport aux observées (B) pour la parcelle de AE du site LUV en 2019

Concernant la parcelle Conv, la figure A4-13A montre l'évolution du GAI au cours du temps par simulation du modèle SAFYE-CO2 et par observation satellite. La simulation du GAI suit correctement les observations satellites. Cependant, certaines valeurs, notamment atteintes au cours du développement de la culture de maïs ne sont pas prises en compte par la simulation. Ces valeurs extrêmes sont considérées comme du bruit par le modèle. La dynamique suggère que le modèle sous-estime les fortes surfaces de feuilles (entre 3 et $3.5 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) et surestime les surfaces les moins importantes (entre 0 et $1 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$). La surestimation de la surface verte au début de la saison est vraisemblablement due à une valeur trop importante de GAI initial qui ne correspond pas aux conditions initiales de la parcelle Conv. Cette parcelle a subi un évènement de ravage par des sangliers au moment de semis, ce qui a entraîné une moins bonne levée de la culture et une perte d'environ 1.2 ha de surface cultivée sur la parcelle. Cet évènement peut ainsi expliquer l'écart entre les observations satellites et la simulation.

L'étalonnage des paramètres de végétation a donné des performances satisfaisantes pour la parcelle Conv (Fig. A4-15B), avec une erreur plus réduite que pour la parcelle AE ($RMSE = 0.31 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-2}$) et une bonne représentation des observations ($R^2 = 0.93$). De même que pour la parcelle AE, nous avons choisi d'ajuster les paramètres de végétation pour la culture du maïs lorsqu'il n'y avait que du maïs sur notre parcelle expérimentale, ce afin d'optimiser les paramètres de végétation en fonction des observations du maïs et non des éventuelles adventices et repousses. Un ensemble de point sont alignés sur la valeur 0 des simulations et correspondent aux observations de végétation lorsque le maïs n'est pas encore développé et que le modèle ne simule pas de surface foliaire.

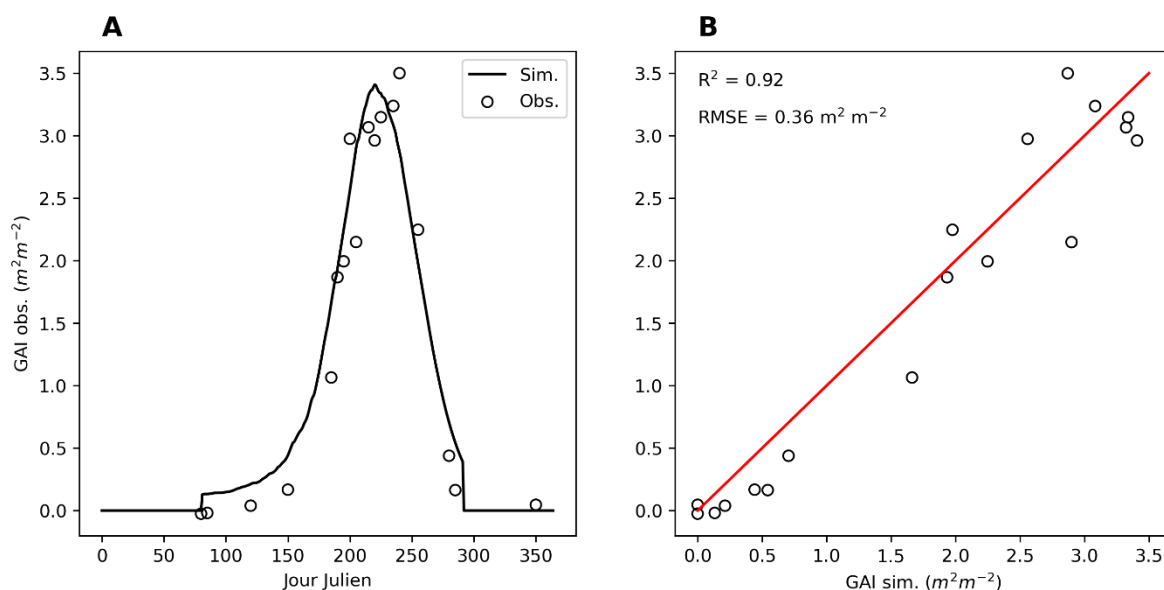


Figure A4-15 : Evolution temporelle des simulations produites par SAFYE-CO2 et des observations Sentinel-2 des valeurs de GAI ($R^2 = 0.92$, $RMSE = 0.36 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$) (A) et comparaison des valeurs de GAI simulées par rapport aux observées (B) pour la parcelle Conv du site LUV en 2019

Performances des simulations pour le site de d'Estampes

Après avoir calibré le modèle sur le site de Lamasquère, nous avons souhaité l'utiliser sur le site LUV afin d'observer les simulations pour les parcelles de ce site. Cependant, le site LUV ne comporte pas de systèmes de tour à flux et ainsi, nous n'avons pas accès à des données terrain pour comparer la représentation de la GPP et de la R_{ECO} sur ces parcelles à une vérité terrain. Pour la parcelle AE (Fig. A4-16A), les simulations de GPP atteignent des valeurs très importantes, représentant près de 30 % supérieures ce que propose la parcelle de Lamasquère la même année. Ces valeurs importantes peuvent être le signe que le modèle surestime les flux de carbone à l'échelle de la saison. Ainsi, le flux de carbone capté par la culture est probablement légèrement surestimé dans cet exercice, mais sa dynamique saisonnière reste correcte. Si nous avons pris en compte la culture intermédiaire, nous aurions pu attendre des valeurs plus importantes de GPP pour la parcelle AE, ce qui n'est pas le cas dans ces simulations, où l'apport de carbone supplémentaire dû à la culture intermédiaire de féverole est représenté par un ajout de carbone à la litière lors du semis. Cette représentation n'a pas d'impact sur la GPP simulée.

Les simulations importantes de GPP se retrouvent dans la simulation de la R_{ECO} qui atteint elle aussi des valeurs supérieures à celles simulées et observées pour la parcelle de Lamasquère en 2019 que l'on observe également pour la simulation de NEE.

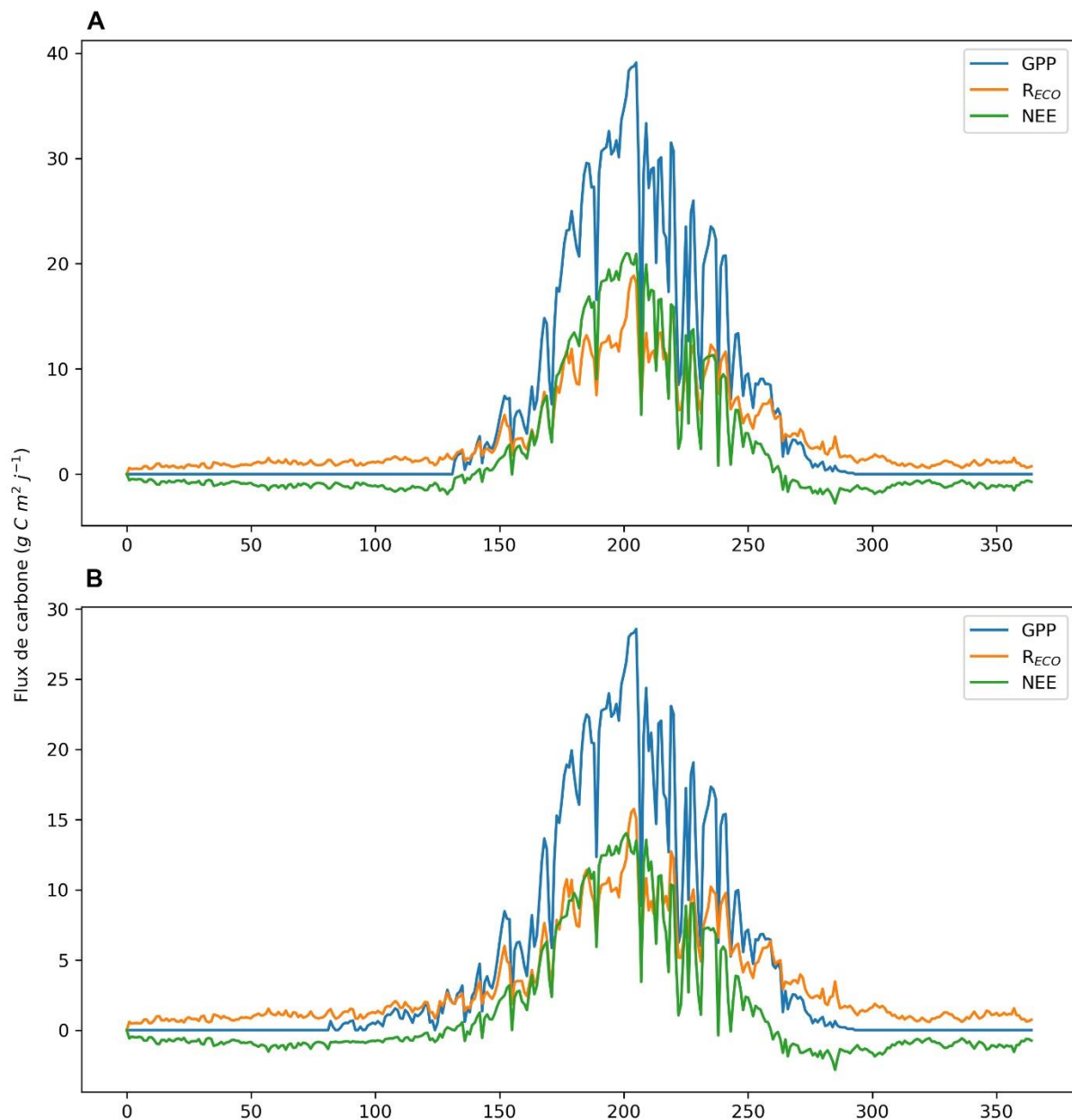


Figure A4-16 : Production primaire brute (GPP), respiration de l'écosystème (R_{ECO}) et échange net de l'écosystème en carbone (NEE) pour les parcelles AE et Conv du site LUV en 2019

Pour la parcelle Conv (Fig. A4-16B), les estimations de GPP sont proches des valeurs simulées ou mesurées pour la parcelle de Lamasquère en 2019. Les flux de R_{ECO} sont également très importants indiquant que le modèle surestime probablement les flux de carbone pour la parcelle Conv. On note également que les flux de NEE sont particuliers sur l'ensemble de la saison, montrant une perte importante de carbone sur la majorité du temps (valeur négatives). Ce résultat implique que la parcelle Conv perd plus de carbone qu'elle en capte au cours de la saison. Comparé aux valeurs relevées pour la parcelle de Lamasquère, il semble que la simulation de la NEE ne soit pas correcte pour la parcelle Conv du site LUV.

L'ensemble des simulations des principales composantes du cycle du carbone semble être surestimée pour les parcelles du site LUV. Nous attendons des respirations plus importantes pour la parcelle AE suite aux observations réalisées sur le terrain. Cependant les flux simulés sont très importants pour les deux parcelles et ne semblent pas présenter de différence significative, ce qui va

à l'encontre de nos mesures spatialisées. Nous attendions également une NEE plus importante pour la parcelle AE que pour la parcelle Conv, puisque celle-ci stocke du carbone grâce à la mise en place de pratiques stockantes. Cette attente est confirmée par nos simulations, même si le résultat obtenu pour la NEE sur la parcelle Conv reste difficile à valider.

Une fois les paramètres de végétation calibrés, nous pouvons réaliser les exercices de simulation des respirations du sol. La représentation de la respiration hétérotrophe du sol dans SAFYE-CO2 peut alors être modifiée afin d'inclure d'une part la simulation de l'effet priming, mais également la représentation de la dynamique des stocks de carbone du sol. Cette représentation peut se faire à travers un nouveau module nommé COP.

Concernant les rendements, le modèle SAFYE-CO2 estime ceux des parcelles AE et Conv à 13.73 et 10.95 t MS ha⁻¹, respectivement. La parcelle AE est en maïs ensilage et son rendement est estimé à 18.5 t ha⁻¹. L'ensemble de la rafle et de l'humidité de la rafle représente 13% du poids total, ce qui donne 16.10 t MS ha⁻¹ de grains. Ainsi, le modèle SAFYE-CO2 sous-estime de près de 15 % les rendements en matière sèche pour la parcelle AE. Cet écart relativement important entre le modèle et la réalité observée peut s'expliquer par le fait que le modèle n'a pas réussi à reproduire les fortes valeurs de GAI au cours du développement du maïs. L'écart ainsi observé est probablement dû à une calibration légèrement faussée des paramètres de végétation menant à des simulations qui sous-estiment légèrement la réalité. Le travail de paramétrisation du modèle sur le maïs pour la parcelle AE, encore en cours, nécessite des ajustements afin de prendre en compte les fortes valeurs de GAI de la parcelle.

Pour la parcelle Conv, les rendements fournis par l'agriculteur sont de 10.5 t grain ha⁻¹. Le modèle SAFYE-CO2 estime ainsi correctement les rendements de la parcelle Conv, surestimant légèrement (+ 4 %) les rendements de la parcelle Conv. Lors de la saison 2019, la parcelle Conv du site LUV a subi une perte de 1.2 ha suite à plusieurs passages de sangliers sur la parcelle. Cette surface représente environ 10 % de la parcelle. Ainsi, l'impact des ravageurs est en partie pris en compte par la simulation de GAI du modèle. Cependant, il est possible qu'une part de cet épisode de ravage ne soit pas suffisamment bien représenté et entraîne une faible surestimation de la surface verte pour la parcelle Conv.

Annexe 5 : Détail sur le modèle SAFYE-CO2 : paramètres et équations

Le modèle SAFYE-CO2 repose sur le formalisme du modèle SAFYE, décrit en 2008 par Duchemin et al. Ce formalisme repose sur les équations de Monteith et al. (1977) dont découlent les équations de production de biomasse en fonction de l'utilisation de la lumière.

Tableau A5-1 : Paramètres des équations du modèle SAFYE-CO2

Paramètres	Définition	Bornes	Unité	Méthode	Source
LUEa	Paramètre de l'efficacité de l'utilisation de la lumière.	[1.6 ; 3]		Calibration	Pique et al. (2020)
SLAa	Paramètre de la surface spécifique de feuille	[-0.000005 ; -0.1]		Calibration	Battude et al. (2016), Pique et al. (2020)
SLAb	Paramètre de la surface spécifique de feuille	[0.015 ; 0.023]		Calibration	Pique et al. (2020)
SENa	Paramètre de sénescence	[100 ; 2000]	°C j ⁻¹	Calibration	Pique et al. (2020)
SENb	Paramètre de sénescence	[100 ; 30000]	°C j ⁻¹	Calibration	Pique et al. (2020)
PRT_La	Paramètre de partition des produits photosynthétiques aux feuilles	[0.05 ; 0.9]	-	Calibration	Battude et al. (2016), Brisson et al. (1998)
PRT_Lb	Paramètre de partition des produits photosynthétiques aux feuilles	[0.000001 ; 0.5]	-	Calibration	Battude et al. (2016), Brisson et al. (1998)
emerg	Date d'émergence	[120 ; 250]	J	Calibration	In situ
sowing	Date de semis	[120 ; 250]	J	Mesure	In situ
LUEb	Paramètre de l'efficacité de l'utilisation de la lumière	1.23		Littérature	Pique et al. (2020)
Ccont	Concentration de la matière sèche en carbone	0.46	gG g MS	Littérature	Pique et al. (2020)

CovE	Paramètre du pourcentage de couverture	0.62	-	Observation	
CovX	Paramètre du pourcentage de couverture	0.92	-	Observation	Claverie et al. (2012), Pique et al (2020)
Cs	Facteur de correction de la GPP pendant la senescence	1.2	-	Littérature	Pique et al. (2020)
DAM_init	Quantité initiale de matière sèche aérienne à l'émergence	4.2	gMS m ⁻²	Mesure	In situ
Dfe	Coefficient d'évaporation	0.94	-	Littérature	Battude et al. (2016)
dft	Coefficient de réduction de transpiration	0.45	-	Littérature	Allen et al. (1998)
GLA_init	Surface initiale de feuille	0.13	m ² m ⁻²	Mesure	In situ
harv	Date de récolte	[237 ; 293]	J	Mesure	In situ
Irri_dose	Dose d'irrigation	0.025	m	Observation	In situ
Irri_return_min	Temps de retour de l'irrigation minimal	8	J	Observation	In situ
Irri_thresh	Seuil minimal a partir duquel l'irrigation est déclenchée	0.015	m	Observation	In situ
Kcb	Coefficient basal de transpiration	1.15	-	Littérature	Allen et al. (1998)
Kex	Coefficient d'extinction lumineuse	0.65		Littérature	Cavero et al. (2000)
Ktrp	Coefficient exponentiel entre LAI et TRP	0.34			Pique et al. (2020),

Max_root	Profondeur maximale racinaire	100	cm	Littérature	Battude et al. (2016) Brisson et al. (1998)
PRT_G	Partition des produits photosynthétiques aux grains	0.0051	-	Littérature	Brisson et al. (1998)
PRT_Ra	Paramètre de la partition des produits photosynthétiques aux racines	0.35		Littérature	Pique et al. (2020)
PRT_Rb	Paramètre de la partition des produits photosynthétiques aux racines	0.05		Littérature	Pique et al. (2020)
PRT_Rc	Paramètre de la partition des produits photosynthétiques aux racines	2.5		Littérature	Pique et al. (2020)
Q10	Coefficient de température	2		Littérature	Brisson et al. (1998), Pique et al. (2020)
R10	Indice de senescence	0.0015		Littérature	Pique et al. (2020)
RG_par	Coefficient de relation entre le rayonnement global et le PAR	0.48	-	Littérature	Pique et al. (2020)
Root_init	Quantité initiale de racine à l'émergence	0.101	gMS m ⁻²	Littérature	Brisson et al. (1998), Pique et al. (2020)
RzV	Rapidité de croissance racinaire	0.0015	m j ⁻¹	Littérature	Brisson et al. (1998)
SACC	Effet du stress hydrique sur la longueur racinaire				Pique et al. (2020)

	et la durée de vie de la plante				
Strt_grain	Début du remplissage des grains	1150	°C j ⁻¹	Littérature	Brisson et al. (1998), Pique et al. (2020)
Tmax	Température maximale	45	°C	Littérature	Battude et al. (2016), Brisson et al. (1998), Claverie et al. (2012), Pique et al. (2020)
Topt	Température optimale	30	°C	Littérature	Battude et al. (2016), Brisson et al. (1998), Claverie et al. (2012), Pique et al. (2020)
Tmin	Température minimale	8	°C	Littérature	Battude et al. (2016), Brisson et al. (1998), Claverie et al. (2012), Pique et al. (2020)
Tpsn	Coefficient de stress de température	2		Littérature	Pique et al (2020)
Yg	Indice de récolte	0.75		Littérature	Pique et al (2020)

Les équations du modèle SAFYE CO₂, décrite par Pique et al. (2020), sont telles que :

La production primaire brute (GPP) dépend du rayonnement global (R_g), de l'efficacité climatique (E_c), de la fraction de rayonnement apparent actif photosynthétiquement (fAPAR), d'un stress thermique (ft(T_a)), de l'efficacité d'utilisation de la lumière (fELUE) et d'un facteur de senescence (sR10).

Le fAPAR dépend d'une relation entre le coefficient d'extinction lumineuse (K_{ext}) et la surface photosynthétique (GAI).

$$GPP = R_g \times f_{APAR} \times f_T(T_a) \times ELUE \times sR10$$

$$APAR = R_g \times \varepsilon_c \times f_{APAR}$$

$$f_{APAR} = 1 - \exp^{-k_{ext} \times GAI}$$

La fonction de stress thermique prend différentes valeurs en fonction de la position relative de la température face aux températures minimales, maximales et optimales et dépend de ces trois paramètres.

$$f_T(T_a) = 1 - \left[\frac{T_{opt} - T_a}{T_{opt} - T_{min}} \right]^\beta \quad \text{si } T_{min} < T_a < T_{opt}$$

$$f_T(T_a) = 1 - \left[\frac{T_{opt} - T_a}{T_{opt} - T_{max}} \right]^\beta \quad \text{si } T_{max} > T_a > T_{opt}$$

$$f_T(T_a) = 0 \quad \text{si } T_a < T_{min} \text{ ou } T_a > T_{max}$$

La fonction d'efficacité d'utilisation de la lumière (fELUE) dépend de d'une relation exponentielle entre les paramètres ELUE_a et b, ainsi que du rapport entre le rayonnement diffus et le rayonnement direct.

$$f_{ELUE} = ELUE_a \times \exp\left(ELUE_b \times \frac{Rdf}{Rg}\right)$$

Le facteur de senescence sR10 varie au cours de la saison et vaut 1 du semis jusqu'à la senescence. Une fois la senescence commencée, il varie en fonction du rapport entre le GAI et le GAI_{max} x le facteur correctif de GAI durant la senescence.

sR10 = 1 du semis à la senescence

$$sR10 = \frac{GAI}{GAI_{max} \times c_s}$$

SAFYE-CO2 simule également la production primaire nette des parcelles en retirant les pertes de carbone par respiration autotrophe (Ra) à la production primaire brute (GPP)

$$NPP = GPP - Ra$$

La respiration autotrophe est divisée en deux flux : la respiration de maintenance (Rm) et la respiration de croissance (Rg).

$$Ra = Rm + Rgr$$

La respiration de maintenance des tissus des plantes dépend de la NPP, d'un facteur de maintenance et du facteur de senescence. La respiration de croissance dépend d'un facteur de croissance et de la différence entre la production primaire brute et la respiration de maintenance, comme décrit par Amthor (2012).

$$R_m = NPP \times mr \times sR_{10}$$

$$mr = R_{10} \times Q_{10} \left(\frac{T_a - 10}{10} \right)$$

$$R_{gr} = (1 - Y_g) \times (GPP - R_m)$$

Enfin, la production primaire nette (NPP) est divisée en deux compartiments : la NPP racinaire et aérienne. Ces deux composantes de la NPP sont obtenues par le rapport entre la NPP et le ratio « racine / partie aérienne ». Ce ratio vient du formalisme proposé par Baret et al. (1992), dans lequel SMT est la somme des températures journalières, D_0 est le jour de l'émergence et D_f est le premier jour du stade de l'épiage. fr_0 est la valeur extrapolée de la fraction de racines fr à l'émergence, f_∞ est la valeur asymptotique de fr , et c est le taux de décroissance relatif.

$$NPP_r = NPP \times RtS$$

$$NPP_a = NPP \times (1 - RtS)$$

$$RtS = fr = fr_\infty + (fr_0 - fr_\infty) \times \exp \left(-c \left(\frac{SMT_{D_0}^{D_s} - SMT_{D_0}}{SMT_{D_s} - SMT_{D_0}} \right) \right)$$

La matière sèche aérienne est calculée à partir de l'estimation de la production primaire nette aérienne et du contenu en carbone de la matière fraîche.

$$DAM = \frac{NPP_a}{C_{veg}}$$

La biomasse augmente pendant la période d'activité photosynthétique, à partir d'une valeur initiale à l'émergence des plantes jusqu'à une valeur finale, à la fin de la sénescence.

L'accumulation de GAI va dépendre de l'accumulation de biomasse verte, ou photosynthétique, ΔDAM . Le modèle compose la surface verte journalière (GAI_j) à partir des gains et pertes en GAI (ΔGAI^+ , ΔGAI^-) appliqués à la valeur de la veille (GAI_{j-1}). Le gain en GAI se fait au cours de la croissance de la plante et la perte commence avec la sénescence. La fonction de gain en GAI dépend de l'accumulation de matière sèche (ΔDAM), de la partition vers les feuilles de cette matière (P_L) et de la surface foliaire spécifique (SLA). La partition de la matière produite allouée aux feuilles (P_L) est définie en fonction de la somme de degrés-jours depuis l'émergence (SMT). Cette information permet d'estimer l'âge de la plante. L'équation de la perte de matière verte (ΔGAI^-) s'exprime en fonction de la surface verte actuelle (GAI) et d'une expression de la somme de degrés-jours depuis l'émergence, de la somme de température nécessaire pour atteindre la sénescence (STT) et du taux de senescence (Rs).

$$\begin{aligned} \Delta GAI^+ &= \Delta DAM \times P_L \times SLA \\ P_L &= 1 - P_{La} \times \exp^{P_{Lb} \times SMT} \\ SMT &= \sum_{D_0}^j (T_a - T_{min}) dj \\ \Delta GAI^- &= GAI \times \frac{SMT - STT}{Rs} \\ GAI_j &= GAI_{j-1} + \Delta GAI^+ - \Delta GAI^- \end{aligned}$$

Le rendement est obtenu par le rapport entre la valeur maximale de matière sèche aérienne et l'indice de rendement.

$$Yield = DAM_{max} \times HI$$

L'échange net de l'écosystème (NEE) est calculé comme la différence entre la NPP et les pertes de carbone dues à la respiration hétérotrophe (Rh). Rh est calculé à l'aide d'une équation exponentielle de premier ordre Q10 (Delogu, 2013). R_{href} est la respiration de référence à 0°C, et $\exp^{b \times 10}$ est égal à Q10. La respiration de l'écosystème est définie comme la somme de Ra et Rh.

$$NEE = NPP - Rh$$

$$Rh = a \times \exp^{(b \times Ts)}$$

$$a = R_{href}$$

$$Q_{10} = \frac{Rh(T_s + 10)}{Rh(T_s)} = \frac{a \times \exp^{b \times (T_s + 10)}}{a \times \exp^{b \times T_s}} = \exp^{b \times 10}$$

$$R_{eco} = R_a + R_h$$

Annexe 6 : Calibration des paramètres de végétation de SAFYE-CO2

Les paramètres de végétation du modèle SAFYE-CO2 ont été calibrés pour les années de culture du maïs : 2014 et 2015. L'année 2017 était également une année de culture de maïs sur le site de Lamasquère, mais des problèmes d'acquisition des données météo limitent l'utilisation de cette année pour des exercices de simulation. Cette section regroupe les performances du modèle à simuler les valeurs de GLA face aux observations de LAI satellites.

Calibration pour le site de Lamasquère 2014

Pour l'année 2014, on note de bonnes performances du modèle et une correcte représentation de la dynamique de simulation du LAI au cours de la saison. Les valeurs en augmentation au printemps (entre les jours 100 et 150) ne sont pas correctement représentées. Il s'agit probablement de repousses ou d'adventices n'étant pas prises en compte par le modèle.

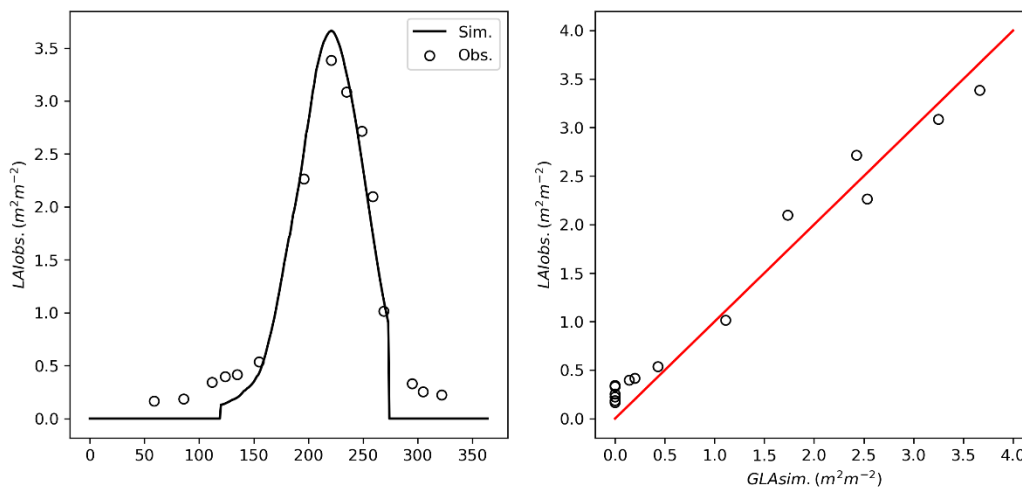


Figure A6-1 : Simulation du GLA pour la parcelle de Lamasquère (2014)

Les valeurs des paramètres de végétations (Tab. A1) ne montrent pas de valeurs extrêmes. Cependant, la LUEa semble importante, ce qui correspond à l'observation maximale de LAI au cours de la saison (entre les jours 200 et 250).

Tableau A6-1 : Valeurs des paramètres de végétation calibrés pour le site de Lamasquère en 2014

Paramètres	Valeur
LUEa	3.61
SLA	0.015
SENa	887.03
SENb	12907.98
PRT_La	0.9
PRT_Lb	0.00001
Emerg	135

Les performances du modèle (Tab. A2) à simuler le LAI satellite sont très bonnes, malgré une mauvaise estimation printanière et automnale.

Tableau A6-2: Performances du modèle SAFYE-CO2 à simuler le GLA face aux observations du LAI pour le site de Lamasquère en 2014

Modèle	RMSE ($m^2 m^{-2}$)	R ²
SAFYE-CO2	0.23	0.97

Calibration pour le site de Lamasquère 2015

Pour le site de Lamasquère en 2015, les valeurs de GLA simulées sont correctes et correspondent à la dynamique décrite par les observations (Fig. A4). Cependant, le nombre des observations satellites pour le LAI en 2015 est relativement réduit. Le modèle réussi néanmoins à obtenir de bons résultats pour cet exercice.

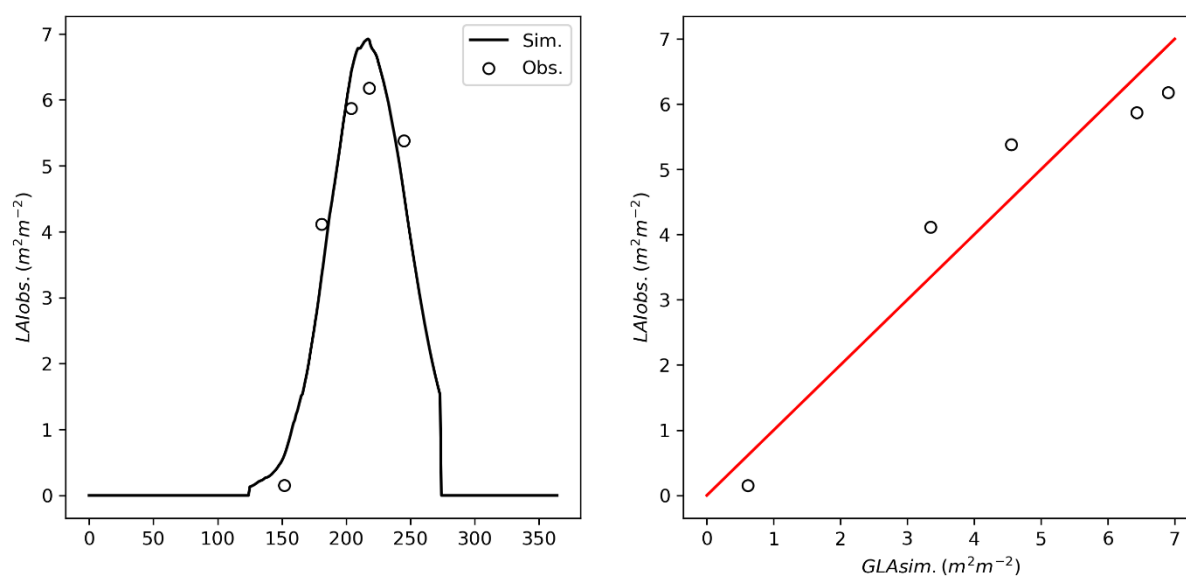


Figure A6-2 : Simulation du GLA pour la parcelle de Lamasquère (2015)

Les paramètres calibrés montrent des valeurs satisfaisantes (Tab. A3), dont certaines sont communes avec les valeurs obtenues pour l'année 2014.

Tableau A6-3 : Valeurs des paramètres de végétation calibrés pour le site de Lamasquère en 2015

Paramètres	Valeur
LUEa	2.02
SLAa	0.000005
SLAb	0.015
SENa	954.45
SENb	15174.30
PRT_La	0.74
PRT_Lb	0.00001
Emerg	125

Les performances du modèle à estimer le LAI satellite sont satisfaisantes, même à partir d'un ensemble réduit de données (.

Tableau A6-4 : Performances du modèle SAFYE-CO2 à simuler le GLA face aux observations du LAI pour le site de Lamasquère en 2015

Modèle	RMSE (m² m⁻²)	R²
SAFYE-CO2	0.68	0.91

Annexe 7 : Vérification des paramètres de végétation du site de Lamasquère

Pour l'année 2015, les valeurs de GPP simulées par le modèle SAFYE-CO2 sont assez éloignées et surestiment les valeurs mesurées par la station eddy-covariance (Fig. 3 19). Des valeurs près de 50% plus grandes sont obtenues pour les valeurs simulées face aux observées au début de la phase de croissance (Fig. 3 19A). Ainsi, on peut voir que le modèle surestime les valeurs de GPP, même si le modèle montre des performances relativement correctes à l'échelle de l'année (Fig. 3 19B : RMSE = 4.16 g C m⁻² j⁻¹ ; R² = 0.79) due au fait que les larges erreurs du modèles n'apparaissent que pour une plage de temps réduite de la saison. Ce problème dans les simulations de 2015 est probablement à attribuer au manque de données LAI disponibles pour cette séquence. Le manque d'observations satellites lors de la mise en place de la végétation induit une part d'erreur dans le paramétrage des fonctions de végétation qui se propage dans l'ensemble du modèle de production de végétation.

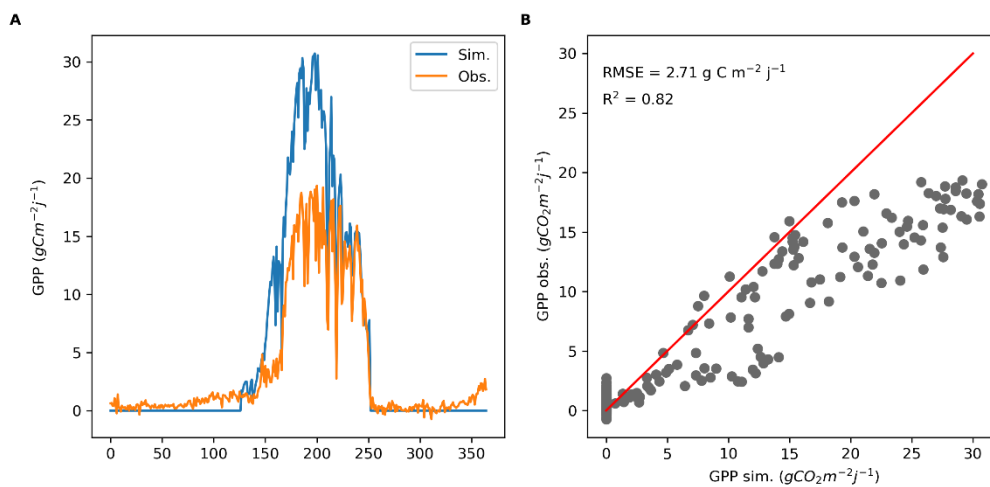


Figure A7-1 : Production primaire brute (GPP) simulée par SAFYE-CO2 et observée par la station de mesure par fluctuation turbulente du site de Lamasquère (2015)

Annexe 8 : Détail et fonctionnement du module hydrique de SAFYE-CO2

Le modèle SAFYE-CO2 intègre un module hydrique permettant de simuler les différentes composantes du bilan hydriques des parcelles. Ce module reprend les formalismes présentés dans le modèle FAO-56 par la FAO (Allen et al. 1998). Ce modèle repose sur la demande évaporative de l'atmosphère calculée en fonction de l'évapotranspiration de référence, notée ET_0 . Selon la définition de la FAO, l' ET_0 correspond à une activité d'évapotranspiration caractéristique telle que :

« *Le taux d'évapotranspiration d'un tapis gazonné vert de hauteur uniforme comprise entre 8 et 15 cm, en pleine croissance, ombrageant totalement le sol et ne manquant pas d'eau* »

Afin d'estimer l'évapotranspiration d'une culture sous des conditions standardisées et donc, sans stress hydrique, il suffit alors d'avoir accès à l' ET_0 et à un coefficient de culture noté K_c . La méthode FAO comprend un facteur supplémentaire permettant d'appliquer un stress hydrique à la culture afin d'obtenir une évapotranspiration ajustée. Le module hydrique de SAFYE-CO2 se base sur le calcul de l'évapotranspiration ajustée, notée ET_{Cadj} .

Le module hydrique considère entre deux et trois couches de sol en fonction de l'utilisation qui est faite de ce dernier. La première couche est une couche évaporative qui intervient dans les processus d'évaporation et d'échange d'eau avec la culture pour les processus de transpiration. Cette première couche à une profondeur constante. La seconde couche à une profondeur variable et n'existe que lorsque de la végétation est présente sur la parcelle. C'est la couche « racinaire » dans laquelle les plantes puisent leur eau. Enfin la troisième couche est une couche profonde, d'épaisseur constante qui ne participe pas aux flux d'eau (évaporation et transpiration).

Pour chaque couche, la capacité au champ ou « *field capacity* » (θ_{fc} en $m^3 m^{-3}$) et le point de flétrissement ou « *wilting point* » (θ_{wp} en $m^3 m^{-3}$) représentent le contenu maximal en eau du sol et la concentration en eau du sol à partir de laquelle les plantes ne peuvent plus prélever d'eau, respectivement. Le point de flétrissement représente le contenu du sol en eau à partir duquel la force de succion des plantes ne leur permet plus de récupérer d'eau. Pour les trois couches du sol (évaporative, racinaire et profonde), on peut estimer le contenu maximal en eau (*Total Water Content* ou *TWC*) en fonction de la profondeur (Z) pour ces couches à partir de l'équation suivante :

$$TWC = (\theta_{fc} - \theta_{wp}) \times Z$$

Les contenus en eau des différentes couches sont mis à jour quotidiennement et sont noté AWC pour « *Actual Water Content* ». Pour la couche évaporative, ce contenu en eau est calculé en fonction du contenu de la veille (AWC_{j-1}), auquel s'ajoutent les gains issus de la précipitation ou de l'irrigation (notés PE), les pertes dues à l'évaporation (E) et au prélèvement de la plante (T). Dans ce module, deux couches sont sensibles à la transpiration de la plantes : les couches évaporative et racinaire. Ainsi, la transpiration est partagée entre les deux couches à l'aide d'une fonction de qui dépend du contenu de la couche évaporative par rapport au contenu des deux couches.

$$AWC_j = AWC_{j-1} + PE_j - E_j - T_j \times ftr_j$$

$$ftr_j = \frac{AWC_{j \text{ evap}}}{AWC_{j-1 \text{ evap}} + AWC_{j-1 \text{ racine}}}$$

L'eau arrivant au sol (PE) est définie par la quantité d'irrigation (I) ou de précipitation (P) arrivant au sol en fonction des apports d'eau à la parcelle et de l'interception qui est faite de cette eau (Intercep) par jour j. La quantité d'eau interceptée par le sol est calculée en fonction de l'évaporation de référence (ET₀) et de la couverture du sol (Fcover).

$$PE_j = \max\{P_j + I_j - Intercep_j\}$$

$$Intercep_j = \min\{P_j + I_j \times F_{cover}, ET_0\}$$

La couverture du sol par la végétation est elle-même calculée quotidiennement à partir de la production de surface de feuille verte (GAI) et des paramètres K_{COV} et E_{COV} qui sont des paramètres de couverture du sol spécifique pour chaque culture.

$$F_{coverj} = K_{COV} \times (1 - \exp(-E_{TRP} \times GAI_j))$$

Concernant la transpiration du sol, elle est définie selon la méthode de la FAO56 (Allen, 1998) et dépend de l'évapotranspiration basale (ET₀), du coefficient basal de transpiration K_{CB} propre à chaque culture et d'un facteur de stress K_S.

$$T_j = K_{CB} \times K_S \times ET_0$$

Le coefficient K_{CB} est calculé à partir de la production de surface verte par le modèle (GAI) et des paramètres K_{CBmax} et E_{TRP} pour chaque jour j.

$$K_{CBj} = K_{CBmax} \times \exp(-E_{TRP} \times GAI_j)$$

Le facteur K_S est lui défini par l'humidité relative des couches évaporative et racinaire, ainsi que d'un paramètre H_{CRIT} représentant l'humidité critique pour une culture particulière, pour chaque jour j.

$$K_{Sj} = \min\left\{1 - \frac{HRS_{j-1} - H_{CRIT}}{H_{CRIT}}\right\}$$

$$HRS_{j-1} = \max\{HR_{evapj-1}, HR_{racinej-1}\}$$

$$HR_i = \frac{AWC_i}{TWC_i}$$

Pour la couche correspondant à la zone d'expansion racinaire, le contenu en eau du sol est calculé en fonction du contenu de la veille, de l'eau excédentaire de la couche supérieure (c'est-à-dire de la couche évaporative, notée Pe pour « percolation »), et de l'eau extraite du sol par transpiration de la plante, pour chaque jour j.

$$AWC_{racinej} = AWC_{racinej-1} + Pe_{evapj} - T_j \times (1 - ftr_j)$$

$$Pe_i = \max\{TWC_{ij} - AWC_{ij}, 0\}$$

Et enfin, le contenu en eau de la couche profonde (AWC_{prof}) est estimé à partir du contenu en eau de la veille et de l'eau excédentaire de la couche supérieure. La couche supérieure est soit la couche évaporative lorsqu'aucune végétation n'est présente sur la parcelle, soit la couche racinaire lorsqu'une culture est présente.

$$AWC_{profj} = AWC_{profj-1} + Pe_{racine/evap}$$

Annexe 9 : Simulation de la respiration du sol par comparaison avec des mesures de chambre automatiques

Calibration des paramètres du module COP

Les paramètres du module COP ont été calibrés pour réaliser la simulation des flux de respiration hétérotrophe du sol à partir de mesures de chambres de respiration. Le module COP permet de réaliser la simulation de la respiration du sol, issue de la dégradation des pools de matière organique du sol (actif, lent et passif), séparé de la respiration de la litière (métabolique et structurale). Nous pouvons ainsi calibrer les paramètres du module COP à partir de la respiration du sol uniquement. Nous avons choisi de calibrer les paramètres du module COP à partir des données d'observation de la respiration du sol pour l'année 2015. Nous avons choisi l'année 2015 car pour le site Lamasquère, il s'agissait de la seule année pour laquelle des données LAI et R_s exploitables pour une culture de maïs, nécessaire à notre comparaison.

Afin de déterminer le ratio de respiration autotrophe racinaire, nous choisissons baser notre approche sur le ratio racines:parties aériennes (root:shoot ratio) (Eq. A9-1). Ce facteur détermine la répartition de la production nette entre les parties aériennes et racinaires des plantes. Dans SAFYE-CO2, cette fonction et les valeurs de ses paramètres sont extraites d'une étude sur le blé (Baret et al., 1992), dont les valeurs des paramètres ne correspondent pas au maïs. Ainsi, une équation (Eq. 3 36) a été développée pour le maïs au cours du développement du modèle SAFYE-CO2 (Pique, 2021) :

$$RtS = 0.15 + 0.53 \times \exp(-0.03 \times DAS) \quad \text{Eq. A9-1}$$

où RtS est le ratio *root:shoot*, DAS est le nombre de jours après le semis (*Days After Sowing*).

Cette fonction peut alors nous permettre d'estimer la respiration autotrophe racinaire (Eq. A9-2). A partir de cette estimation, nous pouvons choisir de représenter la respiration du sol du modèle SAFYE-CO2 (Eq. A9-3) et ainsi comparer les valeurs mesurées par les chambres de respiration mesurant la respiration du sol.

$$R_{AR} = R_A \times RtS \quad \text{Eq. A9-2}$$

$$R_S = R_{AR} + R_H \quad \text{Eq. A9-3}$$

Les valeurs des paramètres ainsi obtenues (Tab. A9-1) contrastent fortement avec les valeurs de calibration obtenues à partir des flux de R_{ECO} . Les valeurs des paramètres c sont au minimum, indiquant dans ce cas de mesure un effet priming réduit. Les valeurs des paramètres T sont, elles, à leur maximum, indiquant un temps de résidence long du carbone dans chaque stock, ce qui induit des flux réduits.

Tableau A9-11 : Valeurs des paramètres des équations du module priming (Guenet et al., 2016), d'impact d'apport de matière fraîche sur la dégradation de la matière organique du sol (c) et du temps de résidence du carbone dans chaque pool de carbone organique du sol (T), calibrés pour à partir d'observations de chambres de respiration du site de Lamasquère (2015).

Paramètres	Gamme de variation	Valeur	Unité
c_{ACTIF}	$[2 \times 10^{-4} - 500]$	0.0002	-
c_{LENT}	$[2 \times 10^{-4} - 500]$	0.0002	-

c_{PASSIF}	$[2 \times 10^{-4} - 500]$	0.0002	-
T_{ACTIVE}	$[0.4 - 200]$	200	J
T_{SLOW}	$[200 - 2000]$	2000	J
$T_{PASSIVE}$	$[2000 - 200000]$	200000	J

Résultats et performances du module COP

Le module COP présente des difficultés à représenter correctement les mesures de respiration du sol faites par chambres (Fig. A9-1), notamment lors du développement et de la mise en place de la culture principale (entre les jours 150 et 250). Le modèle simule une augmentation de la respiration du sol en lien avec la mise en place de la culture intermédiaire à partir du jour 150 (Fig. A9-1 A), or les observations de respiration du sol indiquent que cette augmentation ne s'observe réellement qu'à partir de plusieurs jours plus tard. Les performances du modèle sont fortement impactées par cette mauvaise estimation et renvoie une valeur de R^2 négative ($R^2 = -0.26$). L'erreur de simulation est pourtant relativement faible ($RMSE = 0.47 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$), ce qui semble indiquer que le modèle est pertinent pour une partie de ses simulations (Fig. A9-1 B).

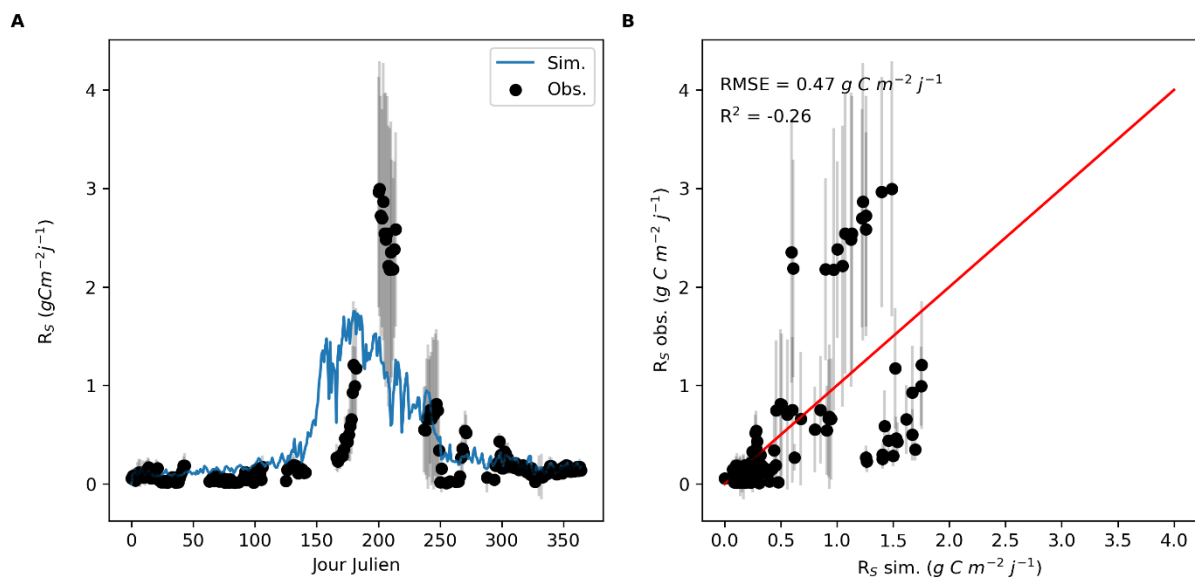


Figure A9-1 : Evolution temporelle de la respiration du sol par le module COP pour la parcelle de Lamasquère en 2015 à partir des observations de la respiration du sol mesurée par chambre de respiration sur l'ensemble de la saison (A) et comparaison des valeurs de R_s simulées face aux observées (B).

Nous avons également comparé les simulations de la respiration hétérotrophe produites par le module COP avec les mesures de respiration du sol réalisées au moment où la culture principale n'était pas développée. Ces mesures sont considérées comme représentatives de la respiration hétérotrophe seule puisqu'aucune culture n'est présente sur la parcelle pour ces périodes-là. La période de présence de la culture principale commence à la date de semis (5 mai 2015) et se termine à la date de récolte (8 septembre 2015). Les paramètres calibrés à partir de ces observations montrent la difficulté du modèle à réaliser ces simulations (Tab. A9-1) : les paramètres c prennent la valeur minimale et les paramètres T prennent leur valeur maximale.

Le module COP ne réussit pas non plus à représenter les flux de respiration hétérotrophes du sol mesurés (Fig. A9-2) à l'échelle de la saison. On note que le modèle représente mieux la dynamique de la respiration hétérotrophe en début de saison (Fig. A9-2 A – entre les jours 0 et 100), même si cela reste relativement mauvais (Fig A9-2 B). Le modèle ne réussit pas à représenter correctement les flux les plus importants se déroulant après la récolte (jour 250), réduisant les performances de la simulation (Fig. A9-2 B). Les performances du module COP pour estimer la respiration du sol sont insuffisantes, avec une erreur contenue (RMSE = $0.32 \text{ g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$) mais une mauvaise représentation du signal de R_H ($R^2 = 0.10$). La respiration du sol est surestimée à l'échelle de la saison, les flux les plus importants observés après la récolte (autour du jour 250) sont vraisemblablement dus à la mise en place de l'effet priming sur la culture. Le module COP représente l'effet priming avec trop d'importance par rapport aux observations, menant à une mauvaise représentation de la R_H .

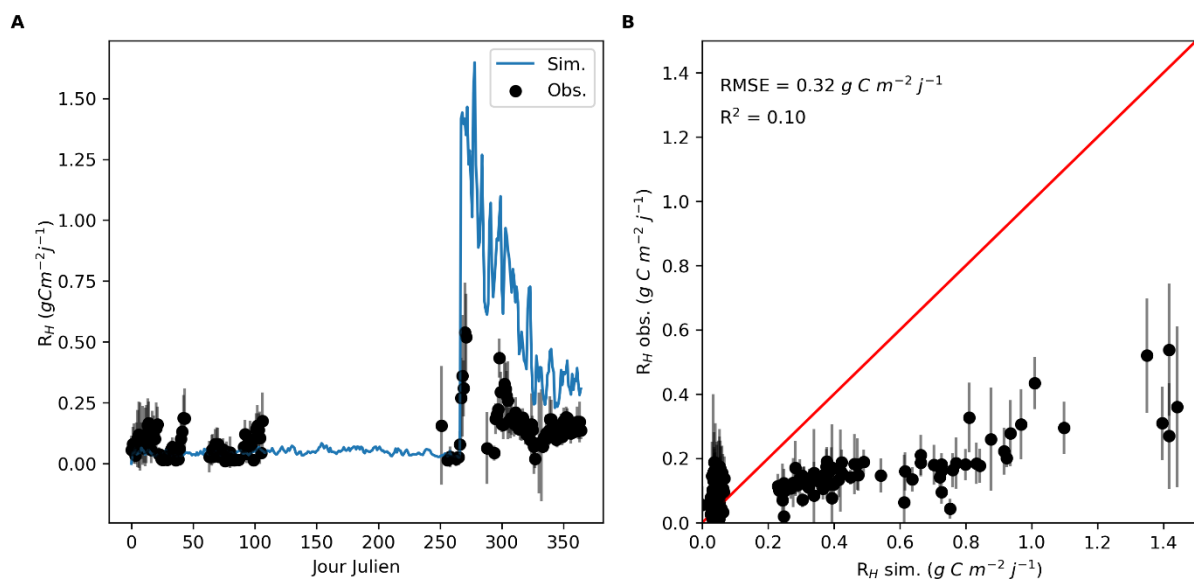


Figure A9-2 : Evolution temporelle de la respiration du sol par le module COP pour la parcelle de Lamasquère en 2015 à partir des observations de la respiration du sol mesurée en sol nu par chambre de respiration sur l'ensemble de la saison (A) et comparaison des valeurs de R_S simulées face aux observées (B).

Les performances du module COP pour représenter les flux de R_S à partir d'observations des chambres de respirations, sont moins bonnes que celles obtenues pour la simulation de la R_{ECO} à partir d'observations de tour à flux. Ce contraste montre qu'il existe une différence forte dans les facteurs influençant les flux de respiration selon l'échelle d'observation. Les flux estimés par méthode eddy-covariance représentent la dynamique des flux sur une large zone alors que les chambres mesurent chacune la respiration en un point. La forte hétérogénéité spatiale du sol mène ainsi à un contraste fort entre les déterminants de la respiration estimée sur le « footprint » de la tour eddy-covariance et sur les points de mesure des chambres.

De plus, les dynamiques de respiration entre les mesures de R_S réalisées par les chambres de respiration et les mesures de R_{ECO} par eddy-covariance montrent qu'il existe un écart entre ces deux données d'entrée (Fig. A9-3). La différence entre ces deux mesures, liées à l'échelle d'observation, mène à des estimations contrastées des flux de respiration des parcelles et à des difficultés de simulation. Cependant, les dynamiques de développement de la culture (à partir du 15 juin), de la senescence de la culture (mi-juin) et de l'effet priming (fin septembre) est représenté pour les deux observations.

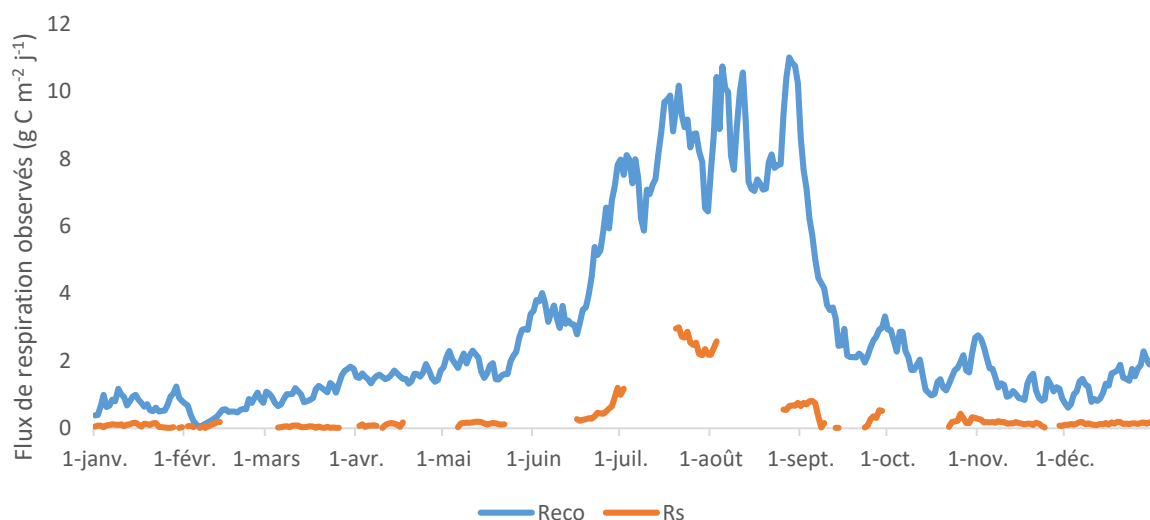


Figure A9-3 : Respiration de l'écosystème (R_{ECO}) et du sol (R_S) mesurées par la tour à flux et les chambres de respiration, respectivement, sur la parcelle de Lamasquère en 2015.

Malgré cela, les deux observations n'ont pas la même amplitude, ce qui reste contraignant notamment pour les périodes de sol nu, où les respirations hétérotrophes mesurées par les deux systèmes diffèrent d'un facteur 10 (en moyenne 0.09 et 1.13 $\text{g C m}^{-2} \text{j}^{-1}$ sur les périodes de sol sur pour les mesures issues des chambres de respiration et de tour à flux, respectivement). Ainsi, l'utilisation de mesures issues de chambres de respiration pour la simulation des flux de carbone doit être faite avec précaution.

Performances du module COP pour le site de d'Estampes en 2019 : validation de l'approche pour les flux R_S

Après une calibration du module COP sur le site de Lamasquère réalisé à partir de données issues du site instrumentalisé ICOS, nous souhaitons tester les performances du module pour les simulations de la respiration du sol pour les parcelles du site d'Estampes. Un ensemble de mesures de respiration du sol a été réalisées pour les parcelles, sous itinéraire de conservation des sols et conventionnel, du site d'Estampes. Différents formalismes de respiration du sol ont été testés pour représenter les flux de carbone du sol vers l'atmosphère pour ces deux parcelles avec des résultats contrastés. Dans cette section, nous testerons les capacités du modèle SAFYE-CO2 avec le module COP à représenter les données acquises à l'aide des chambres de respiration et nous estimerons également l'effet priming et la dynamique des stocks de carbone du sol des parcelles NT+CC et CT.

Correction de la respiration du sol mesurée par chambre de respiration

Les mesures la respiration du sol pour les parcelles des sites de Lalonquette (VER) et Estampes (LUV) sont des mesures ponctuelles réalisées à l'aide de chambres de respiration. A l'inverse des données de respiration de l'écosystème mesurées sur le site de Lamasquère, les sites VER et LUV ont à disposition des données de flux ponctuelles et concernant uniquement la respiration du sol. Aussi, d'autres contraintes s'appliquent à l'exercice de validation du module COP pour les parcelles du site LUV. Les données de respiration du sol recueillies sur les deux sites VER et LUV sont des mesures de respiration du sol réalisées entre 10h et 16h, ce qui correspond au maximum d'émission (Wei et al.,

2019). Ainsi, nos mesures de terrain exprimées en $\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ne sont pas représentatives de l'activité journalière de respiration du sol de ces parcelles en l'état. Cependant, la précision de l'appareil utilisé (EGM4, PP System, Amesbury, USA) étant adaptée au travail de terrain (Pumpanen et al., 2004), ces mesures peuvent nous servir à estimer la respiration du sol en appliquant une fonction de correction.

Parmi les principaux facteurs influençant les variations de respiration du sol, la température du sol est vraisemblablement l'un des plus important (Bond-Lamberty and Thomson, 2010b; Ding et al., 2007; Lloyd and Taylor, 1994). Nous pouvons alors imaginer une fonction par laquelle nous corrigerions les valeurs de respiration du sol par un rapport proportionnel à la différence entre la température du sol au moment de la mesure et la température du sol journalière. Cette fonction de correction peut alors se présenter sous la forme d'un pourcentage dépendant de l'évolution de la température au cours de la journée (Eq. 3-21). Il est également nécessaire de transformer nos valeurs de exprimées en gCO_2 , en gC , ainsi que de les transformer de quantité de carbone par heure en quantité de carbone par jour. L'ensemble de ces facteurs corrections sont présentés dans le tableau A9-2.

$$\text{Surestimation des flux (\%)} = \frac{\text{Températures moyennes}_{\text{mesure}}}{\text{Températures moyennes}_{\text{journalière}}} \quad \text{Eq. A9-4}$$

Tableau A9-2 : Correction des valeurs de respiration du sol par rapport à la moyenne des températures observées sur la journée et sur la plage de mesure de la respiration du sol. La surestimation de la respiration du sol est estimée par l'équation 3-21, permettant de corriger la respiration du sol mesurée sur le terrain. L'unité est également modifiée pour correspondre à celle produite par le modèle SAFYE-CO2

Date	Surestimation de la respiration du sol (%)	Respiration du sol mesurée ($\text{g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ j}^{-1}$)		Respiration du sol corrigé ($\text{g C m}^{-2} \text{ j}^{-1}$)	
		NT+CC	CT	NT+CC	CT
01/04/2019	146.1	18.21	8.28	3.37	1.53
12/04/2019	142.2	14.66	7.47	2.78	1.42
06/05/2019	140.9	17.43	10.48	3.34	2.01
14/05/2019	129.8	18.84	7.99	3.92	1.66
04/06/2019	119.7	20.86	10.30	4.71	2.32
18/06/2019	116.8	20.77	11.23	4.80	2.60
05/07/2019	106	30.78	16.79	7.84	4.28
19/07/2019	116.7	23.35	16.52	5.40	3.82
31/07/2019	118.7	21.67	20.43	4.93	4.65
13/08/2019	128.4	24.62	38.31	5.18	8.06
31/08/2019	128.4	27.69	13.29	5.82	2.80
13/09/2019	135.4	17.97	9.46	3.58	1.89
27/09/2019	138.2	12.65	8.41	2.47	1.64
25/10/2019	130.3	16.09	7.41	3.33	1.54

Nous avons ramené les valeurs de respiration du sol à leur valeur moyennes par jour afin de pouvoir les comparer avec les valeurs de sorties produites par SAFYE-CO2. La seconde contrainte que nous rencontrons est le fait que SAFYE-CO2 ne fournisse pas directement la respiration du sol. En effet, SAFYE-CO2 et le module COP permettent d'estimer la respiration hétérotrophe du sol, mais pas la respiration autotrophe racinaire. Cette dernière est comprise dans l'estimation de la respiration autotrophe. Pour représenter la respiration du sol, nous utiliseront l'équation 3-22.

$$R_S = (R_A \times RtS) + R_H$$

Eq. A9-5

Performances de la simulation des flux de respiration d'Estampes

Les simulations de respiration du sol produites par le module COP ont été comparées aux mesures de respiration du sol réalisées sur les parcelles NT+CC et CT du site LUV en 2019. On remarque que le module COP reproduit assez peu fidèlement les respirations du sol mesurées sur la parcelle NT+CC (Fig. A9-4 A). Ce résultat montre que le module COP surestime les respirations observées sur le terrain pour la majeure partie de l'année. L'erreur de simulation est également assez importante à l'échelle de la saison de culture (RMSE = 2.99 g C m⁻² j⁻¹) et atteint son maximum au cours du développement de la culture principale. Les simulations semblent estimer de façon correcte les faibles flux de respiration (Fig. A9-4 B), notamment en fin de saison lors d'évènement de priming.

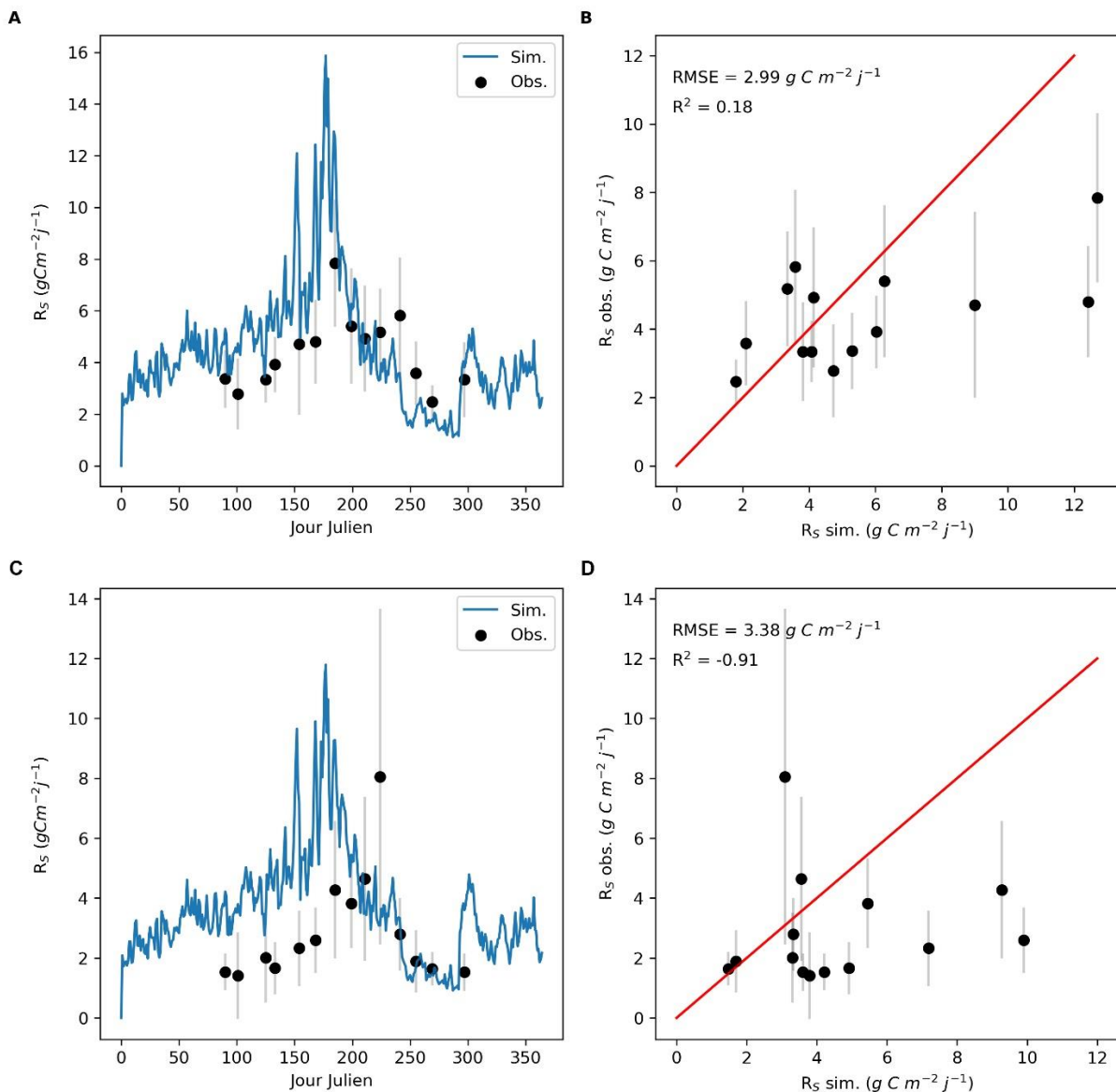


Figure A9-4 : Dynamiques et performances de la simulation de la respiration du sol simulée par le module COP au cours de l'année 2019 pour les parcelles NT+CC (A et B) et CT (C et D) du site LUV.

Concernant la parcelle CT, la simulation de la respiration du sol surestime l'ensemble des valeurs de respiration du sol (Fig. A9-4 C). Sur l'ensemble de la saison, seule une date de mesures dont l'écart-type est le plus important (13 août) se trouve dans la gamme des valeurs de simulation. Une erreur importante et une valeur de R^2 négative (Fig. A9-4 B) montrent que le module COP ne réussit pas à reproduire les valeurs mesurées pour la parcelle CT.

Ces résultats sont d'autant plus surprenants que le modèle SAFYE-CO2 réussit à reproduire avec une plus grande fidélité les flux de R_s pour les parcelles NT+CC et CT. Le modèle SAFYE-CO2 réussit à mieux ajuster la simulation de la respiration du sol, sous estimant légèrement cette dernière pour la parcelle NT+CC (Fig. A9-5 A et B) et CT (Fig. A9-5 C et D).

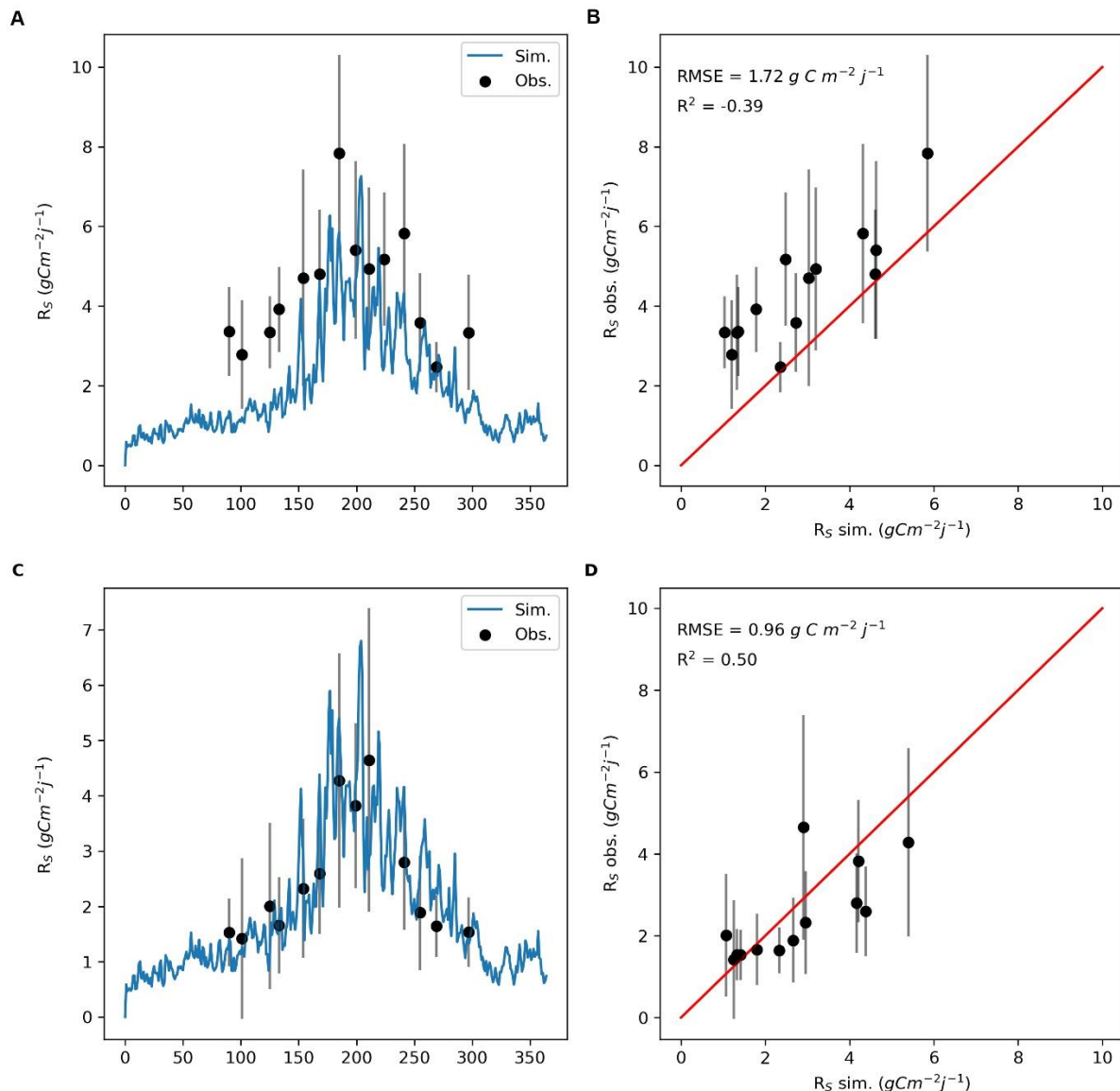


Figure A9-5 : Dynamiques et performances de la simulation de la respiration du sol simulée par le modèle SAFYE-CO2 au cours de la l'année 2019 pour les parcelles NT+CC (A et B) et CT (C et D) du site LUV.

Pour la parcelle CT, le modèle SAFYE-CO2 estime convenablement les flux de respiration du sol. A l'échelle de l'année, il semble donc que le modèle SAFYE-CO2 soit plus performant pour simuler les flux de respiration du sol mesurés par chambre de respiration.

Ce résultat contraste quelque peu avec celui obtenu pour les simulations de R_{ECO} sur le site de Lamasquère. En effet, dans ce contexte le module COP semble ne pas réussir à représenter convenablement les flux de respiration du sol, alors qu'il réussissait à s'approcher fortement des valeurs d'estimation de la R_{ECO} pour le site de Lamasquère.

Annexe 10 : Estimation des stocks de carbone organique du sol par le module COP

Site de Lamasquère (2019)

Concernant la dynamique des stocks de carbone, les simulations montrent des dynamiques de carbone variables notamment pour le pool de carbone lent (Fig. A10-1 A). Cette dynamique mène à une perte de carbone du sol sur l'année 2019 (Tab. A10-1), représentant plus d'un tiers du stock initial. Cette dynamique est notamment liée à la faible valeur du paramètre T_s dont la faible valeur (200 pour des bornes comprises entre 200 et 2000) entraîne un temps de résidence court du carbone dans ce stock. Cette diminution du temps de résidence du carbone dans le sol mène à une réduction rapide du stock total de carbone du sol et ainsi on note que le modèle permet d'estimer l'évolution du stock de carbone au cours du temps avec cohérence, même si les valeurs finales ne sont pas satisfaisantes.

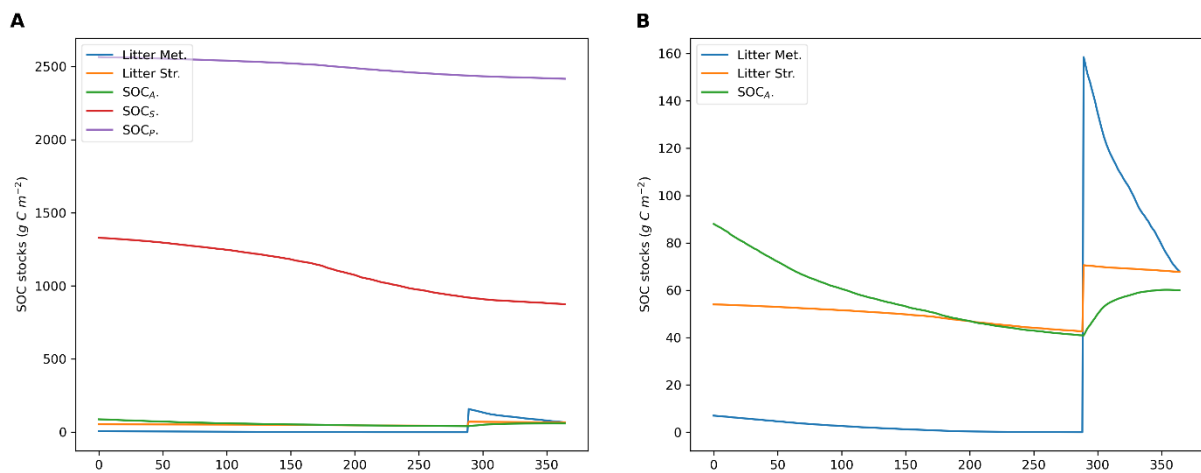


Figure A10-1 : Dynamique des stocks de carbone du sol pour Lamasquère (2019) estimée par le module COP pour les stocks de liège métabolique (Litter Met.) et structural (Litter Str.) ainsi que pour les trois stocks de carbone du sol, actif (SOC_A), lent (SOC_S) et passif (SOC_P) en A, et dynamique pour le stock de liège métabolique et structural et le stock de carbone actif en B.

Les stocks les plus labiles (Fig. 3-14 B) montrent une dynamique plus importante au cours de la saison. Ces stocks constituent les ensembles de carbone recevant le carbone directement issu de la dégradation des résidus de cultures et réagissent immédiatement à l'apport de résidus de culture suite à la récolte.

Tableau A10-12 : Evolution des stocks de carbone pour les pools lent (Slow) et passif (Passive) pour le site de Lamasquère en 2019.

	Stock lent (g C m ⁻²)	Stock Passif (g C m ⁻²)
Valeur initiale (01/01/2019)	1329	2565
Valeur finale (31/12/2019)	875.30	2415.96
Evolution	- 453.70	- 149.04

A l'échelle d'une année, les estimations de l'évolution des stocks de carbone semblent correctes, même si le fait que l'ensemble du sol perde du carbone à l'échelle d'une année puisse être problématique. Si on projette ces résultats sur une centaine d'année, les sols ne contiendraient plus de carbone, ce qui apparaît comme une estimation déraisonnable. Il est plus vraisemblable que la

simulation de l'évolution des stocks de carbone du sol avec une monoculture de maïs puisse, à terme, réduire sensiblement les stocks de carbone des sols sous une pratique conventionnelle, comme cela est d'ailleurs observé dans la littérature (Abbas et al., 2020; Bhattacharyya et al., 2022). Cependant, ces exercices ne représentent pas la réalité des rotations et des apports réels de carbone sur une grande période de temps et ainsi, nous ne pouvons donc que faire des hypothèses sur les résultats à pas de temps plus importants. En plus des estimations biaisées d'import et export de carbone par la parcelle, nous devrions prendre en compte l'impact des changements climatiques sur les simulations faites à long terme en lien avec l'impact important des variations météorologiques sur les flux de carbone du sol et notamment sur la respiration hétérotrophe.

Site de Lamasquère (2015)

Concernant la dynamique des stocks de carbone du sol pour le site de Lamasquère en 2015 (Fig. A10-2 A), les stocks de carbone passif et lent évoluent au cours de la saison en perdant une quantité significative de carbone notamment, concernant le pool lent (Tab. A10-2). L'évolution des stocks de litière (métabolique et structurale ainsi que du stock de carbone actif) sont plus dynamique au fil de la saison, même si les quantités de carbone de ces pools sont moins importantes que celles des pools lent et passif. L'apport de matière fraîche en lien avec la récolte de la culture principale (Fig. 3-15 B) permet de stocker du carbone, notamment au niveau de la litière structurale.

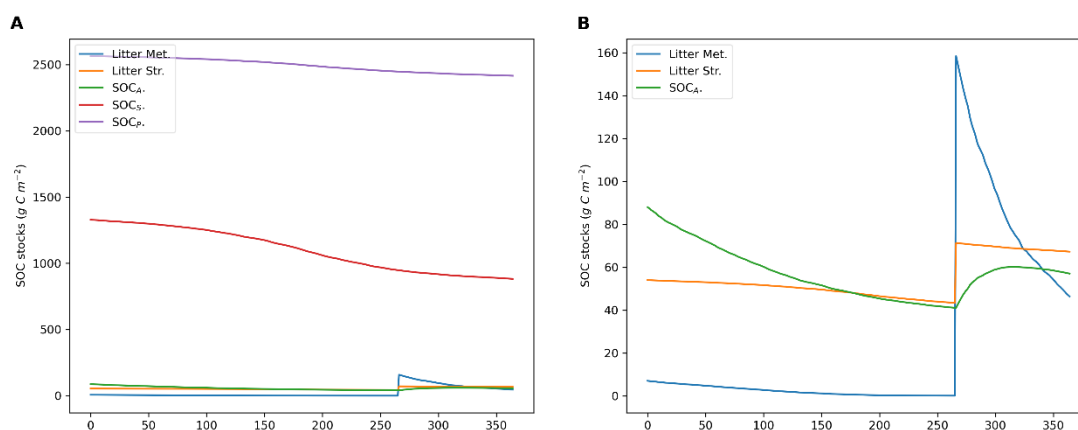


Figure A10-2 : Dynamique des stocks de carbone du sol pour Lamasquère (2015) estimée par le module COP.

Les pools de carbone les plus labiles perdent rapidement leur carbone à travers la respiration hétérotrophe. Le pool de litière métabolique est notamment proche de 0 avant que la récolte ne se fasse, puis récupère une partie du carbone issue des résidus avant de les dégrader. Ces mécanismes de dégradations sont notamment utilisés pour la mise en place de l'effet priming.

Tableau A10-2 : Evolution des stocks de carbone pour les pools lent (Slow) et passif (Passive) pour le site de Lamasquère en 2015.

	Stock Slow (g C m ⁻²)	Stock Passive (g C m ⁻²)
Valeur initiale (01/01/2015)	1329	2565
Valeur finale (31/12/2015)	882.46	2415.93
Evolution	- 446.54	- 149.07

Site d'Estampes (2019)

Les mêmes dynamiques ont été réalisées sur les parcelles du site d'Estampes. Concernant les simulations des stocks de carbone du sol pour les parcelles du site LUV (Fig. A10-3), les dynamiques observées diffèrent fortement entre les deux parcelles. Pour la parcelle NT+CC (Fig. A10-3 A et B), le stock de carbone actif augmente tout au long de la saison. Ce pool, dont la dynamique va vers l'accumulation en lien avec les apports successifs de matière organique, voit son stock initial multiplié par 8. Cette forte augmentation ne semble pas correspondre à la réalité.

Ce résultat indique d'une part la grande différence entre le sol du site de Lamasquère, où les équations ont été calibrées, et celui de la parcelle NT+CC du site LUV. De plus, ce résultat sous-entend la difficulté pour le modèle de reproduire la dynamique de la gestion des stocks de carbone du sol pour des pratiques agricoles contrastées dans le cadre d'une calibration des paramètres réalisé à partir de mesures de chambres de respiration.

En comparaison avec le stock actif, le stock lent perd une grande partie de son carbone, dont le stock initial est réduit de près d'un tiers, passant de 7159 à 4903 g C m⁻². Cette importante chute en carbone lent est liée à la valeur du paramètre T , le temps de résidence du carbone, pour le pool lent qui prend une valeur proche de celle observée pour la parcelle du site de Lamasquère, entraînant comme pour cette dernière une forte perte en carbone. Le pool de carbone passif reste particulièrement stable, augmentant même légèrement (de 9985.52 à 10 059.59 g C m⁻²). On retrouve dans ce résultat le paramètre du temps de résidence du carbone passif très important, limitant les pertes de celui-ci.

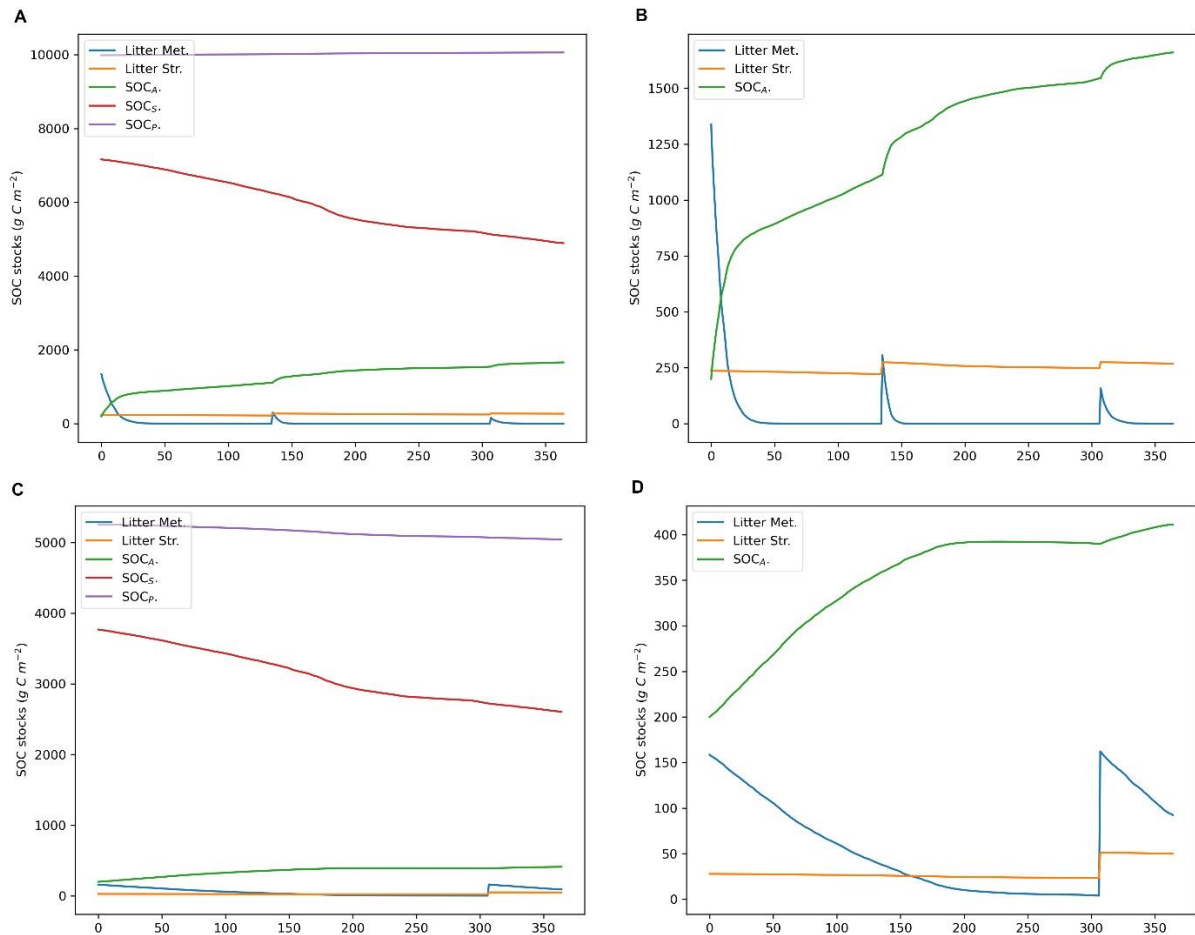


Figure A10-3 : Dynamique des pools de carbone du sol (A et C) et des pools de carbone les plus labiles (B et D) pour les parcelles NT+CC (A et B) et CT (C et D) du site d'Estampes en 2019.

Concernant la parcelle CT (Fig. A10-3 C et D), on note également une perte en carbone pour le pool lent, en lien avec la faible valeur du paramètre T_S . Cette estimation ne semble ainsi pas convenir aux parcelles NT+CC et CT du site LUV. L'estimation de la dynamique des stocks de carbone les plus labiles (Fig. A10-3 D) par le modèle semble proches de la réalité. Les stocks de carbone actif et la litière métabolique terminent la simulation avec des stocks moins importants que les initiaux, ce qui s'éloigne certainement de la réalité terrain. La dynamique saisonnière semble tout à fait acceptable, les stocks de carbone labile se reconstituant lors de l'apport de résidus de végétation (au jour 300).

Sensibilité sur les stocks de carbone du sol

Le modèle est sensible aux variations des paramètres concernant la dynamique du carbone du sol. Les paramètres c ne semblent pas induire beaucoup de variabilité, le nombre de dynamiques représentées étant restreint pour les trois stocks de carbone organiques. On note que lorsque l'on fait varier la valeur des paramètres c_A , c_S et c_P , les représentations des stocks de carbone ne renvoient que deux variations (Fig. A10-4 A à I). De plus, concernant ces deux variations, on note que les variations des paramètres c_A , c_S et c_P induisent des variations fortement différentes pour les stocks actif, lent et lent, respectivement. Il semble qu'il existe une valeur seuil particulière en fonction de laquelle la dynamique soit drastiquement différente.

Le module COP montre une plus forte sensibilité aux paramètres représentant les temps de résidence du carbone dans le sol. À l'exception de la dynamique du stock de carbone actif, ce module ne semble pas fortement sensible au paramètre T_A , représentant le temps de résidence du carbone actif dans le sol. Le stock actif représente la plus faible quantité de carbone des trois stocks du sol et ainsi, il n'est pas surprenant que la faible quantité qu'il représente ait un impact réduit sur les autres stocks de carbone (Fig A10-4 J à R).

Cependant, pour l'ensemble des simulations exécutées, il apparaît que les estimations des dynamiques des stocks de carbone du sol du module COP soient particulièrement sensibles aux valeurs de stocks initiaux de carbone des différents pools (Fig. A10-4 S à AA). Ce résultat indique ainsi que l'utilisation du module COP est soumise en premier lieu à une correcte estimation des stocks initiaux de carbone du sol. Ce module ne prend pas en compte l'épaisseur de sol dans ses simulations et fonctionne avec un horizon unique de sol. Aussi, une attention particulière doit être apportée à l'initialisation des stocks de carbone du sol.

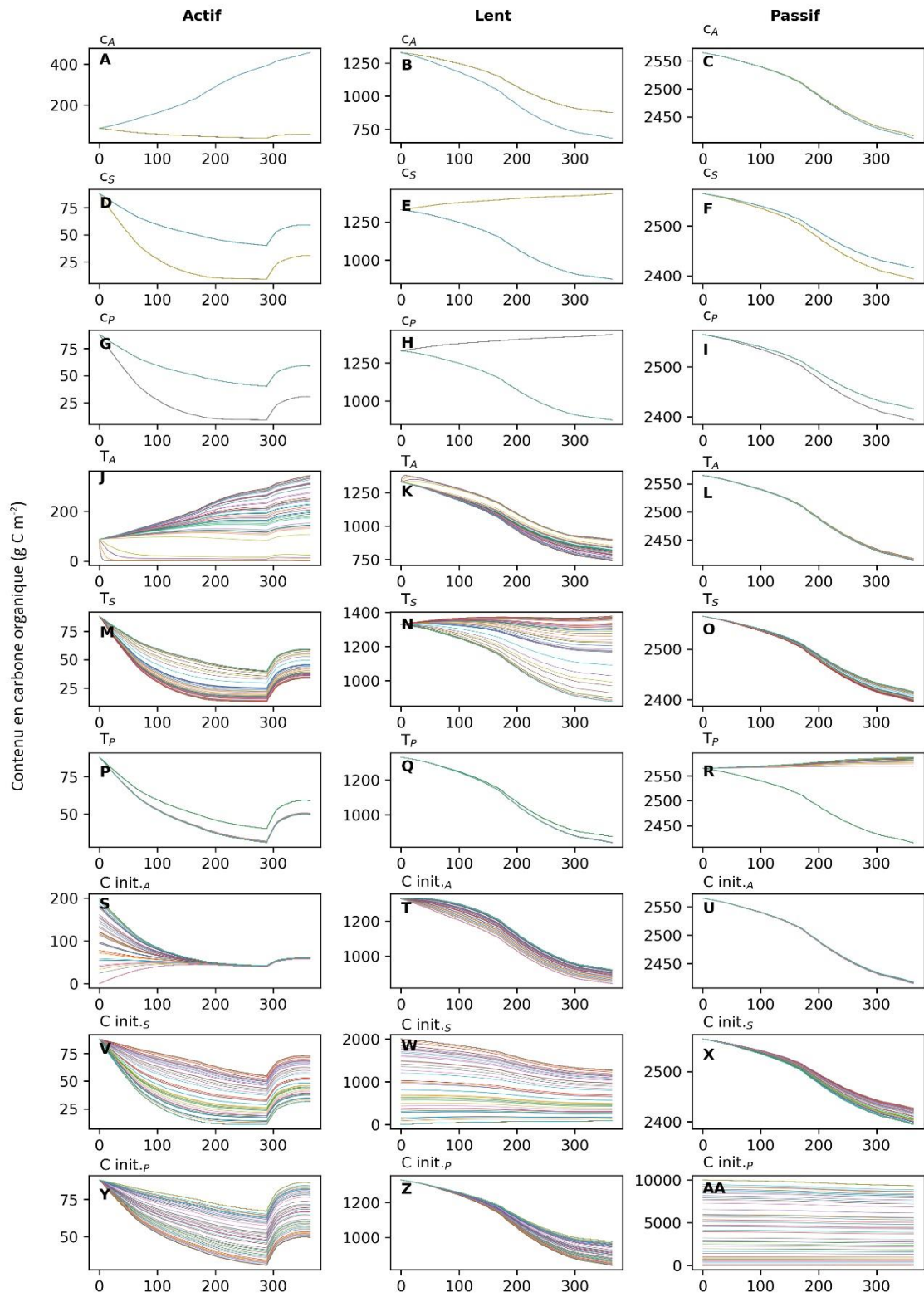


Figure A10-4 : Test de sensibilité de la simulation du contenu en carbone du sol pour les trois pools (Actif, Passif, Lent) du module COP aux variations des paramètres c_A (A à C), c_S (D à F), c_P (G à I), T_A (J à L), T_S (M à O), T_P (P à R) et en carbone initial des pools (C init.). Actif (S à U), Lent (V à X) et Passif (Y à AA). Pour chaque graphe de A à AA, 1000 simulations ont été réalisées afin de représenter la sensibilité de la simulation de chaque stock face aux variations des différents paramètres du module COP.

Merci.

