

Effets du biochar sur la respiration hétérotrophe d'un agroécosystème cultivé en Belgique

Auteur : Elleboudt, Jean-Baptiste

Promoteur(s) : 11268; Longdoz, Bernard

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/10290>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Effets du biochar sur la respiration hétérotrophe d'un agroécosystème cultivé en Belgique

Jean-Baptiste ELLEBOUDT

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLOME DE MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES
ESPACES NATURELS

Année académique 2019-2020

Co-promoteur : Pr. Bernard LONGDOZ (ULiège)

Co-promoteur : Julien FOUCHE (Institut Agro, Montpellier)

Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

Effets du biochar sur la respiration hétérotrophe d'un agroécosystème cultivé en Belgique

Jean-Baptiste ELLEBOUDT

TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU
DIPLOME DE MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES
ESPACES NATURELS

Année académique 2019-2020

Co-promoteur : Pr. Bernard LONGDOZ (ULiège)

Co-promoteur : Julien FOUCHE (Institut Agro, Montpellier)

REMERCIEMENTS

Ce travail de fin d'études n'aurait jamais pu se concrétiser sans la contribution de plusieurs personnes.

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux promoteurs, Bernard Longdoz et Julien Fouché, pour leur suivi exemplaire. Merci de m'avoir guidé et conseillé tout au long de ce travail. Un merci tout particulier à Julien, qui malgré la distance, s'est montré plus disponible que possible. Tu as eu la patience et la gentillesse de répondre à mes nombreuses questions, et de me rassurer lors de mes périodes de doute. Merci aussi pour tes corrections et ton engagement dans ce travail. Ton encadrement a été très précieux, et j'en tirerai de nombreuses leçons. Pour un sujet choisi un peu à l'aveugle, je ne pouvais pas mieux tomber.

Merci d'ailleurs à M. Cornelis, qui m'a introduit dans le projet Char et m'a placé entre de si bonnes mains. Merci également à l'équipe du GP, et particulièrement à Aurore et Victor pour votre aide sur le terrain. Encore merci à toi Aurore, pour ton travail, et ton accompagnement sur le beau champ d'Isnes ! Un énorme merci à Alain Debaq, qui a répondu à mes questions les plus sottes, et m'a sauvé lors de crises techniques. Merci de ta disponibilité !!

Merci à M. Godfrind de nous permettre d'empiéter sur son champ, et grâce à qui toutes les expérimentations liées au projet sont possibles. Sachez que j'ai apprécié passer des dizaines d'heures parmi vos betteraves !

Si j'en suis arrivé à rédiger des remerciements, c'est parce que j'ai eu la chance d'étudier à la faculté de Gembloux. Aussi, je pense à bien d'autres personnes grâce auxquelles j'ai pu avancer et faire les bons choix, et Dieu sait que j'avais bien besoin d'aide pour les faire.

A la dame du service d'aide à l'orientation de Calotte city (et autres), qui m'a déconseillé de faire ces études, sous prétexte que je n'y arriverais pas, merci. C'est peut-être vous qui m'avez le plus motivé à montrer de quoi j'étais capable et à me démener pour prouver le contraire.

Mais je n'aurais jamais réussi sans l'aide financière et morale de mes parents, qui m'ont soutenu et offert l'aide dont j'avais besoin pour réussir. Merci également d'avoir supporté mon humeur massacrant lors de mes joyeux blocus, de m'avoir laissé vivre ma vie d'étudiant avec épanouissement, et enfin merci d'avoir relu et corrigé ce travail.

Merci aux professeurs, de la faculté et extérieurs, et aux assistants ; je n'aurais pas réussi sans votre aide. De manière plus globale, merci à l'encadrement de la faculté. C'est une grande chance que de pouvoir en bénéficier. Au passage, je tiens à remercier Mme Colaux et Mme Degré, qui m'ont encadré et conseillé, et M. Claessens. Vous êtes une personne formidable. Merci de votre considération à mon égard, et à celui des élèves en général.

Je profite de cette occasion pour remercier toutes les personnes qui ont rendu mon expérience universitaire extraordinaire.

Merci à mes mentors j'ai nommé Estherpoc et Lolitafiole (âmmm), et la grande (petite) Chloey, sans qui je n'aurais peut-être jamais rien commencé.

Merci à Ma Sale Team de lapins, avec qui tout a débuté, à mes deux copagineuses de rêve que je veux toujours dans mon lit, aux Rois du Monde pour le meilleur bowling jamais joué (et le reste).

Merci à mes camarades de classes pour ces dernières années (même si plusieurs espèces de belettes forestières ont été identifiées, on se sera bien amusés !), et merci aux TFistes rescapés pour le soutien durant ces longues et rudes semaines.

Merci aux Mijolles, vieilles et moins frépies, pour ce que vous êtes, et merci à ma famille gembloutoise et mes petits lapins (vous êtes les pires, et les meilleurs ; longue vie à nous !).

Même si ça paraît totalement « obvious », on va quand même le dire pour que ce soit clair. Je salue de manière très solennelle les Crevasses Béantes, dont le rôle obscur et primordial permet d'insuffler toute vie dans cette faculté. Puisse notre savoir ancestral perdurer à travers les âges, et faire grandir de nouveaux apprentis. Ce que vous faites est merveilleux. Vous, un peu moins.

Enfin, ces derniers mots s'adressent aux sept parrains et marraines de mes futurs enfants. Ce n'est pas en quelques mots simples que je pourrais décrire à quel point vous me collez à la peau, de manière consentante ou non. Merci à vous d'être nous. A nos aventures passées, et celles à venir ; MERCI, LES AMIS.

Merci d'avoir fait de Gembloux bien plus que ce que j'aurais pu imaginer.

Abstract

In the context of global warming and rising demand of food supply, soils will play a pivotal role. The interest in charcoal addition to the soil (i.e., biochar) is increasing as it would be a potential climate-smart practice for cropland soils by improving crop productivity and storing carbon for a long-term. Nevertheless, biochar effects on soils and the underlying factors remain debated and not fully understood. This work aims to determine the impact of biochar on the CO₂ efflux from heterotrophic respiration in a cropland soil. Heterotrophic respiration, soil moisture and temperature have been measured upon 54 independent units, from 9 different sites showing three modalities: a non-amended soil, a soil amended in century-old biochar and a soil amended in recently pyrolyzed biochar. The study took place in a cultivated field managed as conventional agriculture and located in Gembloux, Belgium. Our results show that the amendment of both young and old biochar does not increase the respiration rate, while increasing the amount of C of the soil. Furthermore, the presence of biochar in soils diminishes the correlative effect of the temperature on microbial activity and therefore CO₂ emissions. A limiting effect of moisture on respiration has been detected at a rate of approximately 11%, meaning that respiration rate doesn't respond to an exponential relation with the temperature, as Q₁₀ expression suggests. Differences of respiration rates between the sites indicate that a further experiment including microbial analysis is encouraged. In any case, amendment of soils in biochar seems to be a promising way to stabilize carbon in soil for long periods of time, and to reduce the impact of rising temperatures on CO₂ emissions.

Résumé

Dans le contexte du réchauffement climatique et de l'augmentation de la demande alimentaire, les sols joueront un rôle central. L'intérêt de l'ajout de charbon dans le sol (c.-à-d. le biochar) augmente, car il pourrait constituer une pratique intéressante dans les sols agricoles en améliorant la productivité des cultures et en stockant du carbone à long terme. Néanmoins, les effets du biochar sur les sols et les facteurs sous-jacents restent débattus et ne sont pas entièrement compris. Ce travail vise à déterminer l'impact du biochar sur les flux de CO₂ provenant de la respiration hétérotrophique d'un sol cultivé. La respiration hétérotrophique, l'humidité et la température du sol ont été mesurées sur 54 unités indépendantes, à partir de 9 sites différents montrant trois modalités : un sol non amendé, un sol amendé en biochar centenaire et un sol amendé en biochar récemment pyrolysé. L'étude s'est déroulée dans un champ cultivé de manière conventionnelle et situé à Gembloux en Belgique. Nos résultats montrent que l'apport de biochar jeune et vieux n'augmente pas le taux de respiration, tout en augmentant la quantité de C du sol. En outre, la présence de biochar dans les sols diminue l'effet corrélatif de la température sur l'activité microbienne et donc sur les émissions de CO₂. Un effet limitant de l'humidité sur la respiration a été détecté à un taux d'environ 11%, ce qui suggère que le taux de respiration ne répond pas à une relation exponentielle avec la température comme le dicte la loi Q₁₀. Les différences de taux de respiration entre les sites indiquent qu'une autre expérience comprenant l'analyse microbienne doit être réalisée. En résumé, l'amendement des sols en biochar semble être une pratique prometteuse de stabilisation de carbone dans le sol à long terme, tout en réduisant l'impact de la hausse des températures sur les émissions de CO₂.

Table des matières

Chapitre I. INTRODUCTION	1
1.1.Contexte global.....	1
1.2.Définition et structure du biochar	3
1.3.Intérêts du biochar	5
1.3.1. Amendement du sol	5
1.3.2. Séquestration de carbone	6
Objectifs du travail	8
Chapitre II. ETAT DE L'ART	9
2.1. Carbone et matière organique du sol.....	9
2.2. Respiration du sol	11
2.3. La respiration hétérotrophe.....	15
2.4. Le biochar.....	16
2.4.1. Composition du biochar.....	16
2.4.2. Altération du biochar au cours du temps.....	17
2.4.3. Effet de l'agriculture sur le biochar	18
2.4.4. Effets du biochar sur le sol.....	18
2.4.5. Effets du biochar sur la vie microbienne	19
2.4.6. Lien avec la respiration hétérotrophe	21
2.4.7. Facteurs d'influence de la respiration hétérotrophe	22
Chapitre III. MATERIEL ET METHODE	23
3.1. La zone d'étude.....	23
3.2. Dispositif expérimental.....	27
3.2.1. Préparation du terrain	27
3.2.2. Unité expérimentale.....	27
3.3. Mesures	29
3.3.1. La température	29
3.3.2. L'humidité.....	29
3.3.3. Les flux de CO ₂	29
3.4. Estimation des flux	31
3.4.1. Traitement des données.....	31
3.4.2. Calculs des valeurs de flux.....	31
3.4.3. Calcul des flux résiduels.....	33
3.4.4. Conversion des unités.....	33
3.5. Analyses du pH.....	34
3.6. Tests statistiques	35

3.6.1. Tests de différence des moyennes	35
3.6.2. Régressions linéaires statistiques	35
Chapitre IV. RESULTATS	36
4.1. Mesures des flux de CO ₂	36
4.1.1. Valeurs moyennes et écart-types	36
4.1.2. Comparaison des moyennes.....	37
4.2. Impacts des variables environnementales	40
4.2.1. Etude des corrélations	40
4.3. Variables pédologiques.....	47
4.3.1. Comparaisons des caractéristiques des sols.....	47
4.3.2. Détermination des pH eau et pH KCl.....	48
Chapitre V. DISCUSSION	50
5.1. Impacts des variables quantitatives	50
5.1.1. La température	50
5.1.2. L'humidité.....	51
5.2. Impacts des variables qualitatives	53
5.2.1. Variabilités inter-modalités	53
5.2.2. Variabilités inter-sites	55
5.2.3. Variabilités inter-placettes	56
Chapitre VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES	57
Bibliographie	59
Annexes	70

I. INTRODUCTION

1.1. Contexte global

Afin de répondre aux exigences de l'Homme, l'exploitation des ressources a explosé, avec de lourdes conséquences sur les écosystèmes et les cycles globaux. Les activités anthropiques libèrent d'importantes quantités de gaz à effet de serre (GES), qui conduisent au réchauffement de l'atmosphère et des océans (Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat, GIEC, 2014). Environ deux tiers des émissions de GES sont dus à la combustion d'énergies fossiles (FAO, 2017). Parmi ces GES, le CO₂ est responsable de plus de 50% de l'effet de serre qui cause le réchauffement climatique (SPF 2019). Chaque année, trente milliards de tonnes de carbone sous forme de CO₂ sont injectés dans l'atmosphère. Les océans, l'atmosphère, et les sols et la biosphère stockent une partie de ces émissions (SPF 2019). Les dégradations du sol, liées à des changements d'affectation des terres ou à certaines pratiques néfastes, peuvent engendrer des émissions de CO₂ représentant jusqu'à 60% des émissions liées à la consommation d'énergies fossiles (Lal, 2004). Ces phénomènes sont les principaux responsables de la perte de carbone du sol vers l'atmosphère (Falkowski et al., 2000). Bien qu'en diminution depuis les dernières décennies, l'agriculture représentait, en 2017, environ 11% des émissions globales de CO₂ (Smith et al., 2014 ; FAO, 2017). Les émissions mondiales de CO₂ de 2017 sont représentées par secteurs dans la figure 1.

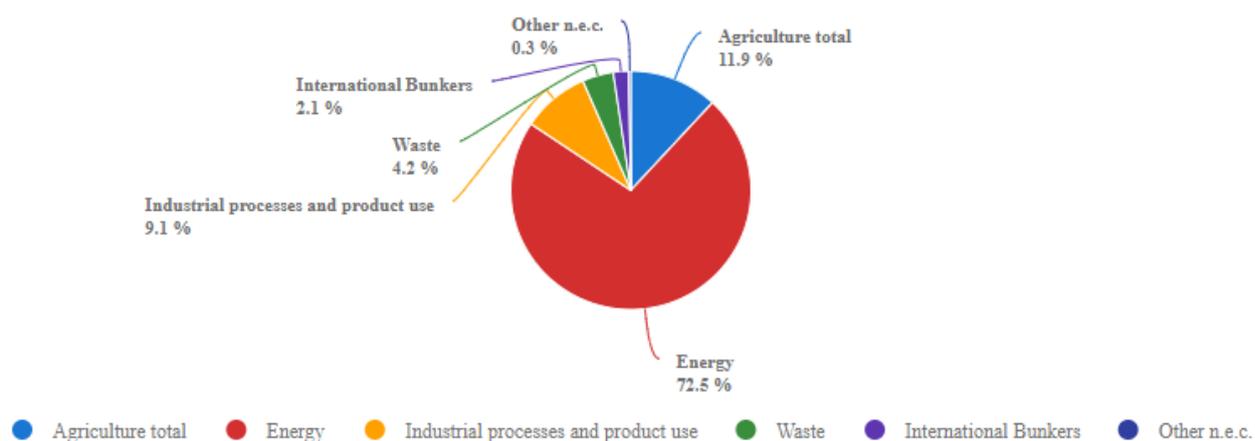


Figure 1 : Répartition des émissions de CO₂ pour chaque secteur à l'échelle mondiale (FAOSTAT 2017).

CHAPITRE I. INTRODUCTION

De 1959 à 2017, les sols et la biosphère ont absorbé 30% des émissions de carbone soit un total de 190 gigatonnes de carbone, contre 45% et 24% pour l'atmosphère et l'océan (Le Quéré et al., 2018). La réserve en carbone organique du sol est estimée entre 1500 et 2400 gigatonnes de carbone sur le premier mètre de profondeur, et les sols dans la région affectée par le pergélisol contiennent 1700 GtC supplémentaires sur l'ensemble de leur profondeur (Hiederer & Köchy, 2011 ; Le Quéré et al., 2018). Elle est plus importante que celles de la biosphère (420-620 GtC) et de l'atmosphère (829 GtC) combinées (Lehmann & Kleber, 2015). La figure 2 schématise et quantifie les stocks et les flux de carbone entre l'atmosphère, la biosphère et le sol. Elle compare les anciennes connaissances des processus aux nouvelles théories émergentes.

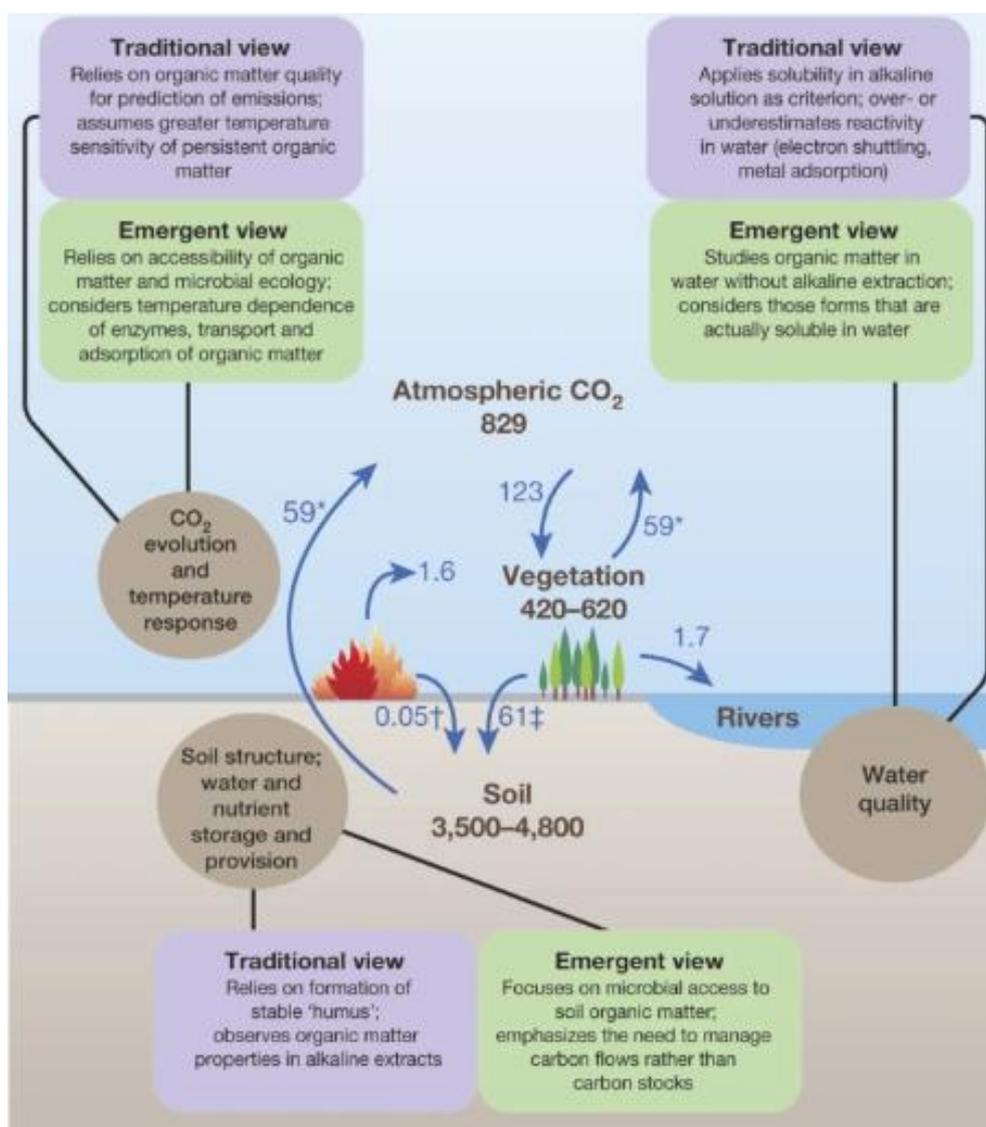


Figure 2 : Cycle du carbone schématisé, anciennes et nouvelles théories connexes et quantification des différents stocks et flux exprimés en milliards de tonnes (issu de Lehmann & Kleber, 2015).

Certaines pratiques agricoles permettent d'éviter les pertes, voire d'augmenter le stock de carbone du sol au cours du temps, et d'améliorer la qualité des sols (Horwath & Kuzyakov, 2018). Des pratiques agricoles favorisent le stockage (i.e., augmentation de la quantité de carbone dans le sol) et la séquestration de carbone (i.e., captation nette de carbone atmosphérique dans les sols pendant une certaine période de temps) dans les sols. Par ce biais, une production agricole qui permet d'assurer l'approvisionnement alimentaire et de limiter ou atténuer les émissions de GES est possible (Rapport IPCC, 2019). Par exemple, améliorer le labour, augmenter le retour des résidus de culture et la diversité des rotations (Horwath & Kuzyakov, 2018), ou développer les systèmes agroforestiers (Cardinael et al., 2017) sont autant de manières d'améliorer les systèmes agricoles actuels.

1.2. Matières organiques du sol et biochar

Les sols contiennent une grande diversité de composés organiques ayant des origines, natures et états de dégradation hétérogènes. L'ensemble de ces composés organiques du sol (e.g., acides organiques, lipides, hémicellulose, cellulose, lignine, tanins, ...), appelés communément matière organique du sol, sont des composés carbonés qui proviennent de l'héritage ou de la dégradation des tissus végétaux et animaux et des activités racinaire (tissus, rhizodéposition) et microbienne (biomasse, enzymes, ...) (Kogel-Knabner & Amelung, 2014). Le taux de dégradation de la matière organique du sol varie en fonction des propriétés du sol telles que la texture, la composition minéralogique, la structure, la porosité, et du climat, plus particulièrement de la température et de l'humidité (Schmidt et al., 2011 ; Lehmann & Kleber, 2015). En modifiant les propriétés des agroécosystèmes, les pratiques anthropiques, comme les pratiques agricoles ou le changement d'usage du sol, influencent la dégradation des matières organiques du sol (Lal et al., 2008).

Le biochar est défini comme un matériau condensé, résultant de la combustion incomplète et en présence réduite d'oxygène de combustible fossile et/ou de matière organique (Rovira et al., 2009, Atkinson et al., 2010). A la différence de ce qui est appelé génériquement « charbon » et qui représente un combustible, le biochar est du charbon apporté et incorporé au sol afin de changer les propriétés de ce dernier et/ou séquestrer du carbone (Woolf et al., 2010 ; Lehmann et al., 2015).

Il est constitué de matières organiques pyrolysées (Lehmann & Joseph, 2009), c'est-à-dire des matières biologiques brûlées ou carbonisées, en présence réduite d'oxygène voire en l'absence de celle-ci (Mohan et al., 2006 ; Preston & Schmidt, 2006 ; Liu et al., 2019). Lors de cette

opération, jusqu'à 50% du carbone de la matière première peut être maintenu dans le produit pyrolysé, le rendement dépendant des paramètres de pyrolyse (Lehmann et al., 2002 ; Laird, 2008). On peut intentionnellement produire du biochar à partir de biomasse au cours d'une « pyrolyse conventionnelle » ou « pyrolyse lente » (Atkinson et al., 2010). Il peut être produit naturellement lorsqu'un feu survient dans une forêt ou sur une parcelle agricole. Il est alors souvent décrit en tant que « charbon noir » (Preston & Schmidt, 2006), qui permet de réintroduire considérablement de la matière organique dans le sol, et ce de manière durable de par la conformation stable de ce type de composé organique (Atkinson et al., 2010).

La structure organique du biochar est majoritairement aromatique et polycyclique. Il présente des structures aromatiques fusionnées et des groupes fonctionnels carbonyles et carboxyles à la surface des particules de charbon, et ce de manière plus importante que d'autres matières organiques telles que la lignine (Preston & Schmidt, 2006 ; Atkinson et al., 2010). Ces structures aromatiques confèrent au biochar une grande stabilité chimique (Cheng et al., 2008 ; Nguyen et al., 2010 ; Atkinson et al., 2010), bien que les mécanismes qui confèrent à ces structures leur stabilité soient méconnus (Lehmann et al., 2011). La figure 3 illustre l'évolution de la structure organique de biomasse avant et après une pyrolyse à basse et haute température.

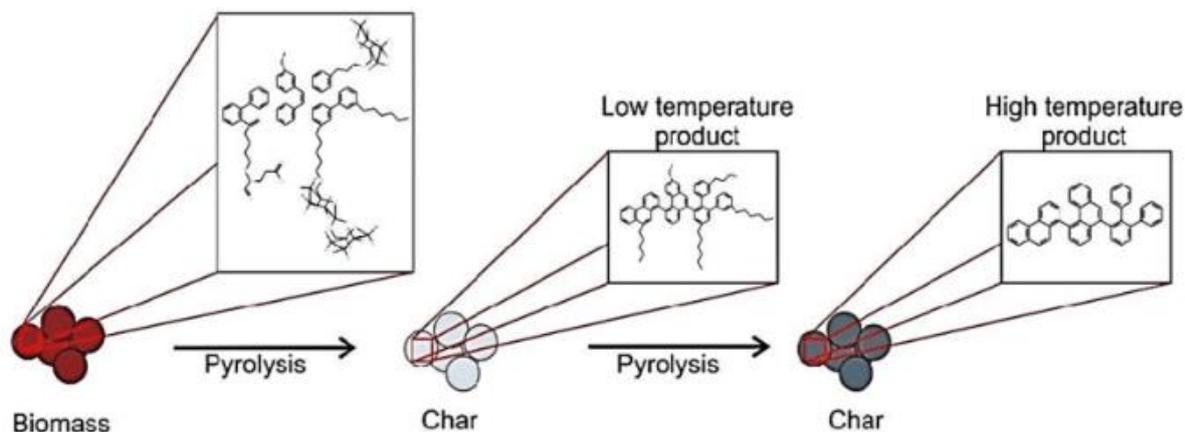


Figure 3 : Comparaison schématique des structures de matières organiques au cours d'une pyrolyse, avec une condensation et une aromaticité croissantes (issu de Cimò, 2014).

1.3. Intérêts du biochar

Les propriétés physiques et chimiques du biochar déterminent ses effets sur l'environnement dans lequel il est introduit. Celles-ci sont liées aux conditions de fabrication du biochar, et plus précisément la température de pyrolyse, la disponibilité en oxygène lors de celle-ci et le type de matière première utilisée (Lua & Yang, 2004 ; Lehmann et al., 2011 ; Atkinson et al., 2010). Les propriétés du biochar qui affectent plus particulièrement le fonctionnement du sol sont sa surface spécifique, la taille des particules de charbon, la taille des pores, les macro et microstructures et ses propriétés chimiques comme son pH ou sa capacité de charge cationique (CEC) (Downie et al., 2009).

De même, le transfert d'éléments minéraux (comme le phosphore ou l'azote) entre la matière première et le biochar qui en résulte dépend du type de biomasse utilisée et des conditions de pyrolyse. Ainsi, on retrouve les éléments nutritifs présents dans la matière première directement dans le biochar (Atkinson et al., 2010).

1.3.1. Amendement du sol

De nombreuses études ont montré que le biochar modifiait le milieu et le sol dans lequel il est amendé : augmentation de l'albédo du sol, diminution de la densité apparente et augmentation de la porosité du sol, effets sur l'érosion hydrique (Atkinson et al., 2010). Dans certaines conditions, le biochar permet d'améliorer la production primaire et la croissance végétale en favorisant la rétention d'eau et de nutriments dans le sol et l'activité microbienne (Santos et al., 2003 ; Atkinson et al., 2010).

De manière générale, les sols cultivés situés en zone tropicale se distinguent de ceux en zone tempérée par un pH plus bas, moins de matière organique et moins de nutriments disponibles, davantage d'oxydes de fer et d'aluminium (Mechler et al., 2018). Ces différences expliquent que l'addition de biochar a un impact plus important sur certaines caractéristiques sur un sol tropical que sur un sol tempéré (Kloss et al., 2014). Dans un sol tropical, le premier effet est l'élévation du pH (Atkinson et al., 2010) et la réduction de la toxicité liée à l'aluminium (Van Zwieten et al., 2010). L'augmentation du pH et l'ajout de nutriments, par exemple en cocompostant le biochar avec des engrais organiques (urine, lisier, compost, ...), permet d'améliorer la fertilité et la productivité des sols acides (Liang et al., 2006 ; Van Zwieten et al., 2010), notamment via une augmentation de la capacité d'échange cationique (CEC) et de la

conductivité électrique. Ces effets positifs dépendent de la quantité et de la nature du biochar amendé (Atkinson et al., 2010).

1.3.2. *Séquestration de carbone*

Bien qu'il n'y ait pas de consensus sur les effets du biochar sur la fertilité du sol en zone tempérée, l'amendement en biochar pourrait être une pratique agricole permettant de séquestrer du carbone atmosphérique dans les sols sur de longues périodes de temps (Hammond et al., 2014 ; Borchard et al., 2014).

En plus de sa structure aromatique, la stabilité du biochar est également due à sa propension à s'imbriquer dans des agrégats, et à s'adsorber aux surfaces minérales (Burgeon et al., submitted to *Geoderma*). Ces interactions avec les phases minérales du sol protègent physiquement et chimiquement les particules de biochar contre la dégradation, et le stabilise en réduisant son accessibilité et sa décomposition par les microorganismes du sol (Six et al., 2004 ; Zimmermann et al., 2007). La stabilisation du biochar dépend de la fraction minérale du sol. De manière générale, un sol à fraction plus fine (proportion d'argiles plus importante) favorisera la formation d'agrégats, et la protection physique des matières organiques. La matière organique est alors moins sujette à la minéralisation et est mieux stabilisée (Singh et al., 2018). Le fait de perdurer sous forme de particules sur de longues périodes de temps est une autre caractéristique des matériaux pyrolysés (Skjemstad et al., 1996 ; Lehmann et al., 2005 ; Lehmann et al., 2008).

Le « turnover rate », ou taux de renouvellement, représente le taux de recyclage d'un atome ou d'une molécule. Il est égal au ratio d'apport de matière par unité de temps sur la matière totale. Le taux de renouvellement (TR) du carbone est inverse au temps de résidence du carbone dans le sol (Kuzyakov, 2006). Le temps de résidence du biochar dans sa globalité peut s'étendre jusqu'au millénaire, bien qu'une partie se détériore à une échelle décennale (Nguyen et al., 2008). Il est fonction des conditions environnementales (Cheng et al., 2008) et de la qualité intrinsèque du matériau. Bird et al. (2015) précisent que la large gamme des constituants du biochar ont des réactivités et des degrés de carbonisation différents, ce qui explique la variabilité du TR global du biochar (i.e., des composés pyrolysés dans les sols). Par un temps de résidence long, le biochar constitue une part non négligeable du stock de carbone du sol stabilisé à long terme (Kuhlbusch et al., 1996 ; Dai et al., 2005 ; Jones et al., 2011).

CHAPITRE I. INTRODUCTION

Lorsqu'il est intégré dans un sol, le biochar peut représenter jusqu'à 45% du stock de carbone organique du sol total (SOC) (Skjemstad et al., 1996 ; Schmidt et al., 1999 ; Glaser et al., 2000). Sur des anciens sites de charbonnage en milieux forestiers, la quantité de SOC serait deux fois supérieure à des sols forestiers adjacents du fait de la présence de charbon de bois (Carrari et al., 2017).

Une manière de favoriser le SOC et sa séquestration est d'incorporer au sol de la matière organique stable comme du biochar, afin de stocker du carbone plus durablement qu'avec l'augmentation de la productivité primaire ou l'ajout de matières organiques non pyrolysées (Atkinson et al. 2010). Une assimilation de biochar permettrait d'intégrer du carbone sous une forme récalcitrante, c'est-à-dire difficilement dégradable, qui perdurerait dans le sol pendant des siècles (Lehmann, 2007 ; Laird, 2008).

Du fait de sa stabilité chimique, l'apport de biochar en région tempérée a comme bénéfice additionnel de permettre de recycler de la biomasse actuellement non valorisée ou la prévention de contamination de l'environnement, ainsi que d'autres services écosystémiques rendus par l'amendement en matière organique (Atkinson et al., 2010), comme la rétention de polluants et la décontamination des écosystèmes aquatiques (Lal et al., 2004).

OBJECTIFS DU TRAVAIL

La présente étude se propose de participer à répondre à la question scientifique suivante : au vu des conséquences du changement climatique sur la dégradation des écosystèmes, et dans le but de soutenir la production agricole en milieu tempéré, comment et selon quels facteurs l'amendement en biochar affecte-t-il propriétés fonctionnelles du sol et les flux de CO₂ sur le court et long terme ?

Ce travail de fin d'études a pour objectif d'étudier les effets du biochar sur les flux de CO₂ des sols agricoles. Dans le cadre de cette étude, la source de CO₂ prise en compte est celle qui dérive de l'activité hétérotrophe des microorganismes du sol sur la SOM, exempt de l'influence de la végétation vivante. Au vu des nombreuses études et résultats contradictoires, l'objectif de ce travail est d'apporter un élément de réponse supplémentaire quant aux effets du biochar sur les émissions de CO₂ issus des sols.

De manière plus spécifique, la présente étude a pour objectifs :

1. d'étudier les effets du biochar sur les flux de CO₂ issus de la respiration hétérotrophe de sols cultivés ;
2. d'investiguer l'effet du vieillissement du biochar sur les flux de CO₂ ;
3. d'analyser les contrôles exercés par la température et l'humidité sur la respiration hétérotrophe de sols enrichis en biochar.

L'originalité de ce travail s'exprime par le fait que la région d'étude se situe en zone tempérée, contrairement à la majorité des études portant sur le biochar. De plus, l'expérimentation a lieu sur une parcelle cultivée en agriculture conventionnelle. La zone est d'autant plus intéressante qu'elle est enrichie d'une part par du biochar vieux de plus d'un siècle, et d'autre part par du biochar récent de quelques années. De cette manière, il sera possible de comparer la respiration des différents sols entre eux, en parallèle avec un sol témoin. Différents paramètres abiotiques tels que l'humidité, la température et les caractéristiques pédologiques seront étudiés, afin de mettre en lumière leurs relations à court et long terme avec le biochar, et les potentielles répercussions sur l'émission de CO₂.

Les mesures de terrain se sont organisées suivant deux objectifs :

1. L'élaboration d'une base de données solide et rigoureuse statistiquement. Pour ce faire, un minimum de 11 mesures par collier a été réalisé ;
2. L'obtention d'une gamme de températures la plus large possible, afin de pouvoir analyser l'effet de sa variation sur les flux de CO₂. Les données météorologiques ont été consultées et les périodes de prise de mesure variées, dans le but d'avoir différentes températures.

II. ETAT DE L'ART

2.1. Carbone et matière organique du sol

Le carbone du sol provient de divers éléments biologiques, rassemblés sous l'appellation de matière organique (MO). Elle est définie comme un mélange complexe de substances organiques (Kalev et al., 2018). En subissant une minéralisation, complète ou partielle en fonction de son accessibilité et de l'efficacité des organismes responsables, la structure chimique de la matière organique est altérée. Le taux de décomposition varie de quelques mois à plusieurs années voire à des milliers d'années. L'altération de matière organique permet de rendre accessibles les nutriments qui la composent, et génère une provision importante d'énergie métabolique. Celle-ci est nécessaire aux processus biologiques et assure les fonctions diverses des sols, telles que la production de produits agricoles, la structuration et la protection du sol (Kogel & Amelung, 2014).

Un apport en matières organiques participe au maintien d'une bonne qualité de sol (i.e., propriétés du sol qui permettent de répondre à des fonctions spécifiques telles que la production agricole, la lutte contre l'érosion, la diminution des pollutions, etc.). La matière organique contribue aux différents services écosystémiques fournis par le sol, tels que la purification de l'eau, la réduction de contamination du sol, la régulation des inondations, ou le cycle de nutriments liés à la production primaire (Finvers, 2008). Du fait d'une importante capacité d'échange cationique, la MO contribue à la rétention de nutriments et à l'augmentation de la réserve en eau utile à la croissance des plantes (Pepper et al., 2019). L'augmentation de la MO du sol compense également les dégradations causées par des pratiques agricoles intensives, qui augmentent la minéralisation de la MO, réduisent les stocks de carbone du sol et accentuent l'érosion (Horwath & Kuzyakov, 2018). La dégradation des matières organiques du sol fournit des nutriments (nitrates, potassium ou phosphore) et de l'énergie à la végétation et aux microorganismes du sol (Lal et al., 2004 ; Janzen, 2015). Par exemple, pour un sol cultivé en grandes cultures de manière conventionnelle, près de la moitié des besoins en azote sont apportés par la minéralisation de la matière organique du sol (Egelkraut et al. 2003).

La matière organique améliore la structure du sol en facilitant l'agrégation et la cohésion entre les particules minérales. De ce fait, elle augmente la porosité et les mouvements d'air et d'eau, contribue à réduire l'érosion des sols et favorise l'infiltration (Pepper et al., 2019). Horwath et

CHAPITRE II. ETAT DE L'ART

Kuzyakov (2018) ont montré qu'augmenter les stocks de carbone d'un sol revient à en augmenter le rendement. Qui plus est, l'augmentation de la MO dans les sols agricoles permettrait de transformer les agrosystèmes de source de carbone vers l'atmosphère à puits de carbone et donc de faire passer le secteur agricole de promoteur à atténuateur du changement climatique (Horwath & Kuzyakov, 2018). De plus, des teneurs suffisantes en matière organique permettent de maintenir la biodiversité et donc la résilience des agrosystèmes (Lehmann et al., 2011).

Les transformations du carbone par différents organismes vivants forment le cycle du carbone, qui relie la biosphère, l'atmosphère et l'hydrosphère (Kogel-Knabner & Amelung, 2014). La variation des stocks en MO par sa transformation en éléments minéraux (e.g., CO₂, CH₄, NO₃, NH₄, PO₄ et PO₃) peut affecter le cycle global du carbone. La MO a un rôle de source de carbone lorsqu'elle émet d'importantes quantités de CO₂, et un rôle de puits de carbone lorsqu'elle en séquestre (Lal, 2008 ; Lehmann & Kleber, 2015). La séquestration de carbone dans le sol a dès lors un rôle majeur dans le cycle de carbone global (Lal et al., 2004). Afin de limiter l'augmentation des températures de l'atmosphère, un objectif issu de la COP21 et soutenu par le GIEC serait d'augmenter annuellement la quantité de carbone contenu dans les 30 premiers centimètres de sols comme le propose l'initiative « 4 pour mille » (the 4pt initiative « Soils for food security & climate »). Même à un taux relativement faible, une augmentation des stocks de carbone dans le sol aurait des impacts globaux.

Les sols sont responsables de la moitié du recyclage de carbone atmosphérique (Lehmann & Kleber, 2015). Pour ces raisons, la matière organique du sol joue un rôle-clé dans la production agroalimentaire et dans l'atténuation du changement climatique (Lal et al., 2004).

2.2. Respiration du sol

Avant que ses nutriments ne soient accessibles aux végétaux, la matière organique subit une minéralisation par l'action des microorganismes. Ceux-ci extraient l'énergie dont ils ont besoin des carbones réduits (Matocha, 2005). Une conséquence de cette décomposition est la formation et l'émission de CO₂ (Balesdent et al., 2018).

Les flux de carbone du sol proviennent de l'activité des êtres vivants qui y résident. Parmi ceux-ci, deux groupes se distinguent : les organismes autotrophes, qui génèrent eux-mêmes les MO dont ils ont besoin à partir d'éléments minéraux, et les organismes hétérotrophes, qui se procurent de la MO chez d'autres organismes. Pour chaque groupe, une respiration est associée : on parle de respiration autotrophe, hétérotrophe, et la somme des deux est la respiration totale. Les processus de respiration sont étudiés afin de pouvoir les prédire et les influencer. Les émissions de CO₂ liées à l'activité des organismes du sol représentent entre 60 et 90% de la respiration totale du milieu, et sont donc, après la photosynthèse, le flux de carbone le plus important de la majorité des écosystèmes (Goulden et al., 1996 ; Longdoz et al., 2000).

Les hétérotrophes sont constitués des microorganismes, reprenant les bactéries, champignons, mycètes et protozoaires, et de la macrofaune du sol, avec les invertébrés et les petits mammifères. La macrofaune ne représente que quelques pourcents de la respiration hétérotrophe du sol, tandis que les microorganismes sont responsables de la majorité du CO₂ émis. Cependant, par des interactions comme la prédation de microorganismes ou la dégradation de résidus végétaux, la macrofaune peut favoriser la respiration microbienne (Kuzyakov, 2006).

Les contributeurs principaux de la respiration autotrophe sont les végétaux, par la respiration racinaire. Les algues et autres organismes autotrophes ont une moindre influence (Kuzyakov, 2006).

Cinq sources principales de flux de CO₂ sont décrites, regroupées sous les dénominations suivantes : respiration des racines, respiration rhizo-microbienne, respiration microbienne à partir de résidus racinaires de plantes mortes, décomposition microbienne de la matière organique du sol (SOM) d'origine végétale ajoutée au sol, et décomposition microbienne du SOM dans un sol sans racine ou « respiration basale ». L'ensemble des flux de CO₂ d'un sol est résumés dans la figure 4, extraite de Kuzyakov (2006).

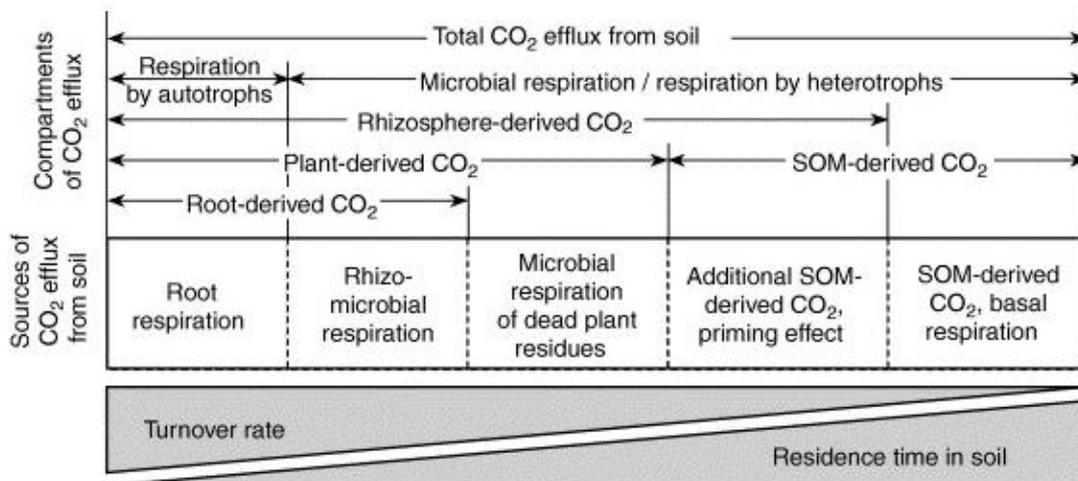


Figure 4 : Présentation des différentes sources de flux de carbone d'un sol et des acteurs associés, disposés en fonction du taux de turnover et du temps de résidence dans le sol (issu de Kuzyakov, 2006).

La respiration racinaire est la seule composante de la respiration autotrophe prise en compte dans le cas présent. Les quatre autres sources de CO₂ font partie de la respiration hétérotrophe, résultant de l'activité microbienne (bactéries et champignons) et qui minéralise les composés organiques en CO₂.

Parmi ces quatre sources, les trois premières se produisent sur des sols présentant des végétaux, vivants ou en décomposition. Par contre, la respiration basale, qui ne prend pas en compte les plantes et les résidus végétaux, est présente sur tout sol contenant de la matière organique (Kuzyakov, 2006).

Le phénomène de priming effect est défini comme une augmentation ou une réduction de l'activité microbienne, provoquée par un apport de nouvelle matière organique (Kuzyakov, 2006). La conséquence est une augmentation ou une réduction d'intensité de décomposition de la matière organique du sol. On parle alors respectivement de priming positif et de priming négatif. Dans le cas présenté dans la figure 4, le priming effect considéré provient de l'interaction de racines en croissance et de la décomposition de SOM.

La différence majeure entre les flux présentés réside dans le taux de renouvellement des matières organiques. Le tableau 1 présente quelques turnovers d'éléments du sol.

C pools	Process of CO ₂ efflux	TR (year ⁻¹)	MRT (1/TR)	C sequestration
Plant assimilates	Root respiration	$n^3 \times 10^5 \dots 10^3$	Minutes–hours	No
Rhizodeposits	Rhizomicrobial respiration	$n \times 10^3 \dots 10^2$	Hours–days (weeks)	?
Plant residues	Microbial decomposition	$n \times 10 \dots 1$	Weeks–months	Very short-term
SOM in rhizosphere	Priming effect	$n \times 1 \dots 10^{-1}$	Months–years–decades	Short-term
SOM in root free soil	Basal respiration	$n \times 10^{-1} \dots 10^{-2}$	Decades–hundreds years	Long-term

a

n represents numbers from 1 to 9.

Tableau 1 : Types de respiration, taux de turnover, temps de résidence et contributions à la séquestration de carbone des différents pools de carbone du sol (issu de Kuzyakov, 2006).

S'intéresser au turnover et au temps de résidence des différents réservoirs de carbone dans le sol est important. Ceux-ci déterminent la sensibilité des composés organiques à être décomposés et à potentiellement émettre des flux de CO₂. Sur le long terme, en prenant aussi en compte les entrées de carbone dans les différents réservoirs, cela permet de déterminer leur capacité d'être des sources ou des puits de carbone (Kuzyakov, 2006). Les flux de CO₂ dérivant du SOM forment un pool constitué de carbone plus récalcitrant et plus stabilisé, pouvant perdurer dans le sol pendant plusieurs centaines d'années, voire quelques millénaires (Cambardella et al., 2005).

De par leur persistance dans le sol, les composés de la SOM sont les seuls, parmi les groupes présentés, qui contribuent à des changements de concentration à moyen et long termes de l'atmosphère en CO₂. En valorisant et en augmentant les stocks de carbone du sol, on assure le maintien de ce carbone sur de longues périodes. Cela représente une des stratégies les plus importantes dans un objectif d'atténuation des émissions de GES. Par contre, la réserve du SOM peut devenir une source de carbone importante, si le taux de décomposition dépasse le taux de production de MO (Kuzyakov, 2006). Ceci peut se produire sous l'effet de perturbations anthropiques (changement de forêt en milieu ouvert, pratiques agricoles dégradantes) (Solomon et al., 2007 ; Maia et al., 2010).

S'il est également possible de favoriser la séquestration de carbone dans les autres pools, leur taux de renouvellement est toutefois significativement supérieur. Les trois autres types de sources de CO₂ ont un turnover trop rapide que pour avoir un impact significatif sur le cycle global de carbone, tant au court qu'au long terme (Kuzyakov, 2006). Ils représentent le pool de carbone le plus labile. Avec un temps de résidence variant de quelques mois à quelques années (Cambardella et al., 2005), le carbone n'y est stocké que temporairement (Kuzyakov, 2006).

En conclusion, la SOM est le seul réservoir de carbone qui peut être un puits ou une source de carbone sur le long terme, au vu de ses temps de résidence longs et ses TR lents (Kuzyakov, 2006). Dès lors, les impacts des actions humaines sont d'autant plus importants sur ces stocks de carbone. Par exemple, en augmentant les stocks de carbone, à travers une gestion agricole différente avec moins de labour ou avec de l'apport de matière organique, on assure le maintien de ce carbone sous forme organique dans le sol (Falloon et al., 2002 ; Paustian et al., 2016). De fait, un apport de matière organique extérieure au milieu permet d'augmenter le stock de carbone du sol. Plus particulièrement, un apport de biochar, qui est plus stable que la biomasse fraîche, peut résulter en une diminution de la concentration atmosphérique en CO₂ (Paustian et al., 2016). Etant donné que ce pool de carbone n'est lié qu'à la respiration basale, ou hétérotrophe (Kuzyakov, 2006), nous nous focaliserons désormais sur celle-ci pour le reste de ce travail.

2.3. Facteurs de contrôle de la respiration hétérotrophe

Parmi les facteurs influençant la respiration hétérotrophe, la température du sol est la variable de contrôle la plus importante (Davidson & Janssens, 2006). L'élévation de température favorise l'activité et la respiration microbienne et donc la minéralisation et décomposition du SOC (Kirschbaum, 2006 ; Davidson et al., 2006). Cependant, selon plusieurs études (Jarvis & Linder, 2000 ; Oechel et al., 2000 ; Luo et al., 2001 ; Rustad et al., 2001 ; Melillo et al., 2002 ; Eliasson et al., 2005), les taux de respiration hétérotrophes reviennent à leur valeur avant élévation de la température après quelques années. Ce retour au flux initial de CO₂ s'explique par l'épuisement du stock des parties plus labiles du SOC (Kirschbaum, 2004 ; Eliasson et al., 2005 ; Knorr et al., 2005 ; Hartley et al., 2007). Également, une adaptation voire une diminution de la biomasse microbienne à la hausse de température provoque une diminution de l'impact de celle-ci sur la respiration (Oechel et al., 2000 ; Luo et al., 2001 ; Reichstein et al., 2005 ; Davidson & Janssens, 2006 ; Bradford et al., 2008).

Au vu de ces raisons, une relation de corrélation entre la température et la respiration sur le long terme n'est pas vérifiée (Bradford et al., 2008). Cependant, selon Fenner et al. (2005) et Bradford et al. (2008) le taux de respiration suivrait les températures saisonnières, au même titre que les sensibilités des enzymes extracellulaires et microbiennes du sol.

L'humidité est un autre régulateur important de la respiration du sol. Pour que les microorganismes puissent assimiler les éléments nutritifs, ceux-ci doivent se trouver en solution au sein du sol. Des conditions d'humidité trop basse empêchent la diffusion des solutés dans l'eau du sol, ce qui rend les nutriments inaccessibles aux microorganismes. Inversement, des conditions d'humidité trop élevée créent des conditions d'anaérobie en limitant la diffusion d'oxygène. Dans les deux cas, le résultat est une diminution de la respiration hétérotrophique (Davidson et al., 2006).

2.4. Le biochar

Du fait de sa conformation organique et d'un taux de renouvellement très faible, le biochar est considéré comme de la matière organique du sol récalcitrante, pouvant constituer un stock de carbone stable et difficilement décomposable.

2.4.1. *Composition du biochar*

Le biochar peut être vu comme étant constitué de trois ensembles, du point de vue de leur cinétique de décomposition dans le sol et de leur nature. Le premier et le plus important comprend le carbone récalcitrant et difficilement accessible par les microorganismes. Cela est dû aux conformations aromatiques du biochar, lui conférant une haute stabilité. Les microorganismes sont alors incapables d'utiliser directement le carbone et d'autres nutriments, tels que des éléments azotés, comme sources d'énergie (Lehmann et al., 2011). Ensuite, suivant le type de biochar, une zone plus ou moins importante est constituée de carbone labile, qui peut être lixivié (i.e., mis en dissolution puis drainé latéralement ou verticalement hors du profil de sol) et minéralisé. Cette partie labile peut stimuler et permettre un accroissement des populations de microorganismes, en leur apportant les ressources nécessaires (Steiner et al., 2008). Les derniers constituants majeurs du biochar sont des cendres minérales, situées dans des inclusions. Celles-ci sont elles-mêmes constituées de macro et de micronutriments, qui contribuent à la réserve nutritionnelle du biochar. Elles participent également à la stabilité du biochar en s'incorporant dans les structures aromatiques (Lehmann et al., 2011).

Ces différents types de matière s'assemblent de manière désordonnée et hétérogène au sein des particules de biochar qu'ils constituent. Cette disposition lui confère une surface interne importante, ainsi que de nombreux pores. Grâce à sa surface spécifique importante, le biochar est capable de s'associer efficacement avec de nombreux éléments du sol, comme par exemple avec de la matière organique non pyrolysée (Pietikäinen et al., 2000 ; Lehmann et al., 2005 ; Liang et al., 2006 ; Miura et al., 2007 ; Liang et al., 2010 ; Jin, 2010 ; Lehmann et al., 2011). Les processus biologiques sont favorisés grâce à ses propriétés à la fois hydrophiles et hydrophobes. Elles facilitent également les interactions avec les solutions du sol (Atkinson et al., 2010 ; Lehmann et al., 2011). Sa surface peut être chargée soit négativement soit positivement. Dès lors, par le captage et la liaison avec aussi bien des anions que des cations, le biochar représente une source de nutriments, tels que le phosphore ou le nitrate, accessible aux organismes (Atkinson et al., 2010). Il permet de ce fait la prévention de lixiviation et d'émission de produits nitrates (Liang et al., 2006 ; Chan & Xu, 2009 ; Atkinson et al., 2010).

A travers ses caractéristiques, l'agrégat de particules de biochar a plusieurs fonctions : il protège la matière organique, il sert d'habitat à des organismes vivants tels que des mycorhizes et des bactéries et permet la rétention d'éléments nutritifs et d'humidité (Tisdall & Oades, 1982 ; Saito, 1990 ; Pietikäinen et al., 2000 ; Atkinson et al., 2010).

Naturellement, les surfaces extérieures du biochar étant plus exposées à l'environnement, celles-ci sont plus facilement oxydées que les parties plus intérieures (Lehmann et al., 2005 ; Liang et al., 2006 ; Cheng et al., 2008). Les oxydations sont aussi bien biotiques qu'abiotiques, et résultent en la formation de groupements fonctionnels, principalement carboxyliques (Cheng et al., 2006 ; Cheng et al., 2008).

2.4.2. Altération du biochar au cours du temps

Les paramètres tels que le potentiel hydrogène (pH), la CEC ou l'adsorption de matière organique du biochar dépendent principalement de trois facteurs : la température de pyrolyse, la proportion de cendres minérales contenues dans le biochar et l'âge du biochar.

La température de pyrolyse et la masse de cendres minérales déterminent les valeurs initiales de CEC et de pH du biochar (Lehmann et al, 2011). Initialement, au plus la part de cendres minérales contenue dans le matériau utilisé pour produire le biochar est importante, plus sa CEC et le pH seront importants. Par contre, lors de la fabrication du biochar, de plus hautes températures de pyrolyse génèrent une CEC plus basse, mais un pH plus élevé (Lehmann et al, 2011).

Au cours du temps, l'oxydation des surfaces du biochar s'intensifie (Cheng et al., 2006), entraînant une augmentation de la CEC et de l'adsorption de MO (Liang et al, 2006). Également, les groupes fonctionnels oxygénés permettent davantage de liaisons hydrophiles sur la surface du biochar, bien que le caractère hydrophobe, permettant la stabilisation de MO récalcitrante et autres composants peu dégradables, reste prédominant (Cheng et al., 2014).

Nguyen et al. (2008) ont également observé que les associations du biochar avec des éléments minéraux, appelées associations organo-minérales, augmentaient au cours du temps. Celles-ci sont notamment favorisées par l'importance grandissante des surfaces hydrophiles du biochar (Hardy et al., 2017). Les associations organo-minérales permettent une stabilisation renforcée du biochar dans le sol. On sait par ailleurs que le biochar forme préférentiellement des complexes avec les minéraux argileux (Reisser et al., 2016).

2.4.3. *Effet de l'agriculture sur le biochar*

L'agriculture a un double effet sur le biochar et son évolution au cours du temps. D'un côté, elle provoque une augmentation de son oxydation. En travaillant et en aérant le sol, par exemple en pratiquant le labour, les agrégats sont déstructurés et les particules sont plus exposées. De ce fait l'oxydation abiotique et la dégradation du biochar sont stimulées, et les effets sur le pH, la CEC et l'adsorption de MO cités ci-dessus sont également augmentés sous l'effet du travail du sol par l'agriculture (Cheng et al., 2006 ; Lehmann et al., 2009). Le travail du sol diminue sa protection physique, et provoque la dégradation des particules de charbon (Hardy et al., 2017). Ensuite, l'apport d'éléments basiques et de fertilisants permet de stimuler la faune du sol et d'accélérer leurs activités de dégradation des parties labiles du biochar (Hamer et al., 2004 ; Kuzyakov et al., 2009). La résistance chimique du biochar est diminuée, et les particules de biochar sont plus facilement dégradables (Hardy et al., 2017 ; Nguyen et al., 2008).

Parallèlement, les associations organo-minérales qui protègent le biochar sont favorisées. D'une part par l'incorporation d'engrais comme de la chaux, qui provoque la déprotonation des acides carboxyliques, et d'autre part, par le labour qui fragmente le biochar et favorise la disponibilité de sa surface pour ces associations (Hardy et al., 2017). Nguyen et al. (2008) suggèrent que les associations organo-minérales contrebalanceraient la dégradation du biochar par une protection des particules contre la dégradation microbienne et l'érosion agricole.

Dès lors, il n'est pas possible de déterminer si les effets des pratiques agricoles sur des sols enrichis en biochar favorisent une accélération de la dégradation ou une protection supplémentaire des particules de biochar. Ce qui est par contre démontré, c'est que les pratiques agricoles affectent les conditions du sol, entraînant alors des modifications de dynamique et de propriétés du biochar (Hardy et al., 2017).

2.4.4. *Effets du biochar sur le sol*

Les effets du biochar sur le pH du sol sont variables selon les études. Le pH du biochar influence, en l'augmentant ou le diminuant, celui du sol dans lequel il est incorporé (Lehmann, 2007 ; Chan & Xu, 2009). Le pH diminue lorsque son carbone est oxydé en acides carboxyliques, tandis qu'il augmente lorsque des minéraux basiques sont mis en solution (Cheng et al., 2006 ; Lehmann et al., 2011). L'effet du biochar dépend de l'état de chaulage, de

la matière première utilisée, de la température de pyrolyse (Lehmann, 2007 ; Chan & Xu, 2009) et du degré d'oxydation du biochar (Cheng et al., 2006).

Le biochar affecte plusieurs propriétés physiques des sols. Il réduit tout d'abord la force de tension du sol (Chan et al., 2007), définie comme étant la résistance du sol à une charge mécanique (Li et al., 2019). Sa diminution permet aux racines et aux mycorhizes de creuser dans le sol et de trouver les nutriments plus efficacement. Elle permet aussi aux graines de se développer plus facilement (Bengough & Mullins, 1990). Les invertébrés ont eux plus de facilité à se mouvoir dans le sol, influençant les relations proies-prédateurs, ce qui peut nuire au développement racinaire. L'impact net positif ou négatif de la diminution de la tension du sol sur les racines n'a cependant pas été démontré (Lehmann et al., 2011).

Le biochar est constitué de pores de différentes tailles et sa densité est inférieure à celle de certains minéraux. De ce fait, il augmente la porosité et la réserve utile en eau du sol (Lehmann et al., 2011).

2.4.5. Effets du biochar sur la vie microbienne

Le biochar affecte l'activité et la structure microbiennes des sols. Les principaux facteurs influençant l'impact du biochar sur les éléments vivants du sol sont l'adsorption, le pH du sol et les propriétés physiques du biochar telles que la porosité, la surface spécifique et son association avec la matière minérale. Les modifications de disponibilité en carbone et en divers nutriments grâce au biochar ont parfois tendance à augmenter et parfois à diminuer la biomasse microbienne, et ce selon trois critères : la disponibilité des éléments du sol avant l'ajout de biochar, l'ampleur des modifications dues au biochar et les groupes de microorganismes. Dans la plupart des cas étudiés cependant, l'ajout de biochar a pour effet d'augmenter la biomasse microbienne (Lehmann et al., 2011).

Les effets du biochar sur la disponibilité des nutriments pour les microorganismes sont donc très variables en fonction des études (Warnock et al., 2010). En augmentant la CEC, la capacité d'adsorption du sol, en améliorant le pH et en apportant des nutriments, le biochar a un potentiel de fertilisation irréfutable (Lehmann et al., 2011). Des études portant sur du biochar issu de produits bovins présentent des augmentations de respiration et de quotient métabolique, résultant probablement d'une concentration en nutriments, notamment en phosphore et azote, ainsi que d'une proportion en carbone labile plus importantes (Kolb et al., 2009). Cependant, selon certaines études le biochar occasionne une moindre accessibilité des nutriments pour le microbiome, et pourrait de ce fait favoriser une diminution de

minéralisation de carbone et donc d'émission de CO₂ (Anders et al., 2013 ; Lehmann et al., 2011). Néanmoins, plusieurs études démontrent que la moindre accessibilité engrange au contraire un changement dans les communautés des microorganismes, qui se réorganisent en favorisant les espèces capables d'accéder à la matière organique récalcitrante (Khodadad et al., 2011 ; Bamminger et al., 2014). S'en suivrait une amélioration de l'utilisation des ressources localisées dans et autour du biochar. La biomasse microbienne augmenterait alors, et son activité serait soutenue et stimulée, accélérant la décomposition de la SOM, et l'émission de CO₂ (Lehmann et al., 2011).

Avec l'augmentation de la masse microbienne, les activités enzymatiques changent, elles aussi. Ces variations induisent des effets sur la croissance végétale, sur certains pathogènes, ainsi que sur les cycles d'autres éléments biogéochimiques (Ameloot et al., 2013). Grâce à la présence de matières organiques et de microorganismes sur le biochar, ces derniers parviennent à mieux exploiter le carbone, et ce sans avoir besoin de produire des enzymes minéralisantes. A cela est corrélé une diminution de respiration, et donc d'émission de CO₂. Cette co-présence de microorganismes et de MO dans les mêmes microenvironnements est favorisée par les microparticules de biochar, permettant une croissance des microorganismes plus efficace (Lehmann et al., 2011). D'un autre côté, le biochar pourrait renfermer la matière organique d'une manière telle qu'il ne serait plus possible pour des exoenzymes d'y avoir accès (Liang et al., 2010 ; Lehmann et al., 2011).

Le biochar a des effets différents selon les communautés d'organismes. Il semblerait que le biochar induise une abondance de bactéries, car suite à leur accrochage sur la surface de celui-ci leur lessivage est amoindri. Par contre, les communautés fongiques ne seraient que faiblement impactées par l'ajout de biochar (Pietikäinen et al., 2000). La prédominance d'un de ces groupes de microorganismes par rapport à l'autre pourrait influencer la production de CO₂ (Lehmann et al., 2011). L'immobilisation s'effectue par attraction hydrophobique, par des forces électrostatiques ou par adhésion, en fonction de la taille des pores, de la proportion de cendres et de la fraction labile (Rivera-Utrilla et al., 2001 ; Lehmann et al., 2011). Les champignons et les bactéries sont mieux protégés de leurs prédateurs et compétiteurs grâce aux pores du biochar (Lehmann et al., 2011), accentuant l'importance du rôle des pores et de leur taille (Cassidy et al., 1996 ; Rivera-Utrilla et al., 2001 ; Samonin & Elikova, 2004). Il est à préciser que les effets positifs du biochar sur un type de communautés ne certifie pas qu'il aura des effets positifs sur un autre (Lehmann et al., 2011).

2.4.6. *Lien avec la respiration hétérotrophe*

De manière générale, une plus grande abondance microbienne engendre une plus grande minéralisation des matières organiques du sol, et donc potentiellement un dégagement de CO₂ plus important (Carney & Matson, 2005). En plus d'impacter la minéralisation du carbone du biochar, une augmentation d'abondance microbienne favorise également la minéralisation du carbone du sol en général (Wardle et al., 2008).

Cependant, dans le cas du biochar, la tendance inverse est observée dans plusieurs études. Une augmentation de biomasse microbienne s'est traduite soit par une production de CO₂ proportionnellement faible (quotient métabolique) (Liang et al., 2010 ; Jin, 2010), soit par une quantité globale de carbone respirée et un TR inférieurs ou égaux (Lehmann et al., 2011).

Au vu des comportements microbiens liés à l'ajout de biochar, la réduction de production de CO₂ dans un sol enrichi a plusieurs explications possibles. Cela peut être dû à une source de carbone accessible plus réduite, puisque le biochar présente une majorité de carbone stable et récalcitrant. Le biochar peut avoir adsorbé le carbone initialement accessible (Lehmann et al., 2011). Les microorganismes peuvent se réorganiser, en améliorant leur exploitation du carbone présent ainsi que leur utilisation métabolique de carbone (Bamminger et al., 2014). Enfin, une dernière hypothèse est que le CO₂ respiré est précipité et séquestré sous forme de carbonates en surface du biochar, par l'action de métaux alcalins en condition de pH basique (Lehmann et al., 2011).

Quant au résultat montrant une augmentation de respiration suite à un amendement en biochar, ils sont à relativiser. L'ajout de biochar est en effet sujet au phénomène de « priming effect », qui dépend de la durée depuis laquelle le biochar a été amendé. Il semble que juste après l'amendement et sur un court laps de temps (Cheng et al., 2006), les substances labiles du biochar stimulent effectivement l'activité microbienne, provoquant une hausse de minéralisation et de dégradation de cette MO très accessible (Wardle et al., 2008 ; Lehmann et al., 2011). Dans un deuxième temps, lorsque cette partie de matière organique labile a été consommée, le taux de respiration ralentit alors, puisque le carbone disponible est désormais celui du biochar, plus récalcitrant (Zimmerman et al., 2011 ; Cross & Sohi, 2011). Le taux de minéralisation du carbone du sol initial diminue après une période d'environ un an (Lehmann et al., 2011).

2.4.7. *Facteurs d'influence de la respiration hétérotrophe*

Dès lors, il n'existe pas de consensus sur l'influence du biochar sur la respiration microbienne et les émissions de CO₂ du sol vers l'atmosphère. Parfois il y a l'observation d'une diminution de respiration, ailleurs une augmentation, et encore ailleurs un effet nul, et ce que ce soit lors de la comparaison d'études différentes, ou au sein d'une même expérimentation (Kuzyakov et al., 2000). Les différences sont principalement liées au type de biochar, c'est-à-dire à la matière première utilisée et aux conditions de pyrolyse (Spokas et al., 2009 ; Zimmerman et al., 2011). Ces paramètres sont entre autres les principaux influenceurs des dynamiques des nutriments du sol (Lehmann et al., 2003). La taille des particules du biochar n'a par contre pas beaucoup d'influence sur les propriétés du sol et les processus de dégradation des composés organiques (Lehmann et al., 2003).

L'humidité et la température sont deux paramètres de contrôle des émissions de CO₂ d'un sol. Ils sont tous deux étudiés en parallèle avec l'ajout de biochar car ils font partie des facteurs de contrôle les plus importants du taux de minéralisation du carbone organique (Fierer et al., 2003). Mechler et al. (2018) ont observé une corrélation négative entre l'humidité et les émissions de CO₂ en automne, due à une humidité plus grande et une température plus basse. Dans les périodes d'augmentation de la température, l'activité microbienne est plus forte, résultant en une émission de CO₂ plus importante.

Les effets sur l'humidité d'un sol agrémenté en biochar sont variables. Dans certaines études celle-ci décroît (Uzoma et al., 2004 ; Devereux et al., 2013 ; Mechler et al., 2018), dans d'autres elle ne varie pas (Asai et al., 2009 ; Laird et al., 2010), et enfin dans certains cas elle augmente (Asai et al., 2009 ; Herath et al., 2013 ; Lei & Zhang, 2013). La diminution de l'humidité du sol est justifiée par l'adsorption de l'eau par le biochar, de par sa surface spécifique importante (Barnes et al., 2014).

Par rapport à la température, des effets variés sont également observés : une augmentation expliquée par une diminution d'albédo (une diminution de l'effet réfléchissant du sol) (Genesio et al., 2012), une diminution (Zhang et al., 2013) ou des valeurs constantes (Nelissen et al., 2014) après l'application de biochar.

III. MATERIEL ET METHODE

3.1. La zone d'étude

L'expérimentation s'est réalisée sur un champ agricole situé dans la commune de Gembloux en province de Namur en Belgique (localisation dans la figure 6A). Les coordonnées géographiques précises du site sont 50°31'08.8"N et 4°44'57.4"E. Le champ est cultivé de manière conventionnelle, avec en alternance des plantations de betterave, chicorée et blé tendre. Il appartient à M. Alexandre Godfrind.

Selon la classification de Köppen, le climat est de type Cfb, c'est-à-dire un climat tempéré océanique. La température moyenne annuelle de la ville de Gembloux est de 9.6°C, avec des précipitations annuelles égales en moyenne à 830 millimètres. La parcelle est située sur un plateau, à une altitude moyenne d'environ 186 mètres, avec un dénivelé de plus ou moins 7 mètres. Selon la typologie des sols WalEunis, il s'agit de sols limoneux à drainage naturel modéré ou imparfait, classifié comme Luvisol. D'après la carte organique des sols du Service Public de Wallonie, une majorité de la parcelle comprend entre 11,5 et 20 grammes de carbone par kilogramme de sol, et une minorité de 25 à 30 gC/kg.

En observant d'anciennes cartes, on remarque que sur celle de Ferraris de 1777 (figure 6B) la parcelle est presque entièrement une surface forestière, mais que moins d'un siècle plus tard (carte du dépôt de la guerre, 1865, sur WalOnMap), le site a été converti en champ agricole. Cependant, il est à noter que les sites 3 et 4 présentent des parties déjà cultivées (parcelles YBC3 et YBC4 spécifiquement, figure 6B). On remarque également des formes circulaires plus sombres au sol. Il s'agit en fait d'aires de faulde, âgées d'environ 150 ans, d'une surface moyenne de 700 m². Elles étaient le lieu de sites de fabrication de charbon à partir de bois, et ont laissé derrière elles un sol dont la surface est enrichie en matière organique pyrolysée (biochar) (Kerré et al., 2016 ; Hardy et al., 2016).

Depuis 2018, des expérimentations ont lieu sur la parcelle agricole. Pour ce faire, cinq sites d'anciennes aires de faulde ont été sélectionnés. Les sites pouvant s'aligner ont été privilégiés, afin de réduire les perturbations des opérations agricoles pour M. Godfrind. Les sites d'études sont cultivés manuellement en suivant le même calendrier cultural que l'ensemble de la parcelle. En 2018, du biochar pyrolysé l'année précédente a été introduit sur chacun des sites. Il s'agit de biochar provenant de la pyrolyse de chênes à une température de 550°C. Il a été amendé à deux reprises, selon des quantités équivalant aux proportions de vieux biochar

CHAPITRE III. MATERIEL ET METHODE

estimé par Kerré et al. (2016) et Hardy et al. (2016). Un labour réalisé mécaniquement ainsi qu'un labour manuel ont permis de l'incorporer dans l'horizon de surface (environ 20 cm).

A chaque site d'aire de faulde sont associés deux autres de types de sol : un sol de référence noté REF et un sol enrichi en jeune biochar de 2018 noté YBC. Le sol enrichi en biochar datant du 19^e siècle est quant à lui noté OBC. Sur la parcelle agricole, il y a donc cinq sites présentant chacun trois modalités de sols différentes. Chaque modalité est délimitée sur une surface d'environ trois mètres sur sept, et ces surfaces sont espacées entre elles d'au minimum 40 mètres, afin d'éviter toute interférence.

Pour des recherches extérieures à cette étude, des bougies poreuses sont installées sur chaque modalité de chaque site, six sondes Sentek sont dispersées parmi les placettes, et une station météorologique a été établie au milieu de la parcelle agricole. Des analyses pédologiques précises de chaque site ont été réalisées et sont présentées en annexe 1.

Les humidités et températures du sol durant la période de mesure (de février à juillet 2020) ont été comparées aux conditions des années 2018-2019-2020 de la même période, grâce aux données des sondes Sentek (Annexe 2). Des différences sont observables à une échelle plus réduite, mais aucune tendance n'apparaît au niveau global. De plus, afin de caractériser les conditions climatiques de la période d'expérimentation, les données météorologiques reprenant les précipitations, les températures et l'humidité relative de l'air ont été récoltées et sont présentées dans la figure 5. Elles proviennent d'une station météorologique située à proximité de la zone d'étude (Lonzée).

Dans le cadre de ce travail, seuls trois des cinq sites ont été sélectionnés. Leur localisation ainsi que les différentes modalités de sol qu'ils comprennent sont présentés sur la figure 6C. Ce choix est motivé par le fait que les concentrations en carbone de ces trois sites sont similaires. De cette manière, les conditions de chaque modalité sont homogénéisées, et la comparaison des différents types de sol est plus cohérente. La pertinence des statistiques et le poids des mesures sont assurés par un grand nombre de mesures sur les sites sélectionnés, permettant une interprétation des résultats plus significative. Les principales caractéristiques des sols dans l'horizon de surface sont présentées dans le tableau 2. Elles ont été déterminées en 2018. En complémentarité, les moyennes des relevés des trois dernières années provenant des bougies poreuses implémentées sur la parcelle sont renseignées en annexe 3.

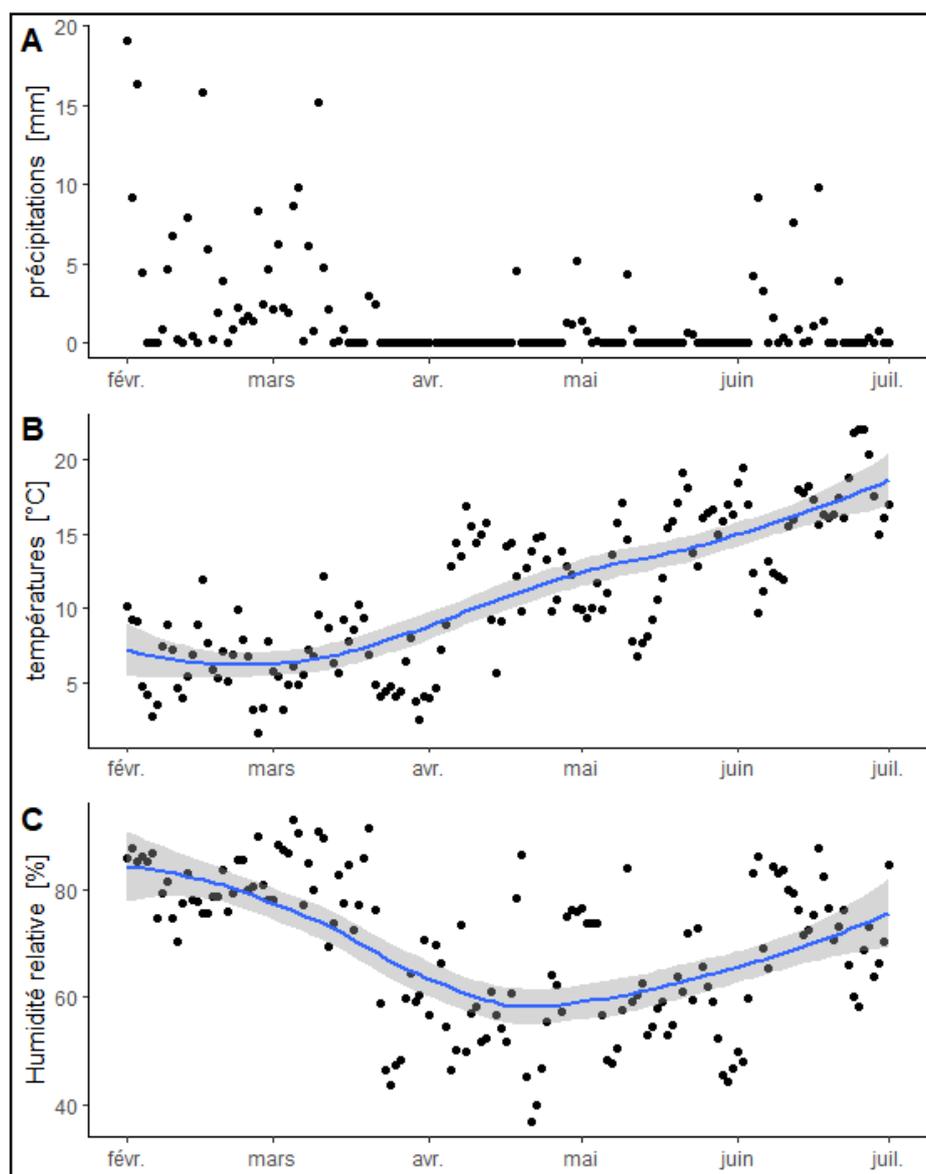


Figure 5 : Evolution des précipitations, température de l'air et humidité relative de l'air au cours de la période d'expérimentation. Les données proviennent d'une station météorologique située à proximité de la zone d'étude.

Tableau 2 : Caractéristiques pédologiques des sols étudiés, pour l'horizon de surface (0-30cm de profondeur) selon le site et selon leur modalité. Les valeurs présentées sont les moyennes et leur écart-type.

A							
site	C [%]	Norg [%]	C N ⁻¹	CEC [meq 100g ⁻¹]	K [mg 100g ⁻¹]	Mg [mg 100g ⁻¹]	Ca [mg 100g ⁻¹]
3	1,90 ± 0,87	1,73 ± 0,49	10,63 ± 1,74	12,67 ± 0,58	18,60 ± 0,98	9,67 ± 0,86	251,3 ± 17,04
4	1,93 ± 0,84	1,83 ± 0,49	10,27 ± 1,59	13,67 ± 1,53	18,67 ± 0,95	8,33 ± 0,93	316,0 ± 19,47
5	2,03 ± 1,10	1,83 ± 0,67	10,67 ± 1,8	14,33 ± 2,31	18,73 ± 1,44	8,50 ± 1,48	314,3 ± 51,16
B							
modalité	C [%]	Norg [%]	C N ⁻¹	CEC [meq 100g ⁻¹]	K [mg 100g ⁻¹]	Mg [mg 100g ⁻¹]	Ca [mg 100g ⁻¹]
OBC	3,03 ± 0,23	2,43 ± 0,15	12,47 ± 0,32	15,00 ± 2	19,43 ± 0,47	9,57 ± 1,46	317 ± 59,35
REF	1,40 ± 0,00	1,47 ± 0,06	9,53 ± 0,4	12,33 ± 0,58	17,43 ± 0,31	8,13 ± 0,67	268,3 ± 37,54
YBC	1,43 ± 0,06	1,50 ± 0,1	9,57 ± 0,38	13,33 ± 0,58	19,13 ± 0,38	8,80 ± 1,13	296,3 ± 25,32

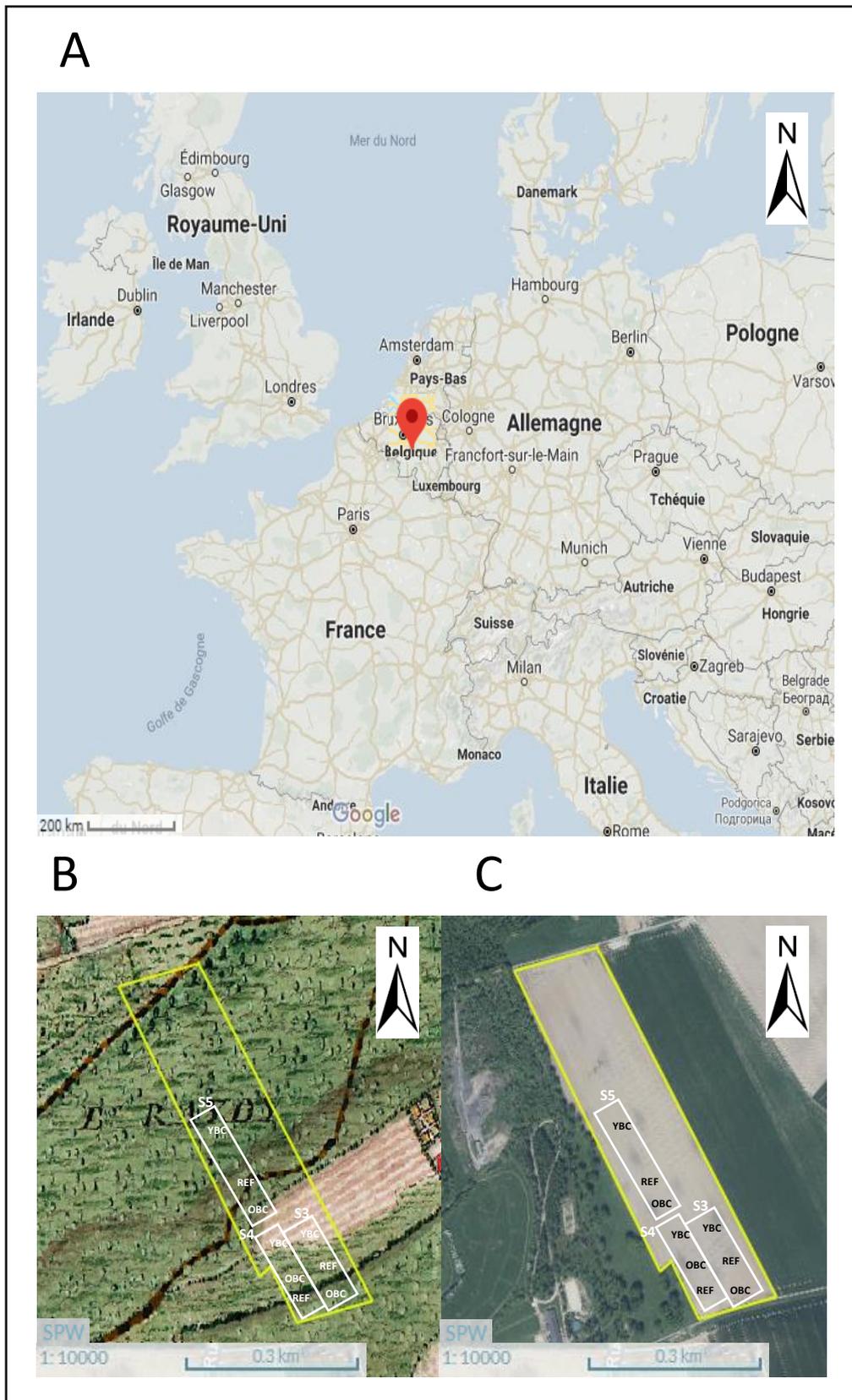


Figure 6 : Représentations spatiales de la parcelle étudiée. **A** : localisation de la région au niveau Européen. **B** : carte de Ferraris de 1777, la parcelle est délimitée par les traits jaunes, et les trois sites étudiés en blanc. **C** : photo aérienne du champ agricole utilisé pour les expérimentations : les zones plus sombres sont les aires de faulde d'environ 700m². La parcelle dans son ensemble est délimitée par les traits jaunes, et les trois sites étudiés en blanc.

3.2. Dispositif expérimental

3.2.1. Préparation du terrain

Avant l'expérimentation, dans le courant du mois de février, plusieurs opérations de préparation du terrain ont été menées.

Au sein de chaque modalité de chaque site, une surface d'un mètre carré (que l'on nommera placette) dédiée à ce projet a été délimitée. L'étude portant sur la respiration hétérotrophe, les autres sources potentielles de flux de CO₂ doivent être soustraites.

Ensuite, avant la prise de mesure proprement dite, la terre délimitée par les placettes a été retournée manuellement. Ceci a permis de présenter les mêmes caractéristiques que le champ agricole, et de déraciner les plantes présentes. L'opération de labour manuelle a été réitérée une semaine plus tard, afin d'obtenir un grain de terre plus fin. De plus, si au cours de l'expérimentation des végétaux repoussaient, ils étaient également enlevés.

3.2.2. Unité expérimentale

Des colliers de PVC de diamètre 9.6 cm ont été installés sur chaque placette. Ils sont disposés de manière systématique, à raison de six par placette (figure 7). Ils représentent l'unité de l'expérimentation sur lesquels seront réalisées les mesures de flux de CO₂ sortant du sol. La réplication de six unités par placette permet d'assurer la reproductibilité des mesures.

A ce stade, une clarification des termes employés dans le travail présent est nécessaire.

- Le terme « site » est employé pour désigner les trois sites d'anciennes aire de faulde sélectionnés parmi les cinq ;
- Le terme « modalité » décrit l'état d'amendement du sol (OBC pour Old BioChar, YBC pour Young BioChar et REF pour le sol de référence non-amendé en biochar) ;
- Le terme « placette » désigne le mètre carré délimité où sont placés les colliers de PVC, et où l'entièreté des mesures a été effectuée.

Il y a six colliers de PVC par placette, une placette par modalité et trois modalités pour chacun des trois sites de sol différents. Au total, le dispositif comprend 54 colliers de PVC ou unité de mesure. Les flux de CO₂ seront mesurés tout au long de l'expérimentation aux mêmes endroits, c'est pourquoi les colliers sont placés de manière permanente dans la terre en les enfonçant de quelques centimètres. De plus, cela permet de placer l'appareil de mesure des flux de CO₂ de manière adéquate et d'assurer l'étanchéité du système.

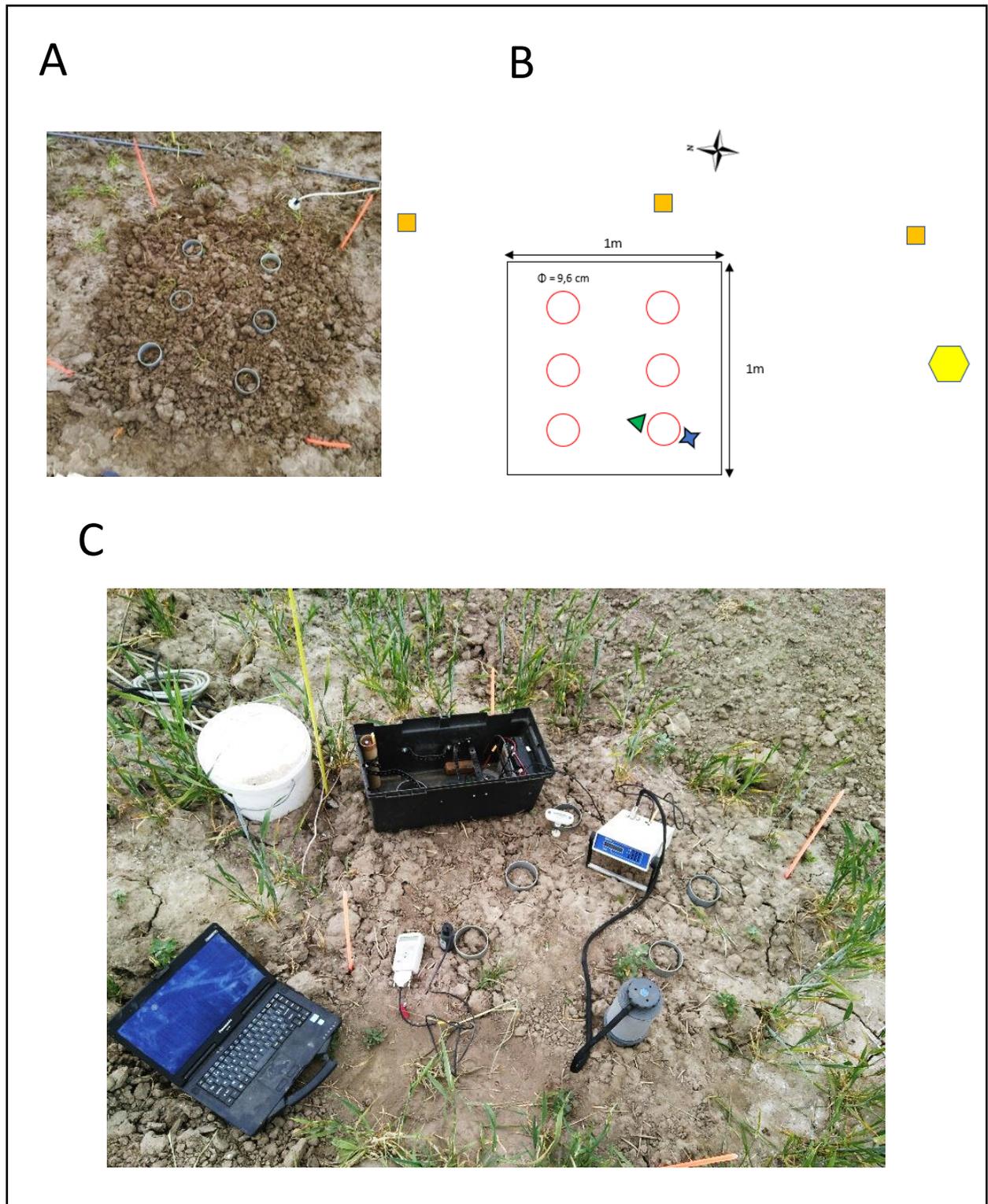


Figure 7 : **A :** Photo de la disposition des six colliers de PVC dans un mètre carré au sein d'un des sites. Chaque tube de PVC est enfoncé dans le sol de quelques centimètres.
B : Schématisation du dispositif. Les colliers sont représentés par les ronds rouges. Les positions théoriques des mesures d'humidité sont représentées par l'étoile bleue, celles de température par le triangle vert, les sondes Sentek par l'hexagone jaune et les bougies poreuses les carrés orange.
C : Présentation du dispositif de prise de mesure : EGM-4, thermomètre et humidimètre. L'enregistrement des données de température et d'humidité a été réalisé à l'aide d'un ordinateur de terrain.

3.3. Mesures

A chaque prise de mesure, trois éléments sont étudiés pour chaque collier : la température, l'humidité, et le flux de CO₂.

3.3.1. La température

A proximité de chaque collier de PVC et de manière aléatoire, la température a été mesurée à l'aide d'un thermomètre HANNA HI 145. La mesure s'opère sur les 10 premiers centimètres en surface, et la valeur retenue est une moyenne.

3.3.2. L'humidité

De manière similaire, l'humidité moyenne des 10 centimètres de la surface du sol a été mesurée. L'appareil utilisé est un humidimètre de type Delta-T Devices Ttd HH2. Une transformation des valeurs d'humidité en volts en humidité relative en pourcents a été effectuée selon une équation polynomiale tirée du manuel d'utilisation :

$$\vartheta = \frac{(1.07 + 6.4 * V - 6.4 * V^2 + 4.7 * V^3) - a_0}{a_1} * 100$$

où ϑ = humidité relative [%]

V = valeur de l'humidité [volts]

a₀ = coefficient de calibration pour sol minéraux (=1.6)

a₁ = coefficient de calibration pour sol minéraux (=8.4)

3.3.3. Les flux de CO₂

La concentration de CO₂ en fonction du temps est obtenue par un analyseur de gaz infrarouge de type EGM-4 de la marque PP-Systems, associé à une chambre de respiration SRC-1, fermée et hermétique au CO₂. Il s'agit d'un système de type dynamique fermé, où l'air circule entre la chambre et l'analyseur, sans se mélanger avec l'air extérieur. Le flux de CO₂ mesuré provient donc directement du sol situé en dessous de la cloche. Le CO₂ est présent dans le sol au sein des pores et entre les différentes couches de sol. La concentration y est souvent supérieure à celle du CO₂ atmosphérique, et ce gradient provoque une diffusion du sol vers l'atmosphère. Le flux dépend donc du gradient de concentration en CO₂, et de la diffusivité du sol (propension du sol à laisser diffuser un élément). Celle-ci dépend quant à elle de la porosité et de la teneur en eau du sol, ainsi que de l'épaisseur et des différences de concentrations de CO₂ entre les horizons (Pumpanen et al., 2009).

CHAPITRE III. MATERIEL ET METHODE

L'EGM-4 est un analyseur au gaz infrarouge. Comme le CO₂ est un gaz qui absorbe fortement le rayonnement infrarouge, un système contenant une ampoule ainsi qu'un capteur analyse la quantité de photons absorbés par le gaz, et donc la quantité de CO₂. Le système est muni d'une pompe, reliée à une cloche, ce qui permet d'amener l'air sous la cloche jusqu'à l'analyseur (manuel de l'EGM-4 version 1.00 et 4.18).

Le flux de CO₂ mesuré est représentatif de la surface du sol interceptée par la chambre de respiration. Le taux de variation temporelle de la concentration dans cette chambre dépend du volume total du système dans lequel le CO₂ s'accumule. Dès lors, l'aire et le volume de la chambre de mesure sont nécessaires pour calculer le flux. Or, en plaçant des colliers de PVC, ce volume est agrandi. Il est donc indispensable de recalculer le volume final. Pour ce faire, en connaissant la surface, la hauteur entre le sol compris dans le collier et le haut de chaque collier est mesurée. Deux mesures par collier, une en début et l'autre en fin d'expérimentation, sont réalisées afin de calculer une valeur moyenne plus représentative.

Avec les données extraites de l'EGM-4, il est possible d'obtenir l'évolution temporelle de la concentration de CO₂. Ensuite, à l'aide du logiciel de traitement de données RStudio, une droite de régression du flux de CO₂ en fonction du temps est estimée, ainsi que son coefficient de régression, de corrélation et la p-valeur associée.

3.4. Estimation des flux

3.4.1. Traitement des données

A partir des graphes illustrant l'évolution de la concentration de CO₂ au cours du temps, un ensemble de cinq tris a été effectué, afin de ne conserver que les flux les plus corrects et représentatifs. L'objectif est d'avoir une relation linéaire mais non constante, sur un temps minimal de 60 secondes.

Les flux présentant les caractéristiques suivantes sont considérés comme incorrects et sont donc écartés des analyses subséquentes :

- dont la concentration en CO₂ diminue en fonction du temps ;
- dont la différence de concentration en CO₂ totale est inférieure à cinq ppm sont considérés comme incorrects, et donc écartés des analyses subséquentes ;
- dont la concentration initiale en CO₂ est anormalement élevée (c'est-à-dire plus de 30 ppm de différence avec les mesures des plots adjacents).

De plus,

- seuls les flux ayant un coefficient de régression supérieur à 0.9 avec une p-valeur supérieure à 0.05 sont conservés ;
- les flux présentant des concentrations en CO₂ constantes pendant plus de 12 secondes ont été modifiés, pour n'avoir que des flux à concentration croissante.

3.4.2. Calculs des valeurs de flux

Après ces différents tris, la densité de flux de CO₂ provenant du sol en fonction du temps est calculée par l'équation tirée du manuel d'utilisation de l'EGM-4 :

$$FRS = b * \frac{P}{1000} * \frac{273}{273 + T} * \frac{44.01}{22.41} * \frac{V}{A}$$

où FRS = densité de flux de CO₂ [mg m⁻² s⁻¹]

b = pente de la droite de régression ou coefficient [ppmv s⁻¹]

P = pression atmosphérique mesurée par l'EGM-4 [mbar]

T = température du sol de surface (10 cm) [°C]

44.01 représente la masse d'une mole de CO₂ [mg]

22.41 représente le volume d'une mole de CO₂ [m³]

V = volume d'air d'accumulation du CO₂ (chambre + collier en PVC) [m³]

A = surface de sol interceptée [m²].

CHAPITRE III. MATERIEL ET METHODE

Afin de représenter la sensibilité des flux de CO₂ avec la température, une valeur de Q10 par collier a été calculée. Le Q10 permet d'illustrer l'évolution théorique de la respiration par augmentation de 10°C. Pour chaque collier, l'ensemble des flux mesurés ont été ajustés en fonction de la température selon une loi exponentielle, à l'aide du logiciel Microsoft Excel. La fonction obtenue estime l'évolution des flux avec la température comme seule variable considérée. A partir de cette relation, la valeur de Q10 peut être calculée, grâce à la formule suivante, extraite de Lloyd and Taylor (1994) :

$$Q10 = e^{10*\alpha}$$

où Q10 = facteur de multiplication du FRS par augmentation de 10°C
α = coefficient de régression de la relation exponentielle.

De cette valeur, les flux normalisés à 10°C sont obtenus par le calcul des R10 selon :

$$R10 = \frac{FRS}{Q10^{\frac{T-10}{10}}}$$

où R10 = valeur du FRS normalisé pour une température de 10°C [mg m⁻² s⁻¹]
FRS = densité de flux de CO₂ [mg m⁻² s⁻¹]
T = température du sol mesurée [°C],

tirée de Fouché et al. (2017).

Les valeurs de R10 permettent d'apprécier l'importance des flux indépendamment de la température. Puisqu'elle est mesurée à chaque prise de mesure, elle est différente en chaque point et doit donc être normalisée afin de rendre les comparaisons entre colliers possibles.

3.4.3. Calcul des flux résiduels

Dans le but de différencier l'effet de l'humidité sur les flux de celui de la température, le calcul des flux résiduels a été effectué. Pour ce faire, la température réelle mesurée est injectée dans la relation exponentielle élaborée pour la détermination des valeurs Q10 de chaque collier. On obtient le flux théorique. Celui-ci est ensuite soustrait au flux réel mesuré, afin d'obtenir le flux résiduel. Ce dernier représente donc l'écart entre le flux réel mesuré, et le flux estimé par la relation exponentielle.

$$F_{th} = \beta * e^{\alpha * T}$$

$$F_{res} = FRS - F_{th}$$

où F_{th} = flux théorique [$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$]

β = coefficient issu de la relation exponentielle des flux en fonction des températures

α = coefficient de régression de la relation exponentielle

T = température du sol mesurée [$^{\circ}\text{C}$]

F_{res} = flux résiduel [$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$]

FRS = flux réel mesuré [$\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$].

Les flux résiduels sont mis en relation avec l'humidité afin d'étudier leur corrélation.

Dans le but de déterminer l'influence de l'humidité selon sa valeur, les humidités ont été scindées en quatre groupes suivant les quartiles statistiques. Le premier quartile rassemble les 25% des humidités les plus basses, et le dernier les 25% les plus hautes. Les quartiles 2 et 3 regroupent chacun 25% d'humidité intermédiaire. De ce fait, le quartile 1 a des valeurs d'humidité de 2.4% à 10.6%, le quartile 2 de 10.6% à 15.1%, le quartile 3 de 15.1% à 20.4%, et enfin le quartile 4 regroupe les humidités variant de 20.4 à 41.9%.

3.4.4. Conversion des unités

Pour assurer une bonne compréhension, les unités des flux et des valeurs de R10 ont été converties en $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. La formule suivante permet de passer de l'une à l'autre.

$$\mu\text{moles m}^{-2} \text{s}^{-1} = \frac{\text{mg m}^{-2} \text{s}^{-1}}{44 * 10^{-3}}$$

3.5. Analyses du pH

A l'issue des mesures de flux de CO₂, de température et d'humidité, un prélèvement d'environ 500g de sol a été effectué, en vue d'en analyser le pH (pH KCl et pH eau). Cet échantillonnage a été réalisé pour chaque collier séparé.

A l'aide d'une tarière, le sol a été récolté à l'intérieur du collier en PVC, et ce sur une profondeur d'une quinzaine de centimètres. Les échantillons ont été placés dans des bacs en plastique et ont été laissés ouverts pendant quelques jours afin d'être séchés. Deux échantillons de 20 grammes pour chaque collier ont été placés dans un tube à centrifuger en plastique. Avant les analyses, les sols ont été tamisés à 2mm, puis respectivement mélangés à 50ml de KCl (concentration 1mol) et d'eau. Les solutions ont ensuite été placées au culbuteur pour être agitées pendant deux heures. Enfin, les bouchons ont été enlevés, et le mélange a été centrifugé dix minutes (à raison de 3000 tours par minute). Après que la solution soit stable, les pH ont été mesurés.

La distinction entre les deux pH est que le pH eau indique la concentration en ions H⁺ libres et donc disponibles dans la solution du sol, tandis que le pH KCl englobe les ions H⁺ fixés en surface des colloïdes du sol. Ceux-ci sont échangeables et représentent la réserve potentielle du sol en protons. Ces mesures sont utilisées pour potentiellement expliquer des différences entre sites et modalités.

3.6. Tests statistiques

De manière à mettre en évidence l'effet des différentes modalités de sol et les différences entre les flux, plusieurs tests statistiques ont été réalisés. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées sous le logiciel RStudio, à l'aide des packages « stats », « multcomp » et « multcompview ».

3.6.1. Tests de différence des moyennes

Entre les variables qualitatives et les variables quantitatives, des tests de différence des moyennes ont été effectués. Au préalable, les conditions d'application citées ci-après ont dû être vérifiées. Si l'une ou l'autre de ces conditions n'est pas rencontrée, les données sont traitées selon les tests non-paramétriques de Krustal-Wallis et de Wilcoxon. Dans le cas où toutes les conditions sont vérifiées, les tests paramétriques sont d'application. Pour ce faire, des analyses de la variance à un critère de classification de type ANOVA ont été réalisées. Une p-valeur égale à 0.05 a été utilisée comme seuil d'acceptation des hypothèses nulles.

Conditions d'application :

- chaque échantillon est simple et aléatoire,
- les échantillons sont indépendants,
- la ou les populations sont de distribution normale,
- les variances des populations sont égales.

Le caractère aléatoire et indépendant des échantillons est respecté, puisque les mesures sont effectuées de manière indépendante, et que les parcelles d'un mètre sur un mètre ont été positionnées de manière aléatoire au sein des sites. Pour ce qui est de la normalité des populations, si le nombre d'échantillons est inférieur à 10, comme c'est le cas pour les analyses de pH, elle est considérée comme vérifiée. Pour les autres variables, la normalité des populations est vérifiée par le test de Shapiro-Wilk, adéquat lorsque le nombre d'observations est supérieur à dix. Enfin, l'égalité des variances des populations est vérifiée par le test de Bartlett.

3.6.2. Régressions linéaires

De manière simultanée, des droites de régression ont été établies entre les variables quantitatives pour observer leurs influences respectives. Les coefficients de régression et leur p-value associée ont été établis, afin d'en quantifier l'importance. Ces opérations ont également été effectuées à l'aide du logiciel RStudio.

IV. RESULTATS

4.1. Mesures des flux de CO₂

4.1.1. Valeurs moyennes et écart-types

Après avoir effectué les différents tris, un total de 598 mesures a été conservé. C'est sur cette base de données que les différents calculs et tests statistiques ont été effectués. Le tableau 3 reprend le détail des moyennes et écart-types des valeurs de flux (FRS), R10 et Q10 rassemblées par placette, dans les deux unités les plus utilisées en littérature.

Les écart-types des valeurs de FRS et de R10 sont très importants. Pour les valeurs de Q10 par contre, les écart-types sont plus faibles. On remarque que les trois placettes de référence ont des valeurs plus élevées de Q10 (REF3=1.45, REF4=1.35, REF5=1.34, p-value<0.001 avec les autres placettes sauf OBC3 et YBC4, où p-value>0.05) que les modalités OBC et YBC. A l'exception des placettes OBC3 et YBC4, qui présentent également des valeurs plus élevées (1.35 et 1.46 respectivement, avec une p-value maximum < 0.05 avec les autres placettes OBC et YBC).

Tableau 3 : Détails des valeurs des moyennes et des écart-types pour les flux, Q10 et R10 de chaque placette. Les flux (FRS) et les R10 sont présentés dans deux unités différentes.

Placette	FRS [mg m ⁻² s ⁻¹]	FRS [μmoles m ⁻² s ⁻¹]	Q10	R10 [mg m ⁻² s ⁻¹]	R10 [μmoles m ⁻² s ⁻¹]
OBC3	0,06 ± 0,04	1,45 ± 1,02	1,35 ± 0,25	0,04 ± 0,02	1,00 ± 0,55
OBC4	0,09 ± 0,04	1,97 ± 1,01	1,13 ± 0,13	0,08 ± 0,04	1,74 ± 0,90
OBC5	0,08 ± 0,05	1,91 ± 1,17	1,11 ± 0,28	0,07 ± 0,05	1,73 ± 1,13
REF3	0,06 ± 0,04	1,45 ± 0,81	1,50 ± 0,29	0,04 ± 0,03	1,01 ± 0,58
REF4	0,10 ± 0,06	2,37 ± 1,39	1,35 ± 0,36	0,08 ± 0,04	1,78 ± 0,89
REF5	0,08 ± 0,03	1,95 ± 0,77	1,34 ± 0,16	0,06 ± 0,02	1,40 ± 0,41
YBC3	0,08 ± 0,07	1,77 ± 1,50	1,15 ± 0,21	0,08 ± 0,09	1,82 ± 2,10
YBC4	0,08 ± 0,05	1,90 ± 1,08	1,46 ± 0,53	0,06 ± 0,04	1,43 ± 0,81
YBC5	0,08 ± 0,04	1,91 ± 0,98	1,15 ± 0,14	0,07 ± 0,04	1,64 ± 0,86

4.1.2. Comparaison des moyennes

Les valeurs des flux, R10 et Q10 sont ensuite comparés entre elles. Pour ce faire, les colliers ont été regroupés par modalité, par site et par placette. Les résultats des analyses statistiques résumées sont présentés dans les figures ci-dessous, et les détails sont présents en annexe 4.

La figure 8 illustre les valeurs médianes, le premier et dernier quartile ainsi que les extrêmes des trois variables relatives au flux de CO₂ (flux, Q10 et R10) pour les trois modalités. Peu de différences significatives ressortent de l'analyse de la variance des moyennes des flux, R10 et Q10 entre les modalités de sol (REF, YBC et OBC). Pour les flux FRS et les valeurs de R10, aucune différence n'a été observée entre les modalités (Figure 8 A et C). En revanche pour les valeurs de Q10, traduisant la sensibilité du flux de CO₂ avec l'évolution de la température, il y a des différences significatives entre les sols enrichis en biochar, jeune et vieux, et les sols de référence : les valeurs de Q10 des sols de référence sont significativement plus importantes que celles des sols enrichis en biochar (Figure 8B).

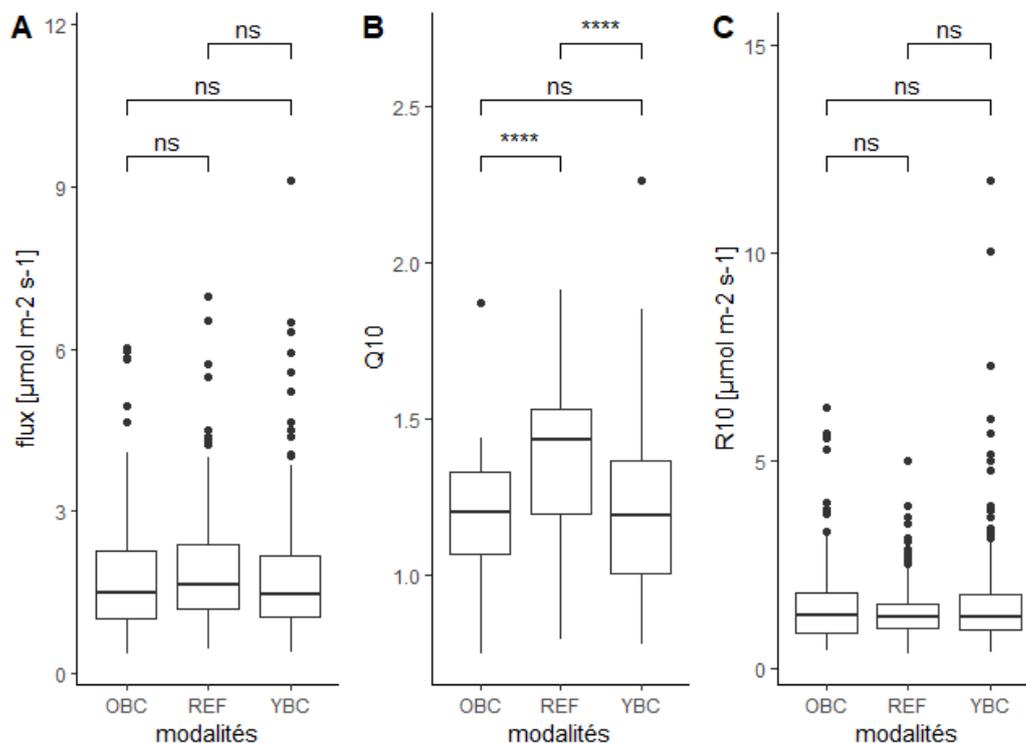


Figure 8 : Représentation des valeurs de flux (A), R10 (B) et Q10 (C) regroupés par modalité de sol. Les résultats de la comparaison des moyennes sont exprimés par une accolade rejoignant les deux modalités comparées. L'annotation « ns » signifie une différence non-significative, tandis que les symboles « * » représentent une différence significative, proportionnelle au nombre d'astérisques.

Lorsque les moyennes des variables sont comparées entre les sites, plusieurs différences significatives sont observées. Les médianes, les premiers et derniers quartiles et les extrémums des variables en fonction des sites sont représentées dans la figure 9. Tandis que les sites 4 et 5 sont similaires en termes de flux, R10 et Q10, le site 3 présente systématiquement des valeurs significativement différentes ; plus basses pour les valeurs de flux et R10 (****) et plus hautes pour le Q10 (* entre S3 et S4, *** entre S3 et S5). Pour chacune des trois variables calculées, on observe que la variance des valeurs est plus importante sur le site 4 que sur les deux autres sites (Figure 9).

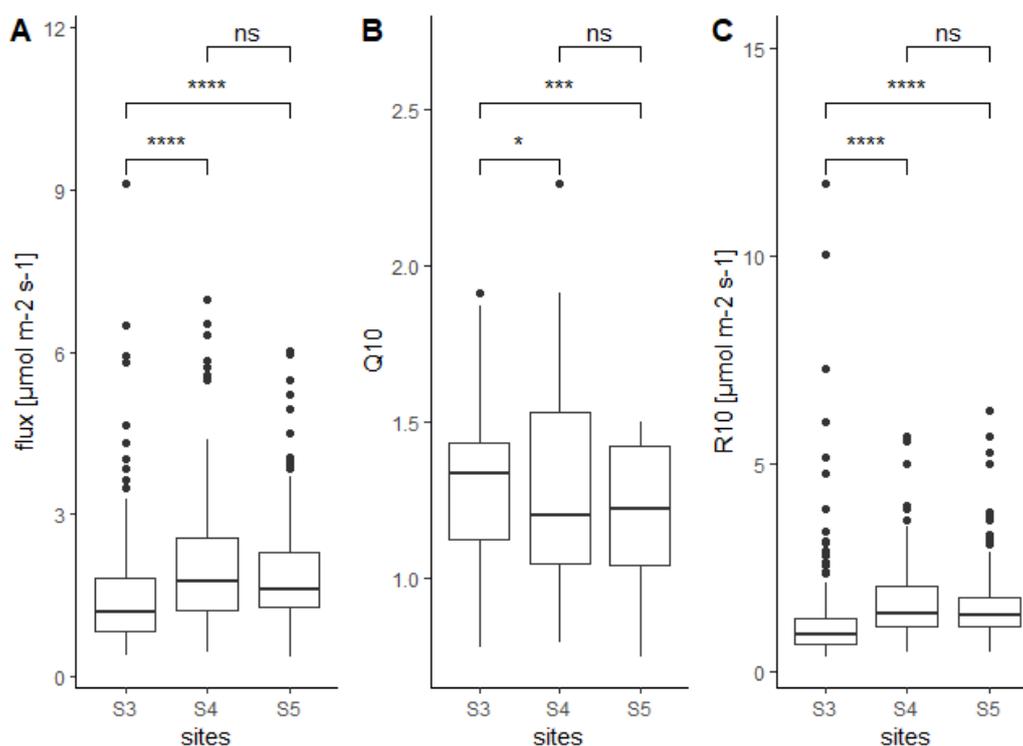


Figure 9 : Représentation en boxplot des valeurs de flux (A), R10 (B) et Q10 (C), regroupés par site. Les résultats de la comparaison des moyennes sont exprimés par une accolade rejoignant les deux modalités comparées. L'annotation « ns » signifie une différence non-significative, tandis que les symboles « * » représentent une différence significative, proportionnelle au nombre d'astérisques.

Les comparaisons des moyennes de chaque placette sont plus complexes. Par souci de visibilité, les différences entre placettes deux à deux n'ont pas été représentées. A la place, les placettes ont été regroupées selon leurs similarités. Le tableau de la figure 10 (D), reprend la structuration des moyennes. Les lettres regroupent les placettes qui se différencient des mêmes autres placettes. On remarque que les associations varient en fonction des valeurs, avec au minimum quatre groupes différents. On notera que les placettes OBC5 et YBC4 présentent une grande variabilité par rapport à leur valeur de Q10. Dans une moindre mesure, la même observation est faite pour les placettes REF3 et REF4.

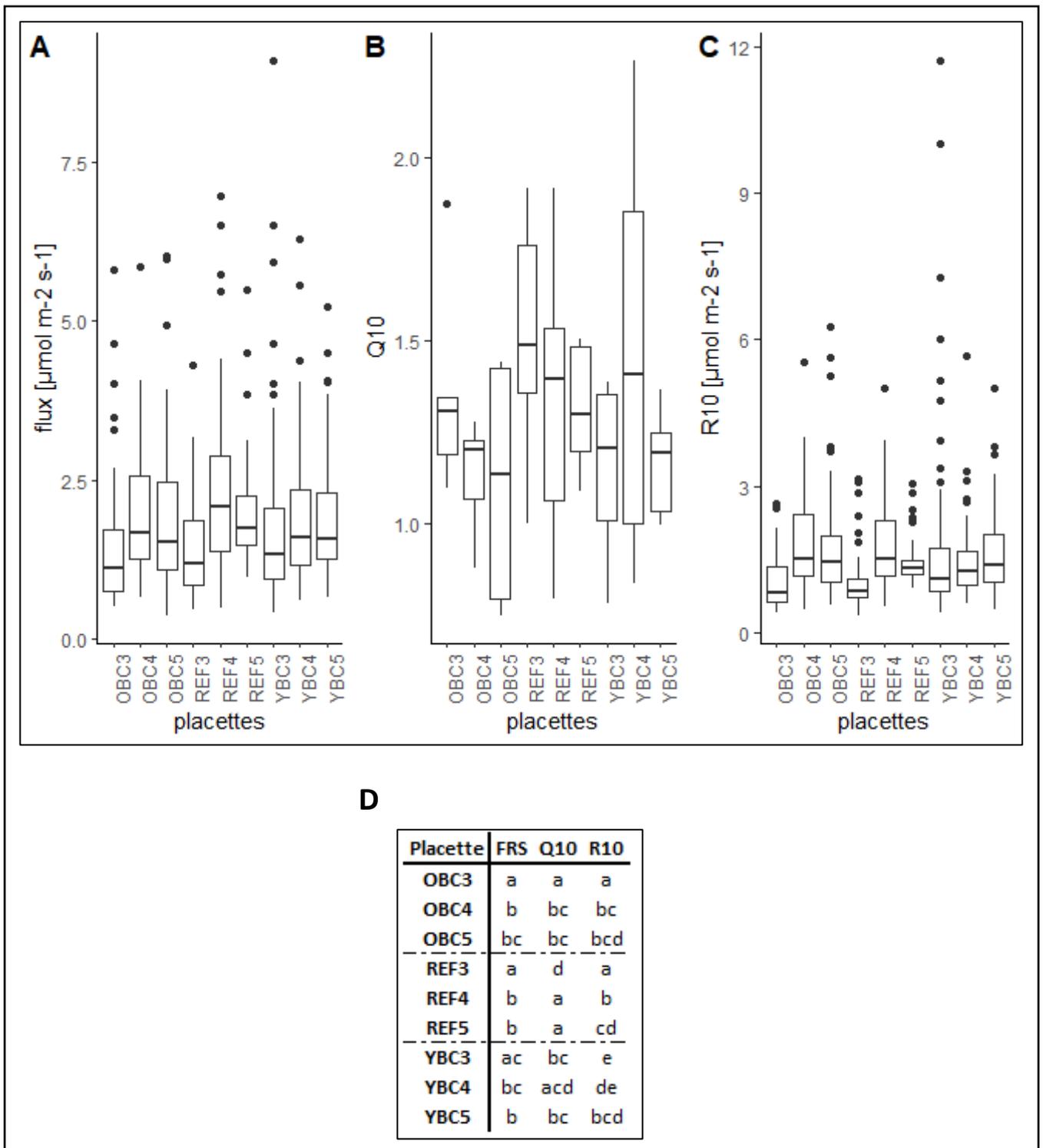


Figure 10 : Représentation en boxplot des valeurs de flux (A), R10 (B) et Q10 (C), regroupés par placette. La structuration des moyennes pour les trois variables exprimée par des lettres se trouve dans l'encadré D. Les placettes portant les mêmes lettres sont similaires.

4.2. Effets de la température et de l'humidité sur les flux de CO₂

4.2.1. Etude des corrélations

Concernant la relation entre la température et les flux, la même tendance a été observée pour tous les sites et modalités confondus, à savoir une augmentation des flux de CO₂ avec la hausse de température. L'ensemble des graphes représentant l'évolution des variables pour chaque placette est présent dans la figure 11.

En analysant les coefficients de corrélation et leur p-value, on voit que les trois placettes appartenant à la modalité du sol de référence REF présentent une corrélation significative entre les flux et la température (REF3 R² = 0.42, p-value < 0.001 ; REF4 R² = 0.35, p-value = 0.003 ; REF5 R² = 0.37, p-value = 0.002). Pour ces trois placettes, un minimum de 30% de l'évolution des flux est expliqué par la hausse de température.

Les deux autres modalités (OBC et YBC), présentent chacune une seule placette avec une corrélation significative (OBC3 R² = 0.28, p-value = 0.02 ; YBC4 R² = 0.27, p-value = 0.03). On remarque également que le site de ces placettes est différent.

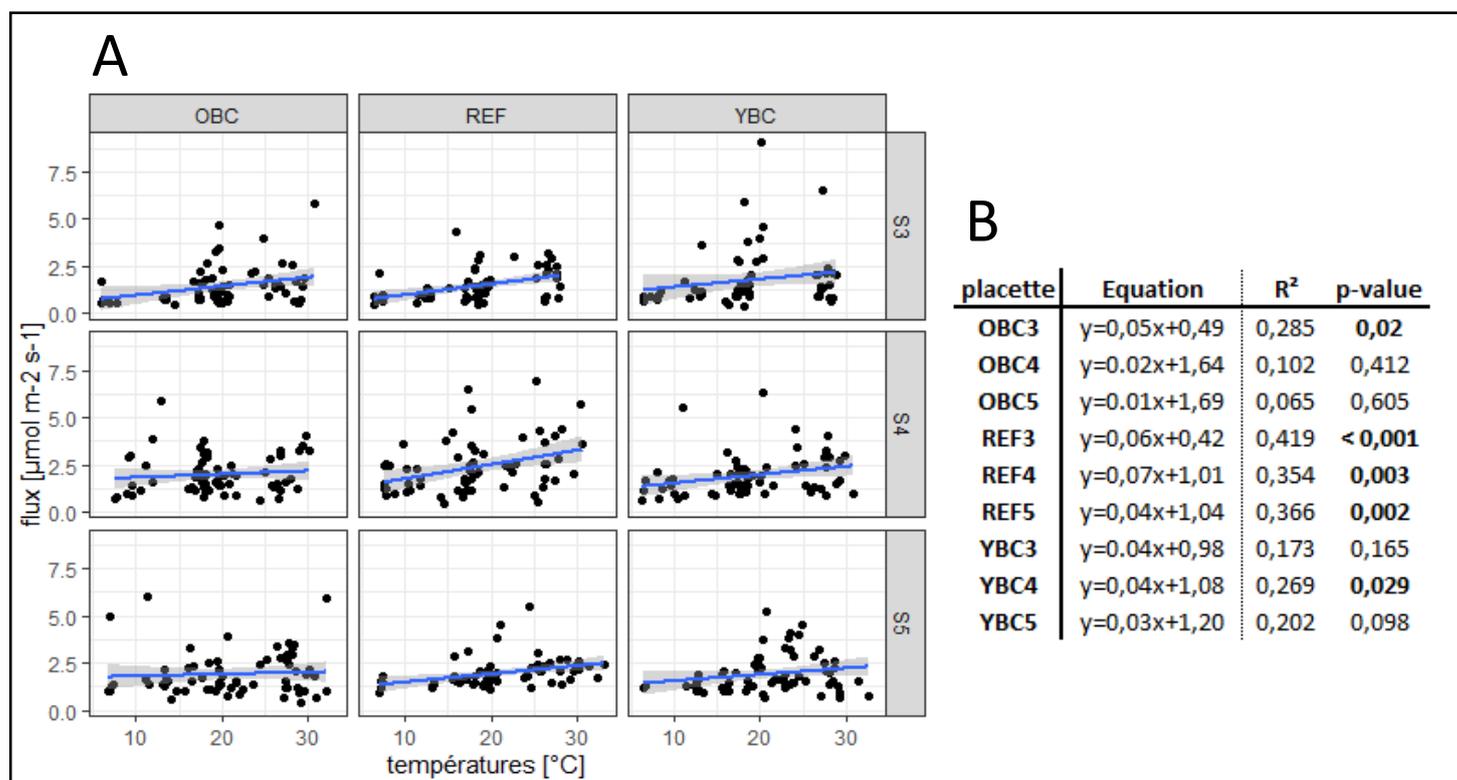


Figure 11 : Résultats des relations entre la température de surface (± 10 cm de profondeur) et les flux de CO₂ pour l'ensemble des flux mesurés des neuf placettes. **A** : Graphiques montrant la corrélation entre les deux variables, représentée par une droite de régression. **B** : Tableau reprenant l'équation de chaque droite de régression, ainsi que le coefficient de régression et la p-value associée.

Dans le but d'isoler l'effet de l'humidité sur les flux, indépendamment de la température, un calcul des flux résiduels a été réalisé. En effet, la relation de la température et de l'humidité représentée en figure 12 est univoque : une relation négative forte lie les deux variables ($R^2 = -0.53$, $p\text{-value} < 0.001$). Des humidités plus hautes correspondent à des températures plus basses, et inversement. Un calcul de flux résiduel est donc justifié. Sur cette figure, chaque point représente une mesure de flux de CO₂, température et humidité par collier.

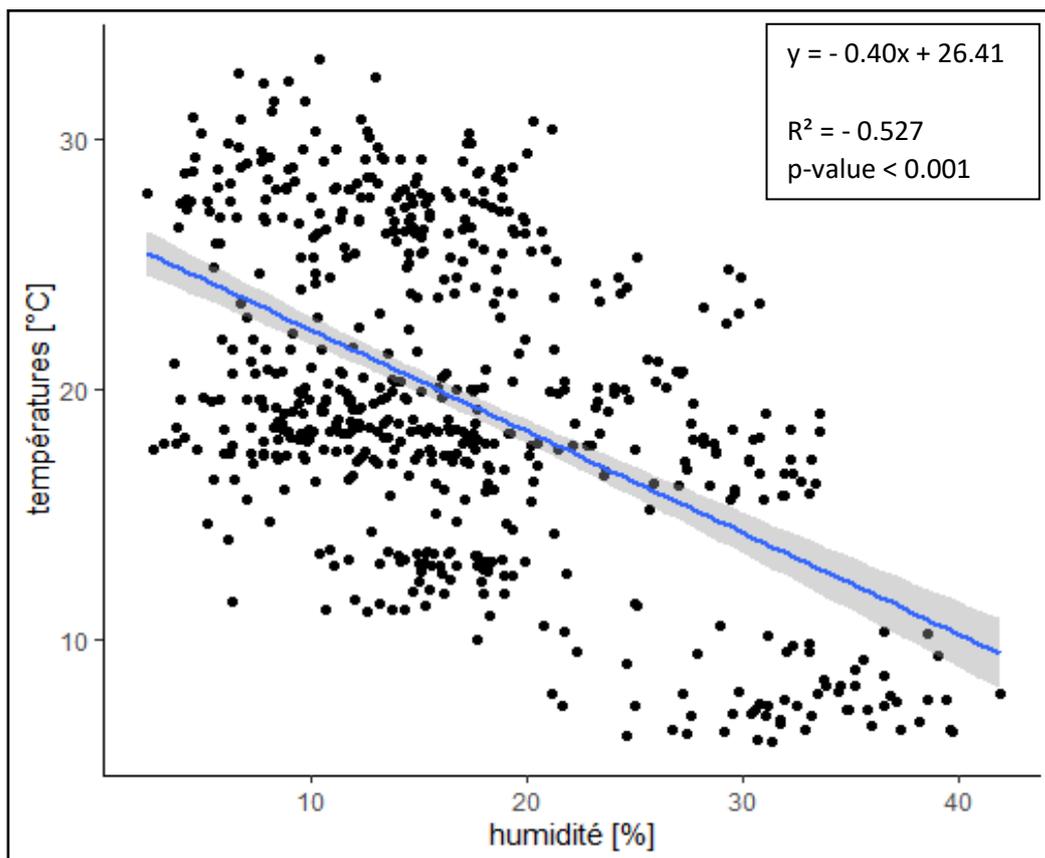


Figure 12 : Graphique présentant l'évolution de l'humidité en fonction de la température en surface. Les données proviennent des mesures de terrain effectuées. L'équation de la droite de régression, son coefficient et sa p-value associée sont renseignés.

La figure 13 représente la relation entre les flux résiduels calculés et l'humidité. Elle est corrélée positivement de manière très hautement significative ($R^2=0.27$, $p\text{-value}<0.001$). Les flux résiduels représentent la différence entre la valeur des flux estimés par la loi exponentielle avec la température (Q10), et la valeur réelle des flux mesurés.

Plus la différence entre la valeur réelle et la valeur théorique est grande, moins la relation exponentielle entre flux et température estime les flux correctement. A humidité basse la différence est négative, puis devient positive aux alentours de 11% d'humidité relative.

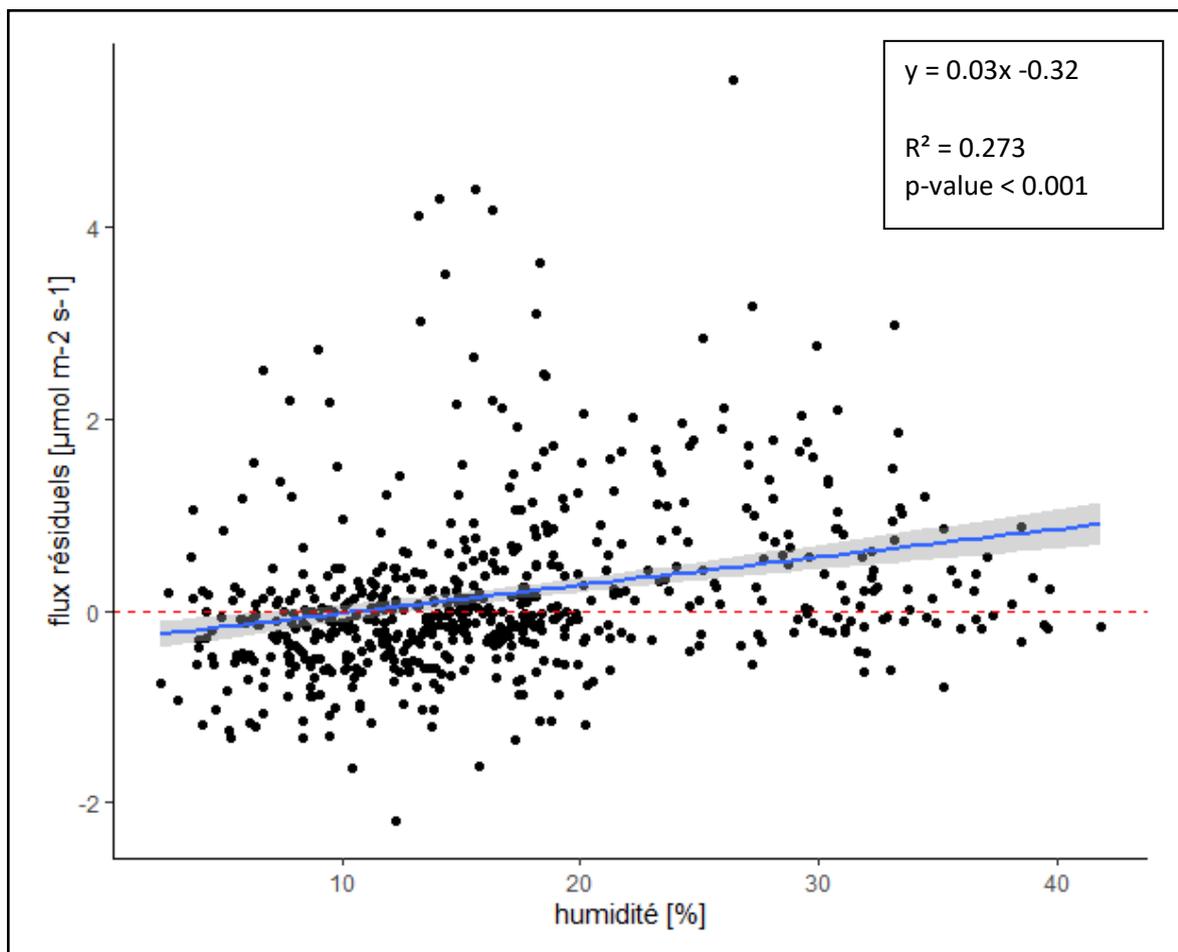


Figure 13 : Graphique présentant l'évolution des flux résiduels en fonction de l'humidité de surface. L'équation de la droite de régression, son coefficient et sa p-value associée sont renseignés.

CHAPITRE IV. RESULTATS

En étudiant les mêmes variables mais avec les humidités basses séparées des hautes (par l'intermédiaire du tri effectué suivant les quartiles), on obtient la figure 14. On remarque qu'en réalité la tendance observée pour les humidités hautes (de 20.4 à 41.9%) est inverse à celle des humidités basses (de 2.4 à 20.4%). En conditions d'humidité plus importante, la pente est négative, et l'écart entre les flux théoriques et estimés tend à diminuer. L'estimation des flux par une équation exponentielle devient plus juste. Cependant, les résidus restent majoritairement positifs, traduisant une surestimation des flux par la loi exponentielle. Autrement dit, les flux n'évoluent pas de façon aussi forte avec la température que selon une exponentielle.

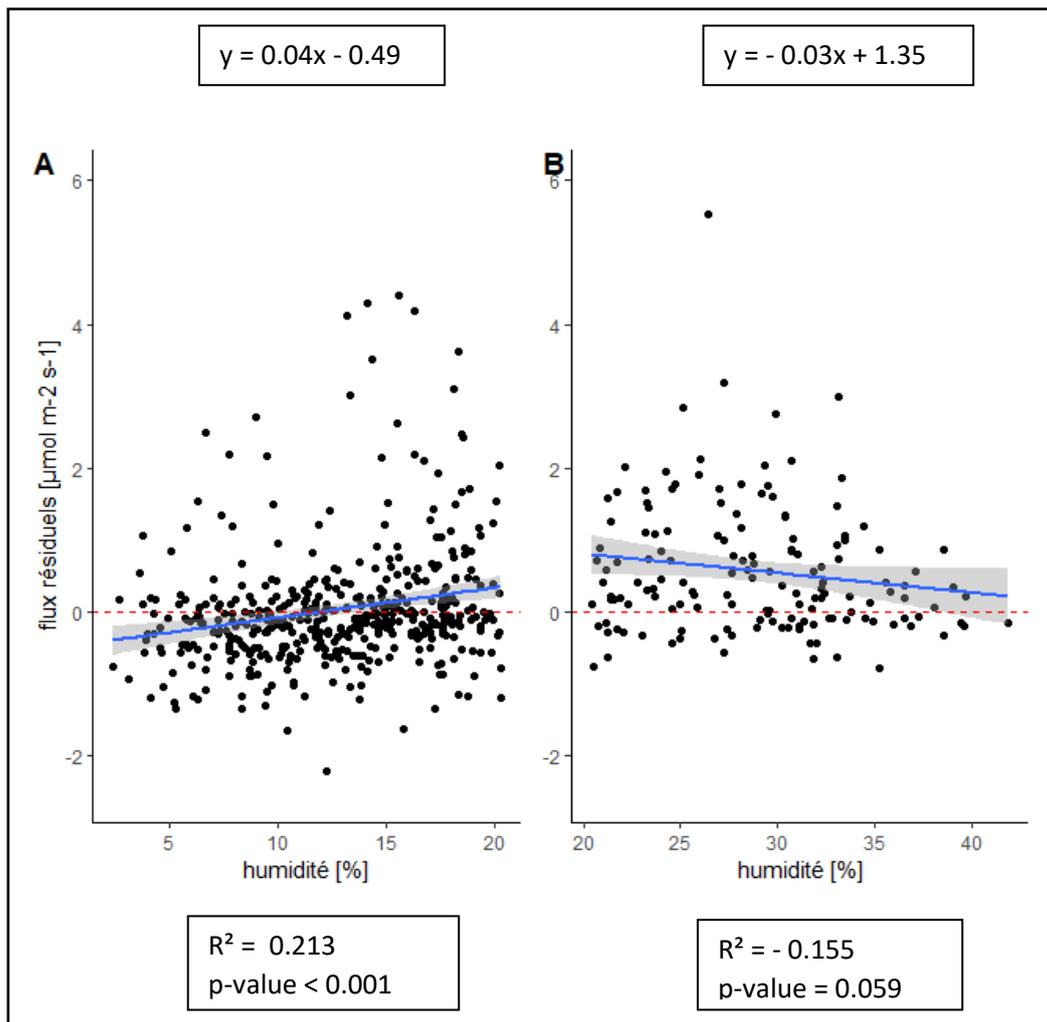


Figure 14 : **A :** Graphique présentant l'évolution des flux résiduels en fonction de l'humidité de surface. Les humidités correspondent aux trois premiers quartiles de l'humidité totale, c'est-à-dire aux humidités les plus basses (de 2.4% à 20.4%). **B :** Graphique présentant l'évolution des flux résiduels en fonction de l'humidité de surface. Les humidités correspondent au dernier quartile de l'humidité totale, c'est-à-dire aux humidités les plus hautes (de 20.4% à 41.9%).

CHAPITRE IV. RESULTATS

Les éventuelles différences entre sites et entre modalités ont été étudiées (les figures correspondantes sont présentes en Annexe 4 A et B). Une corrélation positive entre les flux résiduels et les basses humidités est retrouvée de manière significative pour les trois modalités, et relativement significative pour les sites. Par contre, pour ce qui est de la tendance des flux résiduels avec les humidités hautes, seule la modalité YBC montre une corrélation négative significative. Le manque de significativité des autres sites et modalités traduit qu'il n'y a ni corrélation positive, ni corrélation négative entre les flux résiduels et les humidités hautes. L'influence isolée de l'humidité sur les flux est donc moindre.

La figure 11 révèle que les flux augmentent avec la température, et la figure 13 indique l'influence de l'humidité sur les flux. En conséquence, la corrélation entre les flux et la température a été recalculée, en séparant les données à humidités basses (de 2.4% à 20.4%) de celles à haute humidité (de 20.4% à 41.9%). Les corrélations sont, pour les deux gammes d'humidité, très significatives, avec un R^2 de 0.17 pour les humidités basses, et de 0.64 pour les humidités hautes. L'étude de ces corrélations par modalités et par sites est illustrée par les figures 16 et 17 respectivement.

Ces figures indiquent plusieurs résultats intéressants. Tout d'abord, les encadrés 16B et 17B démontrent que malgré une corrélation négative entre la température et l'humidité, cela ne signifie pas pour autant qu'on ne retrouve que de basses températures aux humidités les plus élevées. Ainsi, on observe des températures allant jusque 30°C dans le quartile des humidités les plus hautes. Deuxièmement, on remarque que la corrélation positive des températures sur les flux est plus importante lorsque l'humidité est importante.

Les modalités de biochar (OBC et YBC) ne présentent pas de corrélation significative pour ce qui est des humidités basses, contrairement au sol de référence ($R^2=0.3$, $p\text{-value}<0.001$). Les corrélations relatives aux humidités hautes sont par contre toutes significatives, avec une relation positive plus forte pour le sol de référence (REF : $R^2=0.75$), intermédiaire pour le jeune biochar (YBC : $R^2=0.65$), et moins forte pour le vieux biochar (OBC : $R^2=0.46$).

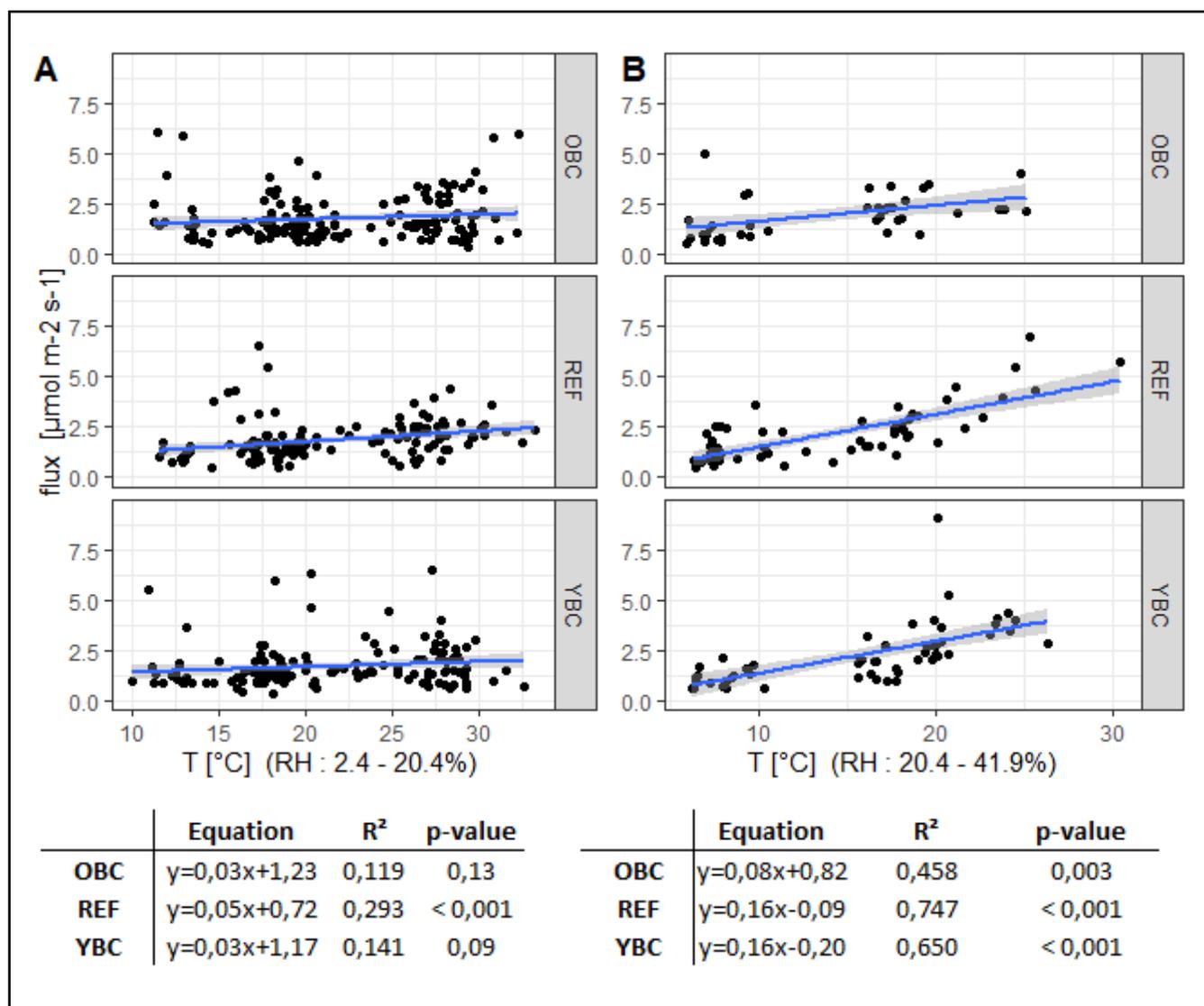


Figure 16 : A : Graphique présentant l'évolution des flux en fonction de la température de surface par modalité, pour une gamme d'humidités de surface plus basses (de 2.4% à 20.4%). B : Graphique présentant l'évolution des flux en fonction de la température de surface par modalité, pour une gamme d'humidités de surface plus hautes (de 20.4% à 41.9%).

Mis à part pour le site 4 (S4 figure 17A), les corrélations concernant la gamme des humidités basses sont positives et significatives (S3 : $R^2=0.24$, $p\text{-value}=0.003$; S5 : $R^2=0.23$, $p\text{-value}=0.004$). Pour les humidités hautes, les corrélations entre la température et les flux pour les trois sites sont très significatives, avec un coefficient de corrélation fort (de 0.63 à 0.65).

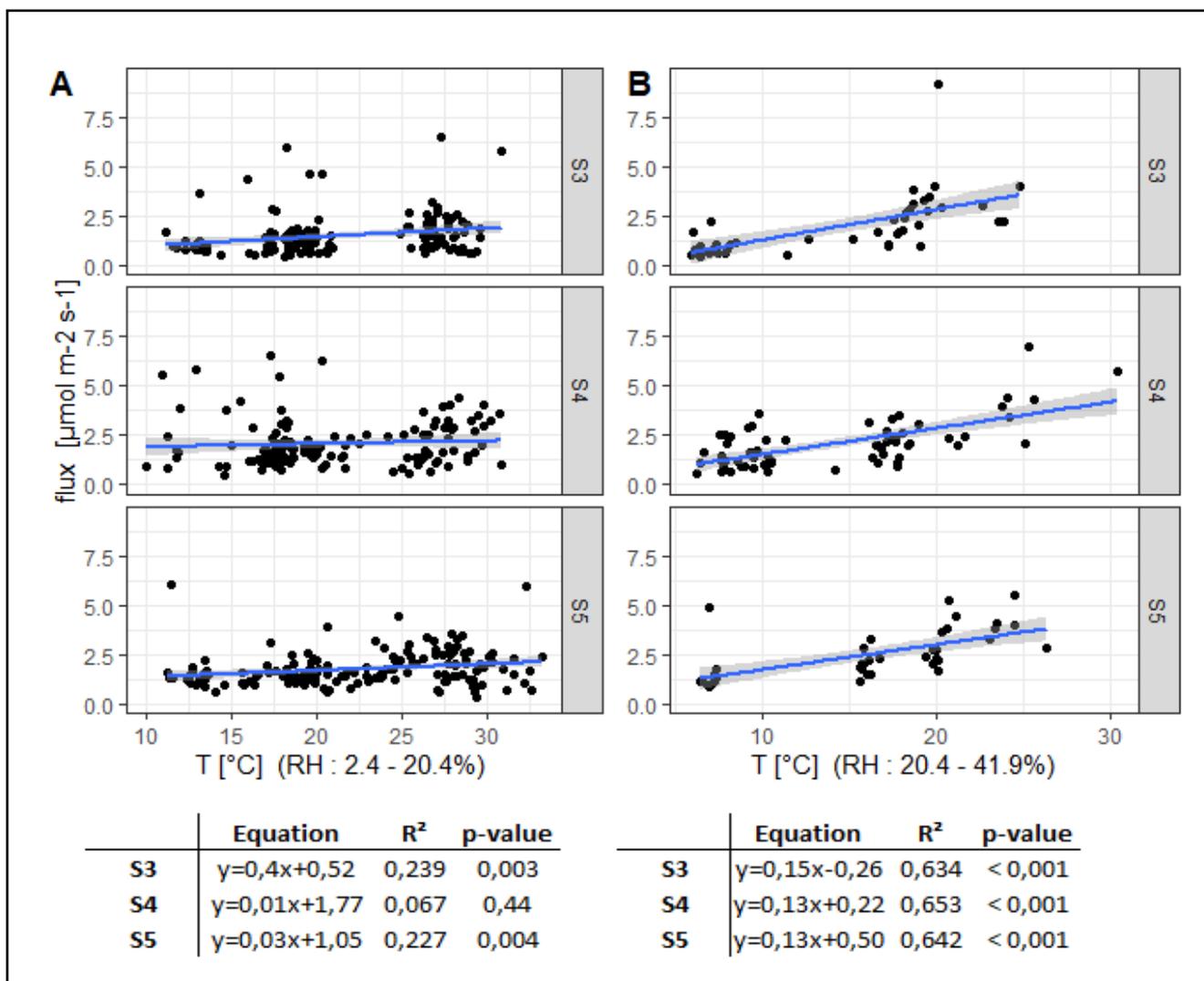


Figure 17 : A : Graphiques présentant l'évolution des flux en fonction de la température de surface par site, pour une gamme d'humidités de surface plus basses (de 2.4% à 20.4%). B : Graphiques présentant l'évolution des flux en fonction de la température de surface par site, pour une gamme d'humidités de surface plus hautes (de 20.4% à 41.9%).

4.3. Variables pédologiques

4.3.1. Comparaisons des caractéristiques des sols

Des tests statistiques de comparaison des moyennes ont été réalisés sur les données pédologiques mises à disposition et réalisées au préalable de cette étude (2018), ainsi que sur les données des bougies poreuses, qui sont des moyennes relatives aux trois années précédentes (avril-juillet 2018, janvier-juin 2019, décembre 2019-mars 2020, présentes en Annexe 3). Cette double analyse permet d'avoir un jeu de données pédologiques complet, permettant de caractériser les sols.

Les tests sont réalisés à l'échelle des sites et modalités. On ne peut établir de différence statistique entre placettes. Les résultats n'étant pas le fruit de cette étude ne sont pas présentés ici, mais sont utilisés dans la partie discussion.

La modalité OBC présente des valeurs de C/N, concentrations en carbone et en azote significativement supérieures aux deux autres modalités, et une CEC significativement supérieure à celle de la modalité REF.

La modalité REF présente une concentration en potassium significativement inférieure aux deux autres modalités.

Par rapport aux sites, le site 3 a une concentration en calcium significativement inférieure aux autres sites.

4.3.2. Détermination des pH eau et pH KCl

Les résultats des analyses pH des colliers sont présentés dans la figure 18. Le détail des valeurs de pH est quant à lui présent en Annexe 5.

Les pH eau et KCl sont significativement différents d'une modalité à l'autre (figure 18 C, D). Les différences les plus significatives interviennent entre le sol amendé en vieux biochar et le sol amendé en jeune biochar (pH eau : ***, pH KCl : ****).

Concernant les sites (figure 18, A, B), les tests statistiques montrent une différence significative entre le pH du site 4 et ceux des sites 3 et 5. Elle est hautement significative pour le pH eau et significative pour le pH KCl. Le site 3 présente une variabilité particulièrement importante pour ses valeurs de pH KCl.

Quant aux différences de pH entre placettes (figure 18 E, F) la structuration des moyennes a de nouveau été retranscrite sous forme de lettres (figure 18 G). En termes de pH (eau et KCl), la placette OBC3 est fort différente de toutes les autres. La REF5 a également un comportement particulier, avec des valeurs de pH plus basses que les autres placettes de la modalité REF. Au sein des trois placettes de modalité YBC, on remarque que la variabilité est nettement moins importante.

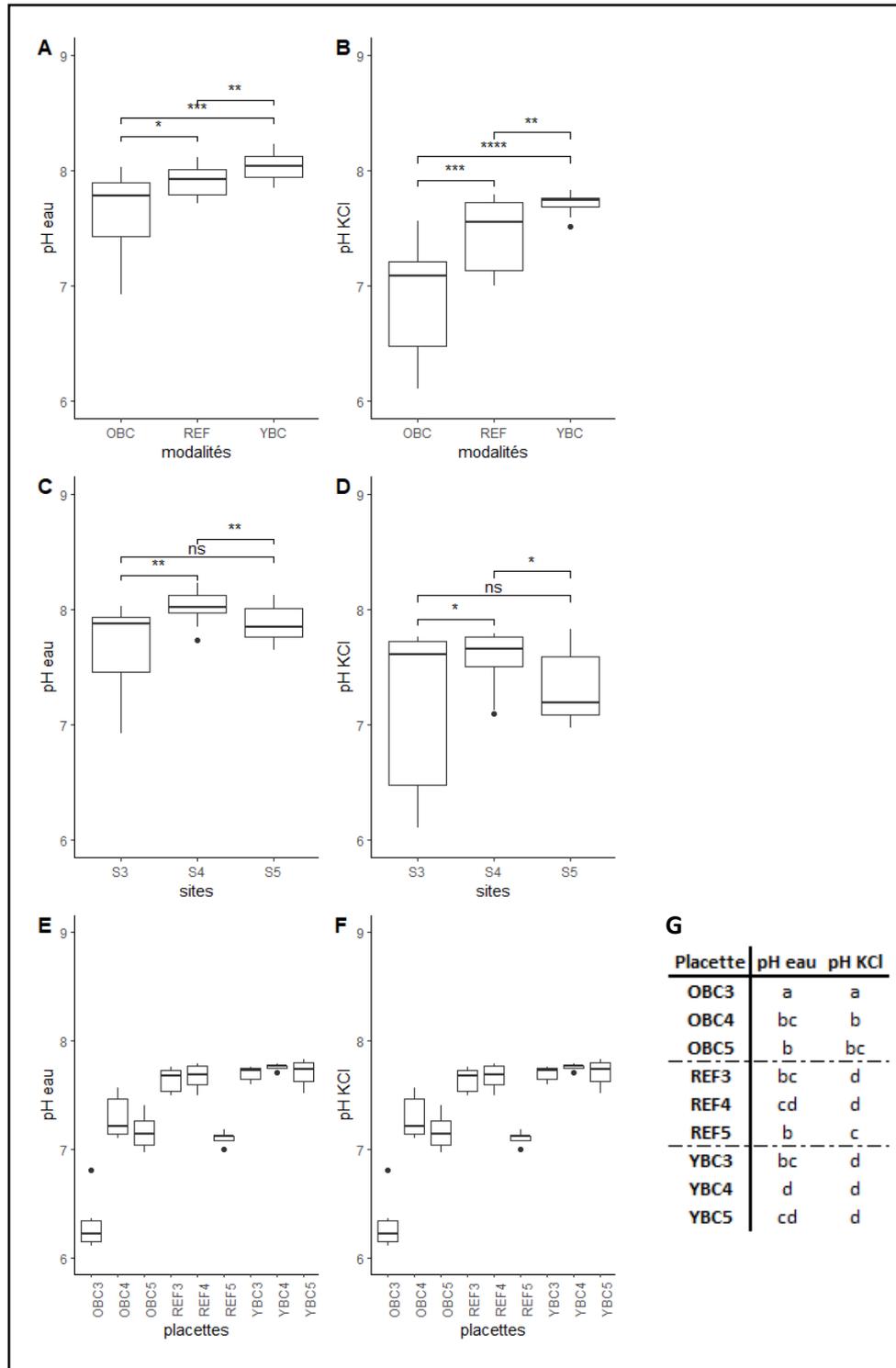


Figure 18 : Représentation en boxplot des valeurs des pH mesurés pour chaque collier. L'annotation « ns » signifie une différence non-significative, tandis que les symboles « * » représentent une différence significative, proportionnelle au nombre d'astérisques. **A** : Valeurs des pH eau des colliers rassemblés par sites. **B** : Valeurs des pH KCl des colliers rassemblés par sites. **C** : Valeurs des pH eau des colliers rassemblés par modalités. **D** : Valeurs des pH KCl des colliers rassemblés par modalités. **E** : Valeurs des pH eau des colliers rassemblés par placettes. **F** : Valeurs des pH KCl des colliers rassemblés par placettes. **G** : Structuration des moyennes des pH des colliers rassemblés par placettes. Les placettes portant les mêmes lettres sont similaires en termes de pH.

V. DISCUSSION

Avant de passer à l'interprétation des résultats proprement dite et de potentiellement mettre en lumière l'effet du biochar sur la respiration hétérotrophe, une précision de l'impact des variables étudiées est nécessaire. De cette manière, les divergences de respiration entre modalités, sites et placettes pourront être justifiées plus adéquatement.

5.1. Impacts des variables quantitatives

De nombreux facteurs environnementaux influencent la respiration hétérotrophe du sol et il est important de considérer leurs interactions dans notre réflexion lors de l'analyse des flux de CO₂ du sol.

5.1.1. La température

L'augmentation de la température correspond à une augmentation de la respiration du sol. La relation pour l'ensemble des colliers a un coefficient de 0.22 et est très significative (p-value < 0.001). La même tendance positive est observée selon que l'on agrège les colliers par modalité, site ou placette, avec des coefficients et significativités variés, comme le montre la figure 11. Au plus l'échelle se précise (ensemble des flux - placettes), au plus les disparités apparaissent entre les colliers. Ainsi, tous les flux des sites et modalités sont positivement corrélés à la température de manière significative, sauf la modalité OBC pour laquelle la tendance n'est pas significative, et au niveau des placettes plusieurs différences sont observables.

En comparaison avec d'autres études (Heinemeyer et al., 2010 ; Phillips et al., 2017), la valeur des flux mesurés est cohérente ($1.85 \pm 1.13 \mu\text{moles m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ou $0.08 \pm 0.05 \text{ mg m}^{-2} \text{s}^{-1}$). Les valeurs de Q₁₀ concordent avec une étude de la même région (Buysse, 2013), et il en est de même pour les R₁₀ (Perrin, 2005).

La corrélation entre la température et la respiration, largement décrite dans la littérature, traduit l'amélioration de l'activité et de la prolifération des populations microbiennes par une hausse de température. En effet, la matière organique du sol est plus dégradée et minéralisée, avec comme résultat une augmentation de la production de CO₂ (Kirschbaum, 2006 ; Davidson et al., 2006).

Avec le changement climatique, une élévation de la température dans plusieurs régions du globe est à craindre (Bullock, 2005). Or selon plusieurs études, les pools de matière organique ayant un faible TR, c'est-à-dire les stocks de carbone moins facilement dégradables, seraient plus sensibles à une hausse de température globale que les stocks plus labiles (Billings &

Ballantyne, 2012 ; Lehmann & Kleber, 2015). Leur dégradation exige davantage de réactions chimiques et enzymatiques, ainsi qu'une énergie d'activation plus élevée, qui sont favorisées par une augmentation de température. Les sols pourraient donc contribuer à l'augmentation de l'effet de serre par leur respiration, favorisant par la suite le réchauffement de l'atmosphère (Lehmann & Kleber, 2015). Bien que les flux augmentent avec la température, nos résultats suggèrent que le biochar est significativement moins influencé par celle-ci, alors qu'il est considéré comme un pool de carbone plus récalcitrant.

Cette divergence provient peut-être du fait que ces études ne tiennent compte que de matières organiques en général. Au contraire de notre étude, qui s'intéresse spécifiquement au biochar, dont la structure est probablement trop récalcitrante que pour être facilement dégradée, comparativement à d'autres MO à structures complexes. Lehmann & Kleber (2015) précisent cependant que les taux de CO₂ des différents pools peuvent être similaires, mais que des variations des stocks de carbone plus stables induisent des variations de CO₂ atmosphériques conséquentes. En effet, le carbone du sol est majoritairement présent sous forme récalcitrante. Un changement minime dans ces stocks peut alors induire des conséquences non négligeables au niveau global. Également, il a été observé par d'autres études que de hautes températures pouvaient limiter la disponibilité des substrats, avec alors un effet inverse de ceux cités ci-dessus, et une émission moindre de CO₂. La réponse du biochar fait peut-être partie de ces cas.

D'un autre côté, des températures basses ont également un effet limitant sur l'activité microbienne. Elles défavorisent l'affinité des enzymes dégradantes avec le substrat, et réduisent leur diffusion à travers les membranes cellulaires (Davidson et al., 2006).

Dans cette étude, l'effet promoteur de la température sur la respiration est observé, conformément à la majorité des références bibliographiques.

5.1.2. *L'humidité*

Bien que la température soit le principal facteur de contrôle de la respiration hétérotrophe des sols, d'autres facteurs l'influencent. Davidson et al. (2006), notamment, précisent que l'humidité ainsi que la biomasse microbienne sont deux paramètres contrôlant la respiration des sols.

Dans le cas présent, l'interaction entre l'humidité et la température, et leurs effets sur les flux de CO₂, ont particulièrement été observés, ce qui corrobore les observations de Mechler et al. (2018). De fait, la corrélation négative forte de l'humidité avec la température (Figure 12, R²=0.53, p-value<0.001) confirme que l'influence de la température pourrait cacher celle de

l'humidité. Si des respirations importantes sont synonymes de hautes températures, il est possible que de faibles teneurs en eau aient un rôle crucial sur les flux de CO₂.

La loi Q₁₀ représente l'évolution théorique des flux en fonction de la température, prétendument exponentielle. La présence de résidus suggère que cette loi n'approxime pas adéquatement l'évolution des flux. De plus, la corrélation entre les résidus de cette relation exponentielle et l'humidité confirme qu'une partie de la variance des flux de CO₂ mesurés est bel et bien expliquée par l'humidité.

A une valeur théorique de 11% d'humidité, les résidus sont nuls. Cela signifie qu'avant ce niveau d'humidité, la valeur des flux estimée étant supérieure à leur valeur réelle, les flux sont surestimés, et que par après, la loi exponentielle sous-estime la valeur réelle des flux. Les flux évoluent avec la température de manière plus faible qu'exponentiellement à humidité basse, et de manière plus importante à humidité haute. Les figures 13 et 14 illustrent bien ce phénomène. Reichstein et al. (2003) ont également mis en évidence une valeur similaire de 16% d'humidité relative, à laquelle la moitié des flux maximums avait déjà été atteinte.

Il s'avère donc que l'humidité a un effet limitant sur la réponse de la respiration face à une augmentation de la température. A partir d'une certaine valeur-seuil d'humidité, l'effet limitant s'efface, et la respiration réagit de manière beaucoup plus forte à une évolution de température (figures 16 et 17).

Cet effet est en réalité dû à une accessibilité moindre des substrats et stocks de carbone du sol lorsque le sol est sec. En effet, les éléments du sol doivent être en solution pour être assimilés. Les solutés, ainsi que les enzymes extracellulaires des microorganismes, doivent subir une diffusion pour entrer dans l'eau capillaire du sol, où les substrats solubles seront dégradés. La disponibilité des nutriments et la capacité des microorganismes à les dégrader sont donc directement liées à la teneur en eau du sol. Lorsque l'humidité est trop basse, ceux-ci entrent en dormance et ne sont plus actifs. En conséquence, les flux de CO₂ diminuent (Davidson et al., 2006).

Reichstein et al. (2003) ont également observé cet impact, en mettant en évidence sa conséquence sur le changement climatique. Bien qu'une augmentation de température soit synonyme d'augmentation de respiration et d'émission de CO₂, il est possible qu'elle soit également accompagnée d'une augmentation de la fréquence des périodes de sécheresse à certains endroits, limitant ainsi la disponibilité du substrat organique aux microorganismes et limitant l'augmentation des flux sous l'effet de la température. Par ce biais, l'effet limitant de

l'humidité permettrait de diminuer le feedback positif des sols sur le réchauffement climatique dans certains écosystèmes.

L'humidité a donc un effet limitant sur la respiration des sols, qui se répercute sur l'impact de la température sur la respiration microbienne. Dans des conditions plus sèches, la respiration est limitée par une accessibilité au substrat restreinte, ce qui réduit l'effet de la température sur les flux de CO₂. Tandis que dans des conditions d'humidité plus élevée, la température a un effet beaucoup plus important sur les flux.

5.2. Impact des variables qualitatives

5.2.1. Variabilité inter-modalités

La variabilité des flux et R10 est trop importante que pour avoir des différences significatives entre modalités (écart-types du tableau 3). Par conséquent, malgré une concentration en carbone significativement plus importante de la modalité OBC, la respiration microbienne n'est pas pour autant influencée. Cela signifie qu'il est possible de doubler les stocks du carbone du sol, sans pour autant favoriser une émission de CO₂ plus importante. Le rôle de stabilisation du carbone par ajout de biochar dans le sol est donc ici vérifié.

Des différences en termes de Q10 sont par contre observables : les sols de référence présentent des valeurs plus élevées que les deux autres modalités. Le Q10 reflète la sensibilité de la respiration d'un sol, face à une augmentation de température. L'ajout de biochar dans les sols semble rendre la respiration hétérotrophe moins sensible à la hausse de température du sol.

L'explication la plus simple de ces phénomènes réside dans le fait que le carbone stocké dans le biochar est plus difficilement accessible par les microorganismes, de par sa conformation. Leurs populations peuvent également évoluer, en favorisant les organismes capables de dégrader du carbone plus récalcitrant et d'avoir une utilisation plus performante du carbone métabolisé. L'hypothèse de précipitation du CO₂ sous forme de carbonates est exclue pour la modalité OBC, qui présente des pH relativement neutres voire plus acides, mais demeure une explication potentielle pour la modalité YBC qui présente une valeur de pH plus élevée que les deux autres (figure 18) (Lehmann et al., 2011 ; Bamminger et al., 2014).

Bien que cela ne soit pas exprimé par des valeurs de flux ou de R10 plus basses pour les sols amendés que les sols de référence, il est attendu que l'augmentation des températures sur les modalités OBC et YBC conduisent à des augmentations plus faibles des flux de CO₂ d'origine

hétérotrophe que pour les sols de référence. Ces comportements divergents face à la variation de température sont d'autant plus intéressants dans le contexte de changement climatique. L'ajout de biochar permettrait dans ce cas d'atténuer la rétroaction positive de la température sur la respiration des sols.

L'étude de l'évolution des flux avec la température en intégrant le pourcentage d'humidité pour les modalités présente des résultats intéressants. Tout d'abord, la figure 16 révèle que le sol de référence est le seul qui présente une sensibilité significative des flux à la température en période de sécheresse. Près de 30% de ses flux sont expliqués par ces conditions. L'absence de relation significative pour les modalités OBC et YBC suggère qu'elles ne sont au contraire pas influencées par une période de sécheresse. En effet, les pores et la surface spécifique importante du biochar lui permettent de conserver une réserve d'eau, utile aux microorganismes (Barnes et al., 2014).

Ensuite, en conditions d'humidité plus haute, les corrélations sont de plus en plus fortes suivant l'ordre OBC ($R^2=0.46$, $p\text{-value}=0.003$) YBC ($R^2=0.65$, $p\text{-value}<0.001$) et REF ($R^2=0.75$, $p\text{-value}<0.001$) (figure 16). Cela confirme la moindre sensibilité des flux des sols amendés en biochar face à l'augmentation de température. L'augmentation importante des flux face à la température dans des conditions humides est justifiée par une meilleure accessibilité du substrat (Davidson et al., 2006).

En termes de potentiel hydrogène, bien que ses valeurs de pH restent proches de la valeur neutre (7), les analyses indiquent que la modalité OBC est relativement plus acide que les autres. L'effet du biochar sur le pH du sol varie selon les conditions de fabrication du biochar, en fonction de la température lors de la pyrolyse, mais aussi de la proportion de cendres et du pH initial du biochar (Lehmann, 2011). Si par exemple le pH du vieux biochar était lui-même plus acide que le sol de référence ou que le jeune biochar, cela peut expliquer un pH plus acide pour la modalité OBC.

Les recherches bibliographiques ne convergent pas quant à un impact précis du biochar sur le pH du sol (Lehmann, 2007 ; Chan & Xu, 2009). Les résultats de l'étude présente vont donc dans le sens que le biochar diminuerait le pH du sol, mais sans pour autant certifier un phénomène de cause à effet. Dans le but de déterminer un impact précis du biochar sur le pH du sol, des expériences en laboratoire sont à préconiser, où plusieurs biochars produits sous des conditions différentes et connues seraient introduits dans des échantillons de sols également bien caractérisés, surtout en termes de pH.

5.2.2. Variabilité inter-sites

A la différence des modalités, les valeurs de flux et de R10 des colliers regroupés en sites montrent des différences significatives, entre les sites 4 et 5 qui émettent davantage de flux de CO₂ que le site 3, et qui présentent une sensibilité plus basse à la température. Bien que les propriétés pédologiques des sites soient relativement similaires, la concentration en calcium est moins importante pour le site 3 que les deux autres sites, et le site 4 présente un sol plus basique que les deux autres sites.

Aucune étude ne relie une concentration en calcium plus basse avec une respiration moins importante ou une sensibilité à la température plus élevée.

Par rapport au pH, le sol plus basique du site 4 pourrait justifier une respiration et activité microbiennes accrues, de par une meilleure disponibilité en nutriments (Kuzyakov et al., 2009). De plus, ce site est situé du côté ouest de la parcelle. Or la prairie adjacente est pourvue de grands arbres, dont l'ombre s'étend jusqu'aux placettes du site 4. Ces conditions environnementales profitent au sol, qui conserve une certaine fraîcheur. Les tests statistiques révèlent en effet une humidité significativement supérieure pour ce site comparativement aux deux autres (Annexe 4), et sa température moyenne est également plus basse (Annexe 5). Comme évoqué précédemment, une humidité plus importante promeut la dégradation et la respiration microbienne (Davidson et al., 2006).

Le site 5 a par contre une température moyenne significativement supérieure et une humidité significativement inférieure aux autres sites. Les caractéristiques de température et d'humidité des sites S4 et S5 sont différentes alors qu'ils émettent tous les deux plus de CO₂ que le site 3.

L'explication des différents comportements des sites par rapport à la respiration microbienne dépasse a priori les données qui sont à notre disposition. De plus, mis à part pour l'élément calcium, aucune différence significative en nutriments n'est à signaler. Dès lors, une étude plus approfondie d'autres caractéristiques des sols est suggérée, comme par exemple une détermination de la biomasse microbienne ou des communautés de microorganismes présentes dans le sol. Ces facteurs influencent en effet la respiration des sols (Lehmann, 2011).

La sensibilité des flux face à l'effet combiné de la température et de l'humidité révèle un troisième facteur important. En effet, si les tendances étudiées pour les humidités hautes selon les trois modalités présentaient des résultats différents, les corrélations sont similaires pour les trois sites. Cela signifie que les sites ont des caractéristiques similaires, se traduisant par des sensibilités à la température similaires, tandis que les modalités sont différenciées

principalement par l'amendement en biochar. Cet apport est donc bien l'explication à des sensibilités différentes.

5.2.3. Variabilité inter-placettes

Les corrélations entre la respiration et la température, sont significativement plus élevées pour les placettes REF3, REF4, REF5, OBC3 et YBC4 que pour les autres placettes. Les écart-types larges et la disparité entre les moyennes lors des tests statistiques témoignent en fait de l'hétérogénéité inter-placette. Cela est dû aux microenvironnements que peut présenter un sol, avec par exemple une porosité, une texture de sol, un relief, des conditions d'humidité ou encore des populations microbiennes spécifiques. Davidson et al. (2006) confirment que des comparaisons entre différents sites sont complexes, à cause de telles spécificités. Reichstein et al. (2003) ont également eu des difficultés à modéliser la variabilité des taux de respiration au sein des sites. C'est pourquoi seuls les grands écarts et similarités entre placettes seront repris dans cette partie, sans que des liens soient avancés.

OBC3 et YBC4, qui présentent des corrélations significatives entre les flux de CO₂ et la température, ont des concentrations relativement proches en azote, et dans une moindre mesure en potassium. Elles présentent par contre des valeurs de pH diamétralement opposées. OBC5 et YBC4 présentent des valeurs de Q₁₀ très variables. Mis à part pour les éléments de potassium et azote, ces placettes présentent des concentrations en nutriments et valeurs de pH différentes.

Afin de mettre en avant l'un ou l'autre facteur permettant d'expliquer des différences inter-placettes, une analyse plus précise de chaque placette devrait être conduite. Notamment, les communautés de microorganismes sont un facteur important de la respiration d'un sol, et elles seraient de plus influencées par le biochar (Lehmann, 2011). Par ailleurs, Colman & Schimel (2013) déclarent que les facteurs de température, précipitation, concentration en carbone et biomasse microbienne ensemble expliquent 78% de la respiration microbienne, dans lequel 68% est expliqué par la biomasse microbienne seule. Une analyse permettant de mesurer la biomasse microbienne au sein des sols ainsi que de différencier les communautés serait pertinente pour interpréter les différents comportements en termes de respiration.

VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les valeurs de flux de CO₂ respirés par les sols n'ont pas montré de différence significative entre les modalités, signifiant que l'ajout de matière organique pyrolysée récente ou ancienne n'augmente pas les émissions de CO₂ issues de la respiration hétérotrophe. Dès lors, on peut émettre l'hypothèse qu'un sol enrichi en biochar stocke sur le court et long terme du carbone dans le sol. Notre étude contribue à montrer que l'amendement en biochar pourrait être un moyen de stabiliser du carbone dans les horizons de surface de sols agricoles en milieux tempérés.

Des différences de taux de respiration ont été observées entre les différents sites (en fonction de leur position au sein de la parcelle agricole) montrant ainsi une variabilité spatiale des flux de CO₂ et d'autres facteurs de contrôle que la quantité de carbone ou les conditions d'humidité et de température. Les caractéristiques pédologiques des sites de cette étude sont très similaires de l'un à l'autre, nous n'avons pas été capables de déterminer les facteurs contrôlant cette variabilité spatiale. Une analyse des communautés microbiennes et de leur activité enzymatique pourrait apporter un élément de réponse.

Nos résultats montrent une influence positive de la température sur les flux pour tous les types de sols, mais avec une significativité plus importante sur les sols de référence. Notre étude montre également que les sols amendés en biochar montrent une sensibilité des flux de CO₂ à la température (i.e., valeurs de Q₁₀ plus faibles) moindre que les sols de référence. Cet effet est observable aussi bien pour le biochar vieux de plus de 150 ans que pour le plus récemment pyrolysé.

Il a été observé qu'une humidité basse limite l'effet de la température sur la respiration (i.e., augmentation des flux de CO₂ avec la température), et ce pour tous les types de sol étudiés.

L'ajout de matière organique pyrolysée tel que le biochar influence la respiration microbienne. En intégrant l'analyse des variables d'humidité et de température, cette étude a démontré que le biochar permet de réduire la sensibilité de la respiration dans des conditions sèches et chaudes.

La relation complexe liant l'humidité à la température et à la disponibilité du substrat a également été mise en évidence. Dans le contexte de notre étude au sein d'un agrosystème et pendant une période de mesure de mars à juillet, la relation entre température et flux de CO₂

CHAPITRE VI. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

n'était pas exponentielle. Un effet limitant de l'humidité a été observé, à une teneur en eau volumique d'environ 11%. Une modélisation intégrant davantage de facteurs, dont l'humidité et la biomasse microbienne, permettrait de mieux estimer les flux de CO₂ du sol.

Puisque les effets du biochar dépendent fortement des conditions pédoclimatiques, mais également des conditions de fabrication du matériau (i.e., type de matière première et température de pyrolyse), de futures études devraient être menées en comparant différents types de biochar dans des agrosystèmes présentant des caractéristiques variées. Une standardisation des effets du biochar par type de sol, climat, conditions environnementales, et par type de biochar serait une progression considérable dans l'étude de ses impacts sur la respiration microbienne et les flux de CO₂. Une approche holistique des différents paramètres est nécessaire pour mieux comprendre les liens et conséquences sur la respiration.

Le biochar peut également influencer la concentration et la disponibilité d'autres éléments comme l'azote, et dès lors l'amendement en biochar dans les agrosystèmes tempérés pourrait avoir des effets sur les émissions d'autres GES tels que N₂O et CH₄. D'autres services écosystémiques comme l'épuration des eaux ou la décontamination des sols devraient également être précisés et étudiés, afin que les avantages de l'implémentation de biochar dans les milieux naturels puissent être mieux connus et donc valorisés.

Dans un tout autre domaine, il serait intéressant de quantifier plus précisément les émissions de CO₂ évitées en séquestrant du biochar dans le sol. Puisque le biochar est produit à partir de biomasse et que sa production et son amendement au sol peuvent engendrer des émissions de CO₂, le bilan de carbone complet, de la production des matières pyrolysées à son usage dans les exploitations agricoles, doit être considéré. La question d'une plus-value du biochar vis-à-vis, par exemple, de l'agroforesterie en termes de séquestration de carbone se pose. Si les différences de coût et d'émission de CO₂ sont minimales, la fabrication de biochar à partir de biomasse ligneuse pourrait être une nouvelle forme de valorisation de produits forestiers et de biomasses encore non utilisées (comme de la sciure de bois, des déchets verts, ...).

VII. BIBLIOGRAPHIE

2019 — IPCC, August-13-2020. . <https://www.ipcc.ch/2019/>, (13/08/2020).

Ameloot N., Graber E.R., Verheijen F.G.A. & De Neve S., 2013. Interactions between biochar stability and soil organisms: review and research needs. *Eur. J. Soil Sci.* **64**(4), 379–390.

Anders E., Watzinger A., Rempt F., Kitzler B., Wimmer B., Zehetner F., Stahr K., Zechmeister-Boltenstern S. & Soja G., 2013. Biochar affects the structure rather than the total biomass of microbial communities in temperate soils. *Agric. Food Sci.* **22**(4), 404–423.

Asai H., Samson B.K., Stephan H.M., Songyikhangsuthor K., Homma K., Kiyono Y., Inoue Y., Shiraiwa T. & Horie T., 2009. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos. 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. *F. Crop. Res.* **111**(1–2), 81–84.

Atkinson C.J., Fitzgerald J.D. & Hips N.A., 2010. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant Soil.*

B.C. MELP & B.C. MF & PP-Systems, 1998. EGM-4 Environmental Gas Monitor For CO₂. *Oper. Man. Version 3.34* 17.

Balesdent J., Basile-Doelsch I., Chadoeuf J., Cornu S., Derrien D., Fekiacova Z. & Hatté C., 2018. Atmosphere–soil carbon transfer as a function of soil depth. *Nature* **559**(7715), 599–602.

Bamminger C., Zaiser N., Zinsser P., Lamers M., Kammann C. & Marhan S., 2014. Effects of biochar, earthworms, and litter addition on soil microbial activity and abundance in a temperate agricultural soil. *Biol. Fertil. Soils* **50**(8), 1189–1200.

Barnes R.T., Gallagher M.E., Masiello C.A., Liu Z. & Dugan B., 2014. Biochar-induced changes in soil hydraulic conductivity and dissolved nutrient fluxes constrained by laboratory experiments. *PLoS One* **9**(9).

BENGOUGH A.G. & MULLINS C.E., 1990. Mechanical impedance to root growth: a review of experimental techniques and root growth responses. *J. Soil Sci.* **41**(3), 341–358.

Billings S.A. & Ballantyne F., 2013. How interactions between microbial resource demands, soil organic matter stoichiometry, and substrate reactivity determine the direction and magnitude of soil respiratory responses to warming. *Glob. Chang. Biol.* **19**(1), 90–102.

Bird M.I., Wynn J.G., Saiz G., Wurster C.M. & McBeath A., 2015. The Pyrogenic Carbon Cycle. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* **43**(1), 273–298.

Borchard N., Siemens J., Ladd B., Möller A. & Amelung W., 2014. Application of biochars to sandy and silty soil failed to increase maize yield under common agricultural practice. *Soil Tillage Res.* **144**, 184–194.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Bradford M.A., Davies C.A., Frey S.D., Maddox T.R., Melillo J.M., Mohan J.E., Reynolds J.F., Treseder K.K. & Wallenstein M.D., 2008. Thermal adaptation of soil microbial respiration to elevated temperature. *Ecol. Lett.* **11**(12), 1316–1327.
- Burgeon et al., submitted to *Geoderma*
- Buysse P., 2013. Variabilité de la respiration hétérotrophe du sol dans des écosystèmes agricoles: Analyse à différentes échelles spatiales et temporelles.
- C.J. Matocha, in *Encyclopedia of soils in the environment* 2005 Pages 133-140
- Cambardella et al., in *Encyclopedia of Soils in the Environment* , 2005, p.170-175
- Cardinael R., Guenet B., Chevallier T., Dupraz C., Cozzi T. & Chenu C., 2018. High organic inputs explain shallow and deep SOC storage in a long-term agroforestry system – combining experimental and modeling approaches. *Biogeosciences* **15**(1), 297–317.
- Carney K.M. & Matson P.A., 2005. Plant communities, soil microorganisms, and soil carbon cycling: Does altering the world belowground matter to ecosystem functioning? *Ecosystems* **8**(8), 928–940.
- Carrari E., Ampoorter E., Bottalico F., Chirici G., Coppi A., Travaglini D., Verheyen K. & Selvi F., 2017. The old charcoal kiln sites in Central Italian forest landscapes. *Quat. Int.* **458**, 214–223.
- Cassidy M.B., Lee H. & Trevors J.T., 1996. Environmental applications of immobilized microbial cells: A review. *J. Ind. Microbiol.*
- Chan K.Y. & Xu Z., 2009. Biochar: Nutrient properties and their enrichment. *In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Routledge, 67–84.
- Chan K.Y., Van Zwieten L., Meszaros I., Downie A. & Joseph S., 2007. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. *Soil Res.* **45**(8), 629.
- Cheng C.H., Lehmann J. & Engelhard M.H., 2008. Natural oxidation of black carbon in soils: Changes in molecular form and surface charge along a climosequence. *Geochim. Cosmochim. Acta* **72**(6), 1598–1610.
- Cheng C.H., Lehmann J., Thies J.E., Burton S.D. & Engelhard M.H., 2006. Oxidation of black carbon by biotic and abiotic processes. *Org. Geochem.* **37**(11), 1477–1488.
- Cheng W. & Kuzyakov Y., 2015. Root Effects on Soil Organic Matter Decomposition. John Wiley & Sons, Ltd, 119–143.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

Cimò, Giulia. (2014). CHARACTERIZATION OF CHEMICAL AND PHYSICAL PROPERTIES OF BIOCHAR FOR ENERGY PURPOSES AND ENVIRONMENTAL RESTORATION.

Colman B.P. & Schimel J.P., 2013. Drivers of microbial respiration and net N mineralization at the continental scale. *Soil Biol. Biochem.* **60**, 65–76.

Cross A. & Sohi S.P., 2011. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status. *Soil Biol. Biochem.* **43**(10), 2127–2134.

Dai X., Boutton T.W., Glaser B., Ansley R.J. & Zech W., 2005. Black carbon in a temperate mixed-grass savanna. *Soil Biol. Biochem.* **37**(10), 1879–1881.

Davidson E.A. & Janssens I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*.

Davidson E.A., Janssens I.A. & Lou Y., 2006. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: Moving beyond Q10. *Glob. Chang. Biol.* **12**(2), 154–164.

Devereux R.C., Sturrock C.J. & Mooney S.J., 2013. The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. In: *Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh*. Royal Society of Edinburgh Scotland Foundation, 13–18.

Downie A., Crosky A., Munroe P., Crosky A. & Munroe P., 2012. Physical Properties of Biochar 45–64.

Egelkraut T.M., Kissel D.E., Cabrera M.L. & Adkins W., 2003. Predicting N mineralized in a Georgia Coastal Plain field. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* **66**(1), 1–12.

Eliasson P.E., McMurtrie R.E., Pepper D.A., Stromgren M., Linder S. & Agren G.I., 2005. The response of heterotrophic CO₂ flux to soil warming. *Glob. Chang. Biol.* **11**(1), 167–181.

Falkowski P., Scholes R.J., Boyle E., Canadell J., Canfield D., Elser J., Gruber N., Hibbard K., Hogberg P., Linder S., Mackenzie F.T., Moore B., Pedersen T., Rosental Y., Seitzinger S., Smetacek V. & Steffen W., 2000. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science* (80-).

Falloon P.*, Smith P., Szabó J. & Páztor L., 2002. Comparison of approaches for estimating carbon sequestration at the regional scale. *Soil Use Manag.* **18**(3), 164–174.

FAOSTAT, July-28-2020. . <http://www.fao.org/faostat/en/#data/EM/visualize>, (28/07/2020).

Fenner N., Freeman C. & Reynolds B., 2005. Observations of a seasonally shifting thermal optimum in peatland carbon-cycling processes; implications for the global carbon cycle and soil enzyme methodologies. *Soil Biol. Biochem.* **37**(10), 1814–1821.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Fierer N., Allen A.S., Schimel J.P. & Holden P.A., 2003. Controls on microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Glob. Chang. Biol.* **9**(9), 1322–1332.
- Finvers, 2008 Finvers, M.A., 2008, Application of e2DPSIR for analysis of soil protection issues and an assessment of British Columbia's soil protection legislation. M.Sc. Thesis. Cranfield University, UK
- Fouché J., Keller C., Allard M. & Ambrosi J.P., 2017. Diurnal evolution of the temperature sensitivity of CO₂ efflux in permafrost soils under control and warm conditions. *Sci. Total Environ.* **581–582**, 161–173.
- Genesio L., Miglietta F., Lugato E., Baronti S., Pieri M. & Vaccari F.P., 2012. Surface albedo following biochar application in durum wheat. *Environ. Res. Lett* **7**, 8.
- Glaser B., Balashov E., Haumaier L., Guggenberger G. & Zech W., 2000. Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region. *In: Organic Geochemistry*. Pergamon, 669–678.
- Goulden M.L., Munger J.W., Fan S.M., Daube B.C. & Wofsy S.C., 1996. Exchange of carbon dioxide by a deciduous forest: Response to interannual climate variability. *Science* (80-). **271**(5255), 1576–1578.
- Gundale M.J. & DeLuca T.H., 2006. Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *For. Ecol. Manage.* **231**(1–3), 86–93.
- Hamer U., Marschner B., Brodowski S. & Amelung W., 2004. Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Org. Geochem.* **35**(7), 823–830.
- Hammond J., Shackley S., Prendergast-Miller M., Cook J., Buckingham S. & Pappa V.A., 2013. Biochar field testing in the UK: outcomes and implications for use. *Carbon Manag.* **4**(2), 159–170.
- Hardy B., Cornelis J.-T., Houben D., Leifeld J., Lambert R. & Dufey J.E., 2017. Evaluation of the long-term effect of biochar on properties of temperate agricultural soil at pre-industrial charcoal kiln sites in Wallonia, Belgium. *Eur. J. Soil Sci.* **68**(1), 80–89.
- Hardy B., Leifeld J., Knicker H., Dufey J.E., Deforce K. & Cornélis J.T., 2017. Long term change in chemical properties of preindustrial charcoal particles aged in forest and agricultural temperate soil. *Org. Geochem.* **107**, 33–45.
- HARTLEY I.P., HEINEMEYER A. & INESON P., 2007. Effects of three years of soil warming and shading on the rate of soil respiration: substrate availability and not thermal acclimation mediates observed response. *Glob. Chang. Biol.* **13**(8), 1761–1770.
- Heinemeyer A., Di Bene C., Lloyd A.R., Tortorella D., Baxter R., Huntley B., Gelsomino A. & Ineson P., 2011. Soil respiration: Implications of the plant-soil continuum and

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- respiration chamber collar-insertion depth on measurement and modelling of soil CO₂ efflux rates in three ecosystems. *Eur. J. Soil Sci.* **62**(1), 82–94.
- Herath H.M.S.K., Camps-Arbestain M. & Hedley M., 2013. Effect of biochar on soil physical properties in two contrasting soils: An Alfisol and an Andisol. *Geoderma* **209–210**, 188–197.
- Hiederer R. & Köchy M., 2012. *Global soil organic carbon estimates and the harmonized world soil database*, EUR 25225EN, Luxembourg, 79.
- Horwath W.R. & Kuzyakov Y., 2018. The Potential for Soils to Mitigate Climate Change Through Carbon Sequestration. Elsevier, 61–92.
- Influence de l'homme, August-13-2020. . <https://climat.be/changements-climatiques/causes/influence-de-l-homme>, (13/08/2020).
- Janzen H.H., 2015. Beyond carbon sequestration: soil as conduit of solar energy. *Eur. J. Soil Sci.* **66**(1), 19–32.
- Jarvis P. & Linder S., 2000. Constraints to growth of boreal forests. *Nature* **405**(6789), 904–905.
- Jin H., 2010. CHARACTERIZATION OF MICROBIAL LIFE COLONIZING BIOCHAR AND BIOCHAR-AMENDED SOILS.
- Johannes L., SILVA Jose Pereir Jr D., Marco R., SILVA Cravo Manoel D., Jacqueline G., Thomas N., Christoph S. & Bruno G., n.d. Slash-and-char: a feasible alternative for soil fertility management in the Central Amazon?
- Join the 4/1000 Initiative - Soils for Food Security and Climate | UNFCCC, August-13-2020. . <https://unfccc.int/news/join-the-41000-initiative-soils-for-food-security-and-climate>, (13/08/2020).
- Jones D.L., Edwards-Jones G. & Murphy D. V., 2011. Biochar mediated alterations in herbicide breakdown and leaching in soil. *Soil Biol. Biochem.* **43**(4), 804–813.
- Kalev S.D. & Toor G.S., 2018. The Composition of Soils and Sediments. *In: Green Chemistry: An Inclusive Approach*. Elsevier Inc., 339–357.
- Kerré B., Bravo C.T., Leifeld J., Cornelissen G. & Smolders E., 2016. Historical soil amendment with charcoal increases sequestration of non-charcoal carbon: a comparison among methods of black carbon quantification. *Eur. J. Soil Sci.* **67**(3), 324–331.
- Khodadad C.L.M., Zimmerman A.R., Green S.J., Uthandi S. & Foster J.S., 2011. Taxa-specific changes in soil microbial community composition induced by pyrogenic carbon amendments. *Soil Biol. Biochem.* **43**(2), 385–392.
- Kirschbaum M.U.F., 2004. Soil respiration under prolonged soil warming: are rate reductions caused by acclimation or substrate loss? *Glob. Chang. Biol.* **10**(11), 1870–1877.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Kirschbaum M.U.F., 2006. The temperature dependence of organic-matter decomposition - Still a topic of debate. *Soil Biol. Biochem.* **38**(9), 2510–2518.
- Kloss S., Zehetner F., Wimmer B., Buecker J., Rempt F. & Soja G., 2014. Biochar application to temperate soils: Effects on soil fertility and crop growth under greenhouse conditions. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **177**(1), 3–15.
- Knorr W., Prentice I.C., House J.I. & Holland E.A., 2005. Long-term sensitivity of soil carbon turnover to warming. *Nature* **433**(7023), 298–301.
- Kögel-Knabner I. & Amelung W., 2013. *Dynamics, Chemistry, and Preservation of Organic Matter in Soils*, Treatise on Geochemistry: Second Edition, 157–215.
- Kolb S.E., Fermanich K.J. & Dornbush M.E., 2009. Effect of Charcoal Quantity on Microbial Biomass and Activity in Temperate Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **73**(4), 1173–1181.
- Kuhlbusch T.A.J., Andreae M.O., Cachier H., Goldammer J.G., Lacaux J.P., Shea R. & Crutzen P.J., 1996. Black carbon formation by savanna fires: Measurements and implications for the global carbon cycle. *J. Geophys. Res. Atmos.* **101**(19), 23651–23665.
- Kuzyakov Y., 2006. Sources of CO₂ efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol. Biochem.*
- Kuzyakov Y., Friedel J.K. & Stahr K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Biochem.*
- Kuzyakov Y., Subbotina I., Chen H., Bogomolova I. & Xu X., 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biol. Biochem.* **41**(2), 210–219.
- Laird D.A., 2008. The charcoal vision: A win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy, permanently sequestering carbon, while improving soil and water quality. *Agron. J.* **100**(1), 178–181.
- Laird D.A., Fleming P., Davis D.D., Horton R., Wang B. & Karlen D.L., 2010. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. *Geoderma* **158**(3–4), 443–449.
- Lal R., 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* (80-).
- Lal R., 2008. Carbon sequestration. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*
- Le Quéré C., Andrew R.M., Canadell J.G., Sitch S., Korsbakken J.I., Peters G.P., Manning A.C., Boden T.A., Tans P.P., Houghton R.A., Keeling R.F., Alin S., Andrews O.D., Anthoni P., Barbero L., Bopp L., Chevallier F., Chini L.P., Ciais P., Currie K., Delire C., Doney S.C., Friedlingstein P., Gkritzalis T., Harris I., Hauck J., Haverd V., Hoppema M., Klein Goldewijk K., Jain A.K., Kato E., Körtzinger A., Landschützer P., Lefèvre N., Lenton A., Lienert S., Lombardozzi D., Melton J.R., Metzl N., Millero F., Monteiro P.M.S., Munro D.R., Nabel J.E.M.S., Nakaoka S.-I., O’Brien K., Olsen A., Omar A.M.,

- Ono T., Pierrot D., Poulter B., Rödenbeck C., Salisbury J., Schuster U., Schwinger J., Séférian R., Skjelvan I., Stocker B.D., Sutton A.J., Takahashi T., Tian H., Tilbrook B., Van Der Laan-Luijkx I.T., Van Der Werf G.R., Viovy N., Walker A.P., Wiltshire A.J., Zaehle S. & Wegener A., 2016. Global Carbon Budget 2016. *Earth Syst. Sci. Data* **8**, 605–649.
- Lehmann J. & Joseph S., 2009. A Future for Biochar in Vermont. *Biochar Environ. Manag. Sci. Technol.* (August), 416.
- Lehmann J. & Kleber M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*.
- Lehmann J. & Kleber M., 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*.
- Lehmann J., 2007. Bio-energy in the black. *Front. Ecol. Environ.* **5**(7), 381–387.
- Lehmann J., Da Silva J.P., Steiner C., Nehls T., Zech W. & Glaser B., 2003. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: Fertilizer, manure and charcoal amendments. *Plant Soil* **249**(2), 343–357.
- Lehmann J., Liang B., Solomon D., Lerotic M., Luizão F., Kinyangi J., Schäfer T., Wirick S. & Jacobsen C., 2005. Near-edge X-ray absorption fine structure (NEXAFS) spectroscopy for mapping nano-scale distribution of organic carbon forms in soil: Application to black carbon particles. *Global Biogeochem. Cycles* **19**(1), 1–12.
- Lehmann J., Rillig M.C., Thies J., Masiello C.A., Hockaday W.C. & Crowley D., 2011. Biochar effects on soil biota - A review. *Soil Biol. Biochem.*
- Lehmann J., Solomon D., Kinyangi J., Dathe L., Wirick S. & Jacobsen C., 2008. Spatial complexity of soil organic matter forms at nanometre scales. *Nat. Geosci.* **1**(4), 238–242.
- Lei O. & Zhang R., 2013. Effects of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. *J. Soils Sediments* **13**(9), 1561–1572.
- Li H. Da, Tang C.S., Cheng Q., Li S.J., Gong X.P. & Shi B., 2019. Tensile strength of clayey soil and the strain analysis based on image processing techniques. *Eng. Geol.* **253**, 137–148.
- Liang B., Lehmann J., Sohi S.P., Thies J.E., O’Neill B., Trujillo L., Gaunt J., Solomon D., Grossman J., Neves E.G. & Luizão F.J., 2010. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil. *Org. Geochem.* **41**(2), 206–213.
- Liang B., Lehmann J., Solomon D., Kinyangi J., Grossman J., O’Neill B., Skjemstad J.O., Thies J., Luizão F.J., Petersen J. & Neves E.G., 2006. Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **70**(5), 1719–1730.
- Liu C., Wang H., Li P., Xian Q. & Tang X., 2019. Biochar’s impact on dissolved organic matter (DOM) export from a cropland soil during natural rainfalls. *Sci. Total Environ.* **650**, 1988–1995.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Lloyd J. & Taylor J.A., 1994. On the Temperature Dependence of Soil Respiration. *Funct. Ecol.* **8**(3), 315.
- Longdoz B., Yernaux M. & Aubinet M., 2000. Soil CO₂ efflux measurements in a mixed forest: Impact of chamber disturbances, spatial variability and seasonal evolution. *Glob. Chang. Biol.* **6**(8), 907–917.
- Lua A.C. & Yang T., 2004. Effects of vacuum pyrolysis conditions on the characteristics of activated carbons derived from pistachio-nut shells. *J. Colloid Interface Sci.* **276**(2), 364–372.
- Luo Y., Wan S., Hui D. & Wallace L.L., 2001. Acclimatization of soil respiration to warming in a tall grass prairie. *Nature* **413**(6856), 622–625.
- Maia S.M.F., Ogle S.M., Cerri C.C. & Cerri C.E.P., 2010. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. *Soil Tillage Res.* **106**(2), 177–184.
- Manual_EGM_v4_13.pdf, n.d. .
- Mechler M.A.A., Jiang R.W., Silverthorn T.K. & Oelbermann M., 2018. Impact of biochar on soil characteristics and temporal greenhouse gas emissions: A field study from southern Canada. *Biomass and Bioenergy* **118**, 154–162.
- Melillo J.M., Steudler P.A., Aber J.D., Newkirk K., Lux H., Bowles F.P., Catricala C., Magill A., Ahrens T. & Morrisseau S., 2002. Soil warming and carbon-cycle feedbacks to the climate system. *Science (80-.)*. **298**(5601), 2173–2176.
- Miura A., Shiratani E., Yoshinaga I., Hitomi T., Hamada K. & Takaki K., 2007. Characteristics of the adsorption of dissolved organic matter by charcoals carbonized at different temperatures. *Japan Agric. Res. Q.* **41**(3), 211–217.
- Mohan D., Pittman C.U. & Steele P.H., 2006. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: A critical review. *Energy and Fuels*.
- Nelissen V., Saha B.K., Ruysschaert G. & Boeckx P., 2014. Effect of different biochar and fertilizer types on N₂O and NO emissions. *Soil Biol. Biochem.* **70**, 244–255.
- Nguyen B.T., Lehmann J., Hockaday W.C., Joseph S. & Masiello C.A., 2010. Temperature sensitivity of black carbon decomposition and oxidation. *Environ. Sci. Technol.* **44**(9), 3324–3331.
- Nguyen B.T., Lehmann J., Kinyangi J., Smernik R., Riha S.J. & Engelhard M.H., 2008. Long-term black carbon dynamics in cultivated soil. *Biogeochemistry* **89**(3), 295–308.
- Oechel W.C., Vourlitis G.L., Hastings S.J., Zuluete R.C., Maxman L. & Kane D., 2000. Acclimation of ecosystem CO₂ exchange in the Alaskan Arctic in response to decadal climate warming. *Nature* **406**(6799), 978–981.
- P. Bullock, in Encyclopedia of Soils in the Environment, 2005

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Paustian K., Lehmann J., Ogle S., Reay D., Robertson G.P. & Smith P., 2016. Climate-smart soils. *Nature*.
- Pepper I.L., Brooks J.P. & Gerba C.P., 2019. Land Application of Organic Residuals: Municipal Biosolids and Animal Manures. *In: Environmental and Pollution Science*. Elsevier, 419–434.
- Perrin D., Laitat E., Yernaux M. & Aubinet M., 2004. Modélisation de la réponse des flux de respiration d'un sol forestier selon les principales variables climatiques. *BASE Biotechnol. Agron. Société Environ.* (Volume 8, Issue 1).
- Phillips C.L., Bond-Lamberty B., Desai A.R., Lavoie M., Risk D., Tang J., Todd-Brown K. & Vargas R., 2017. The value of soil respiration measurements for interpreting and modeling terrestrial carbon cycling. *Plant Soil*.
- Pietikainen J., Kiikkilä O. & Fritze H., 2000. Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos* **89**(2), 231–242.
- Preston C.M., I Schmidt M.W. & I Schmidt Black M.W., 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions, European Geosciences Union, 397–420.
- Pumpanen J., Longdoz B. & Kutsch W.L., 2009. 2 r Field measurements of soil respiration: principles and constraints, potentials and limitations of different methods.
- Reichstein M., Kätterer T., Andrén O., Ciais P., Schulze E.-D., Cramer W., Papale D., Valentini R., Köstner A., Atterer T., Andrén A. & Cramer W., 2005. Does the temperature sensitivity of decomposition vary with soil organic matter quality? Temperature sensitivity of resistant soil organic matter, *Biogeosciences Discussions*, 737–747.
- Reichstein M., Rey A., Freibauer A., Tenhunen J., Valentini R., Banza J., Casals P., Cheng Y., Grünzweig J.M., Irvine J., Joffre R., Law B.E., Loustau D., Miglietta F., Oechel W., Ourcival J.-M., Pereira J.S., Peressotti A., Ponti F., Qi Y., Rambal S., Rayment M., Romanya J., Rossi F., Tedeschi V., Tirone G., Xu M. & Yakir D., 2003. Modeling temporal and large-scale spatial variability of soil respiration from soil water availability, temperature and vegetation productivity indices. *Global Biogeochem. Cycles* **17**(4), n/a-n/a.
- Reisser M., Purves R.S., Schmidt M.W.I. & Abiven S., 2016. Pyrogenic Carbon in Soils: A Literature-Based Inventory and a Global Estimation of Its Content in Soil Organic Carbon and Stocks. *Front. Earth Sci.* **4**, 80.
- Rivera-Utrilla J., Bautista-Toledo I., Ferro-García M.A. & Moreno-Castilla C., 2001. Activated carbon surface modifications by adsorption of bacteria and their effect on aqueous lead adsorption. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* **76**(12), 1209–1215.
- Rovira P., Duguy B. & Ramón Vallejo V., 2009. Black carbon in wildfire-affected shrubland Mediterranean soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **172**(1), 43–52.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Rustad L.E., Campbell J.L., Marion G.M., Norby R.J., Mitchell M.J., Hartley A.E., Cornelissen J.H.C., Gurevitch J., Alward R., Beier C., Burke I., Canadell J., Callaghan T., Christensen T.R., Fahnestock J., Fernandez I., Harte J., Hollister R., John H., Ineson P., Johnson M.G., Jonasson S., John L., Linder S., Lukewille A., Masters G., Melillo J., Mickelsen A., Neill C., Olszyk D.M., Press M., Pregitzer K., Robinson C., Rygielwicz P.T., Sala O., Schmidt I.K., Shaver G., Thompson K., Tingey D.T., Verburg P., Wall D., Welker J. & Wright R., 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* **126**(4), 543–562.
- Saito M., 1990. Charcoal as a micro-habitat for VA mycorrhizal fungi, and its practical implication. *Agric. Ecosyst. Environ.* **29**(1–4), 341–344.
- Samonin V., (00262617) E.E.-M. & 2004 undefined, n.d. A study of the adsorption of bacterial cells on porous materials. *178.213.241.33*.
- Santos A.J.B., Silva G.T.D.A., Miranda H.S., Miranda A.C. & Lloyd J., 2003. Effects of fire on surface carbon, energy and water vapour fluxes over campo sujo savanna in central Brazil. *Funct. Ecol.* **17**(6), 711–719.
- Schmidt M.W.I., Skjemstad J.O., Gehrt E. & Kogel-Knabner I., 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. *Eur. J. Soil Sci.* **50**(2), 351–365.
- Singh M., Sarkar B., Sarkar S., Churchman J., Bolan N., Mandal S., Menon M., Purakayastha T.J. & Beerling D.J., 2018. Stabilization of Soil Organic Carbon as Influenced by Clay Mineralogy. *In: Advances in Agronomy*. Academic Press Inc., 33–84.
- Six J., Bossuyt H., Degryze S. & Deneff K., 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.*
- Skjemstad J.O., Clarke P., Taylor J.A., Oades J.M. & McClure A S.G., 1996. The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Aust. J. Soil Res.* **34**(2), 251–271.
- Smith P., Clark H., Dong H., Elsiddig E.A., Haberl H., Harper R., House J., Jafari M., Masera O., Mbow C., Ravindranath N.H., Rice C.W., Roble do Abad C., Romanovskaya A., Sperling F. & Tubiello F., 2014. Chapter 11 - Agriculture, forestry and other land use (AFOLU).
- SOLOMON D., LEHMANN J., KINYANGI J., AMELUNG W., LOBE I., PELL A., RIHA S., NGOZE S., VERCHOT L., MBUGUA D., SKJEMSTAD J. & SCHÄFER T., 2007. Long-term impacts of anthropogenic perturbations on dynamics and speciation of organic carbon in tropical forest and subtropical grassland ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* **13**(2), 511–530.
- Spokas K.A., Koskinen W.C., Baker J.M. & Reicosky D.C., 2009. Impacts of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere* **77**(4), 574–581.

CHAPITRE VII. BIBLIOGRAPHIE

- Steiner C., Das K.C., Garcia M., Förster B. & Zech W., 2008. Charcoal and smoke extract stimulate the soil microbial community in a highly weathered xanthic Ferralsol. *Pedobiologia (Jena)*. **51**(5–6), 359–366.
- TISDALL J.M. & OADES J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* **33**(2), 141–163.
- Uzoma K.C., Inoue M., Andry H., Zahoor A. & Nishihara E., 2004. Fate of aflatoxin in cereals and cereal products during processing. *J. food, Agric. Environ.* **9**(3/4 part 2), 1137–1143.
- van Zwieten L., Kimber S., Morris S., Chan K.Y., Downie A., Rust J., Joseph S. & Cowie A., 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility. *Plant Soil* **327**(1), 235–246.
- WalOnMap | Géoportail de la Wallonie, August-13-2020. .
<https://geoportail.wallonie.be/walonmap#BBOX=176143.139207377,178934.49895676316,132950.36085133505,134252.11345484026>, (13/08/2020).
- Wardle D.A., Nilsson M.C. & Zackrisson O., 2008. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science (80-.)*. **320**(5876), 629.
- Warnock D.D., Mummey D.L., McBride B., Major J., Lehmann J. & Rillig M.C., 2010. Influences of non-herbaceous biochar on arbuscular mycorrhizal fungal abundances in roots and soils: Results from growth-chamber and field experiments. *Appl. Soil Ecol.* **46**(3), 450–456.
- Woolf D., Amonette J.E., Street-Perrott F.A., Lehmann J. & Joseph S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nat. Commun.* **1**(5), 1–9.
- Zhang Q., Wang Y., Wu Y., Wang X., Du Z., Liu X. & Song J., 2013. Effects of Biochar Amendment on Soil Thermal Conductivity, Reflectance, and Temperature. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **77**(5), 1478–1487.
- Zimmerman A.R., Gao B. & Ahn M.Y., 2011. Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biol. Biochem.* **43**(6), 1169–1179.
- Zimmermann M., Leifeld J., Schmidt M.W.I., Smith P. & Fuhrer J., 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *Eur. J. Soil Sci.* **58**(3), 658–667.

VIII. ANNEXES

8.1. Annexe 1 : Caractéristiques pédologiques complètes des sites

horizon	hor	site	num_site	traitmt	prof	CEC meq/100g	pH (KCl)	C %	Norg (%)	C/N	P (mg/100g)	K (mg/100g)	Mg (mg/100g)	Ca (mg/100g)	Na (mg/100g)	S (mg/100g)	pH (H ₂ O) measured	OC g/kg
Topsoil	Ap	OBC3	3	OBC	0-30	13	6,6	2,9	2,3	12,6	6,2	18,9	10,6	250	2	5,5	7,3	21
Topsoil	Ap	OBC4	4	OBC	0-30	15	7,1	2,9	2,4	12,1	8,1	19,6	7,9	338	2,2	5	7,8	23
Topsoil	Ap	OBC5	5	OBC	0-30	17	7	3,3	2,6	12,7	6,4	19,8	10,2	363	2,4	4,1	7,7	27
Subsoil	E	OBC3	3	OBC	30-60	7	5,5	0,4	0,4	10	0,8	8,2	8,5	117	1,5	0,6	6,9	5,3
Subsoil	E	OBC4	4	OBC	30-60	10	6,5	0,8	0,7	11,4	0,3	12,4	8,4	219	1,3	0,6	7,6	5,3
Subsoil	E	OBC5	5	OBC	30-60	11	6,4	1,1	0,9	12,2	0,2	10,9	8,5	207	1,5	0,5	7,5	6
Subsoil	Bt	OBC3	3	OBC	60-90	12	5,5	0,2	0,4	5	0,3	9,8	20,1	182	1,5	1	7	5,3
Subsoil	Bt	OBC4	4	OBC	60-90	14	6,2	0,3	0,7	4,3	0,3	8,2	12,9	228	1,1	1	7,6	5,3
Subsoil	Bt	OBC5	5	OBC	60-90	14	6,3	0,4	0,6	6,7	0,1	8,7	14,5	228	1,2	0,4	7,6	5,3
Topsoil	Ap	REF3	3	REF	0-30	12	7,1	1,4	1,4	10	8,4	17,5	8,9	235	2,4	4,2	7,8	15
Topsoil	Ap	REF4	4	REF	0-30	12	7,5	1,4	1,5	9,3	7	17,7	7,7	309	1,7	3,6	8,2	14
Topsoil	Ap	REF5	5	REF	0-30	13	7,2	1,4	1,5	9,3	8,4	17,1	7,8	261	2,1	5,1	7,8	14
Subsoil	E	REF3	3	REF	30-60	9	6,1	0,8	0,8	10	1,2	7,3	8	146	1,2	0,9	7,1	6
Subsoil	E	REF4	4	REF	30-60	13	6,4	0,2	0,5	4	0,2	11,2	11,2	223	1,7	0,5	7,6	5,3
Subsoil	E	REF5	5	REF	30-60	11	6,5	0,4	0,4	10	0,3	9,6	6,4	180	1,9	0,6	7,6	5,3
Subsoil	Bt	REF3	3	REF	60-90	11	5,5	0,4	0,5	8	0,2	7,7	15,5	183	1,3	1	7,1	5,3
Subsoil	Bt	REF4	4	REF	60-90	12	6,1	0,4	0,7	5,7	0,4	8,2	14,5	211	1,4	0,9	7,4	5,3
Subsoil	Bt	REF5	5	REF	60-90	14	6,5	0,2	0,4	5	0,1	9,1	8,1	244	1,2	0,7	7,7	5,3
Topsoil	Ap	YBC3	3	YBC	0-30	13	7,3	1,4	1,5	9,3	8,6	19,4	9,5	269	3,6	8,6	7,8	16
Topsoil	Ap	YBC4	4	YBC	0-30	14	7,3	1,5	1,6	9,4	8,7	18,7	9,4	301	3	7,8	7,8	18
Topsoil	Ap	YBC5	5	YBC	0-30	13	7,6	1,4	1,4	10	8,5	19,3	7,5	319	2,6	5,8	8,2	17
Subsoil	E	YBC3	3	YBC	30-60	8	6,4	0,6	0,5	12	0,5	6,9	6,4	162	1,3	0,8	7,3	5,3
Subsoil	E	YBC4	4	YBC	30-60	13	6,7	0,5	0,6	8,3	0,4	8,3	7,7	237	2,1	0,8	7,8	5,3
Subsoil	E	YBC5	5	YBC	30-60	11	6,8	0,5	0,5	10	0,3	8,4	4,3	205	1,3	0,5	7,8	5,3
Subsoil	Bt	YBC3	3	YBC	60-90	14	6,1	0,4	0,5	8	0,2	9,2	16,5	231	1,3	0,7	7,5	5,3
Subsoil	Bt	YBC4	4	YBC	60-90	14	6,5	0,3	0,7	4,3	0,1	6,8	8	241	1	0,7	7,8	5,3
Subsoil	Bt	YBC5	5	YBC	60-90	14	6,4	0,3	0,6	5	0,4	7,1	9,2	230	1,3	0,8	7	5,3

CHAPITRE VIII. ANNEXES

8.2. Annexe 2 : Données des sondes senteks

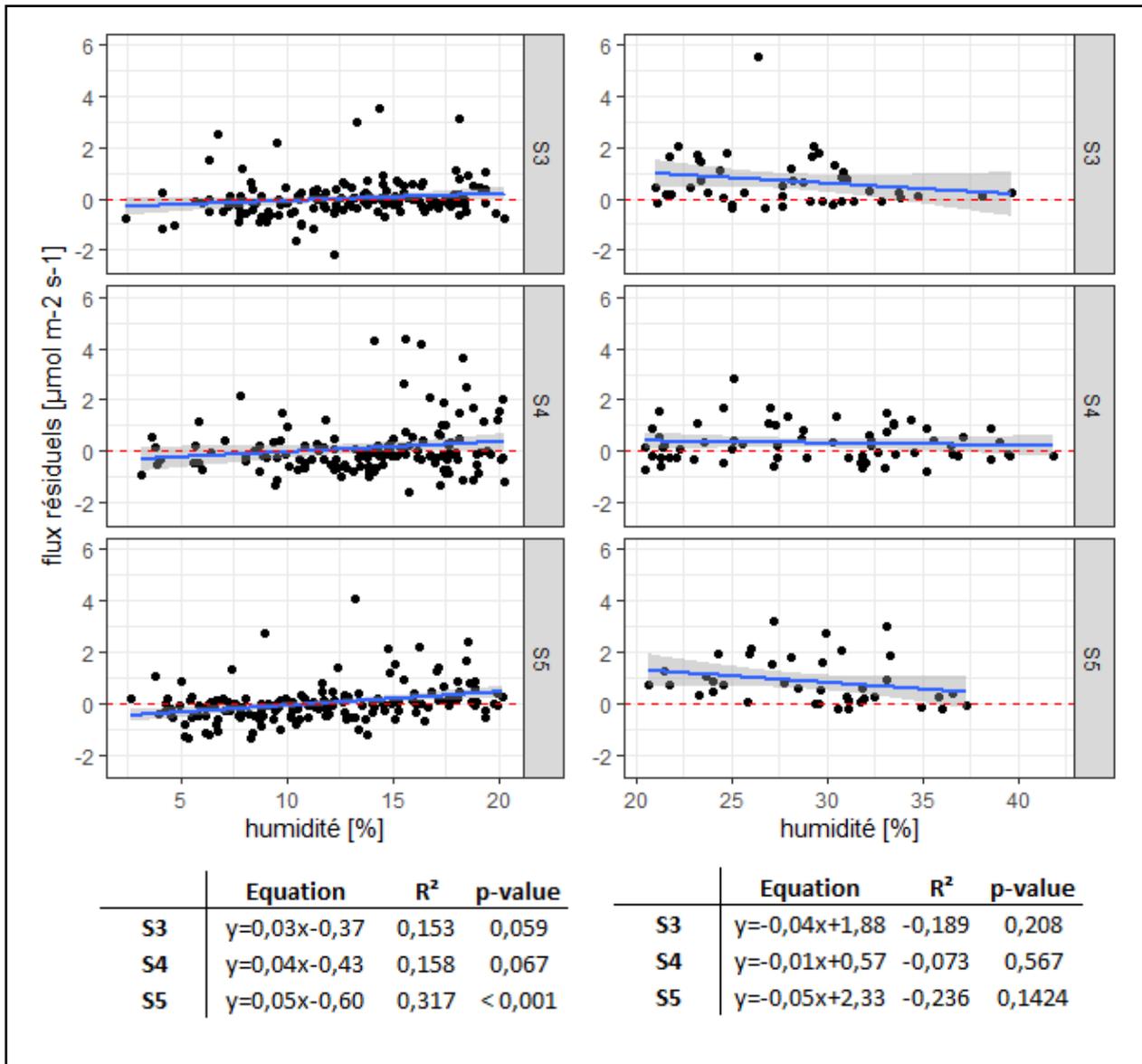
période	Site	T20 [°C]	T45 [°C]	T80 [°C]	VWC20 [%]	VWC45 [%]	VWC80 [%]
printemps 18-19-20	OBC4	14,84 ± 4,63	14,04 ± 3,74	13,22 ± 4,27	20,89 ± 6,61	36,36 ± 3,49	45,71 ± 0,67
printemps 18-19-20	OBC5	14,91 ± 4,90	14,32 ± 3,67	13,10 ± 4,36	18,55 ± 6,31	38,10 ± 3,72	47,03 ± 0,46
printemps 18-19-20	REF4	14,00 ± 4,69	13,41 ± 3,66	12,33 ± 4,27	20,30 ± 5,26	38,05 ± 3,40	45,85 ± 0,43
printemps 18-19-20	REF5	13,97 ± 4,65	13,24 ± 3,65	12,35 ± 4,23	33,18 ± 6,25	43,09 ± 1,93	46,86 ± 1,24
moyenne		14,43 ± 4,72	13,75 ± 3,68	12,75 ± 4,28	23,23 ± 6,11	38,90 ± 3,13	46,36 ± 0,70
printemps 2020	OBC4	16,90 ± 3,24	16,18 ± 2,78	15,48 ± 2,38	11,32 ± 6,96	29,60 ± 2,79	45,63 ± 0,12
printemps 2020	OBC5	14,40 ± 4,57	13,88 ± 4,04	12,79 ± 3,41	15,61 ± 5,90	36,15 ± 3,38	46,82 ± 0,36
printemps 2020	REF4	13,01 ± 4,44	12,61 ± 3,99	11,80 ± 3,36	24,30 ± 3,22	39,50 ± 1,95	45,77 ± 0,31
printemps 2020	REF5	12,64 ± 4,66	10,26 ± 3,04	11,51 ± 3,72	31,05 ± 8,80	43,41 ± 3,14	48,86 ± 0,74
moyenne		14,23 ± 4,23	13,23 ± 3,46	12,90 ± 3,22	20,57 ± 6,22	37,17 ± 2,82	46,77 ± 0,38

8.3. Annexe 3 : Données des bougies poreuses

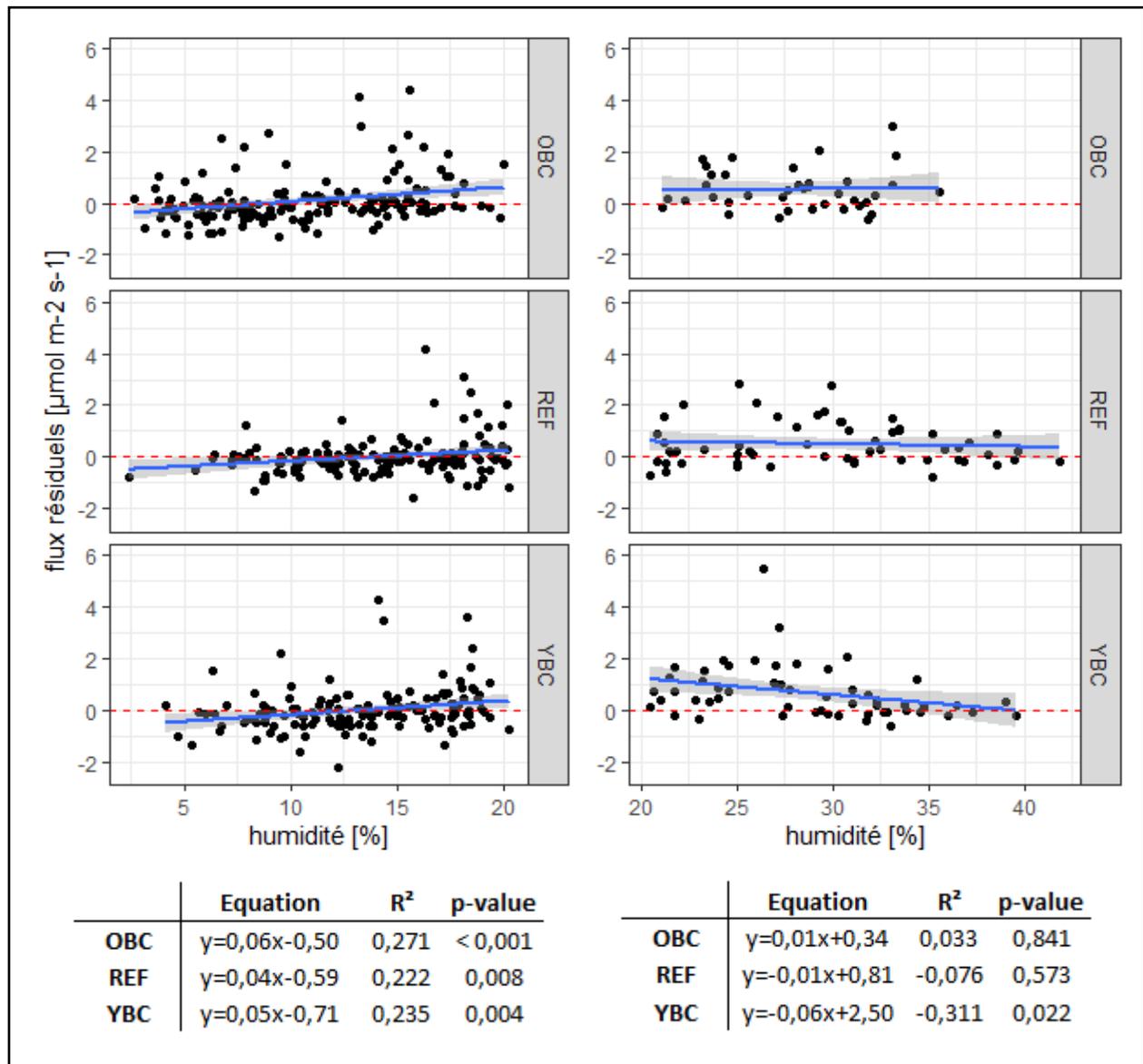
placette	site	modalité	N [mg L-1]	P [mg L-1]	K [mg L-1]	Ca [mg L-1]	Mg [mg L-1]	pH	CEC [mg L-1]
OBC3	3	OBC	7,36 ± 9,91	0,53 ± 1,26	6,58 ± 2,76	45,75 ± 30,91	4,91 ± 3,68	8,24 ± 0,47	194,48 ± 65,88
OBC4	4	OBC	9,23 ± 11,37	1,11 ± 3,45	11,37 ± 9,15	76,92 ± 59,21	5,77 ± 2,83	8,65 ± 0,36	313,55 ± 72,41
OBC5	5	OBC	6,85 ± 9,61	0,45 ± 0,76	8,02 ± 2,92	62,5 ± 46,31	4,79 ± 1,86	8,61 ± 0,29	262,27 ± 34,62
REF3	3	REF	5,97 ± 5,89	0,86 ± 1,69	9,75 ± 7,85	52,24 ± 50,83	5,33 ± 2,92	8,58 ± 0,44	268,44 ± 153,11
REF4	4	REF	11,19 ± 16,48	0,73 ± 2,1	6,78 ± 5,51	82,88 ± 55,31	5,89 ± 2,68	8,47 ± 0,37	301,99 ± 45,9
REF5	5	REF	6,74 ± 7,71	0,93 ± 2,17	8,95 ± 2,46	76,44 ± 78,93	5,81 ± 3,02	8,5 ± 0,24	259,47 ± 37,05
YBC3	3	YBC	4,5 ± 4,79	0,68 ± 1,53	5,77 ± 7,48	66,73 ± 65,65	5,46 ± 3,24	8,53 ± 0,33	258,37 ± 52,49
YBC4	4	YBC	6,74 ± 6,77	0,97 ± 1,54	8,89 ± 6,83	76,68 ± 56,5	6,6 ± 3,51	8,82 ± 0,33	309,12 ± 58,91
YBC5	5	YBC	5,86 ± 5,75	0,16 ± 0,16	5,64 ± 4,33	90,94 ± 87,97	4,56 ± 2,21	8,54 ± 0,42	323,69 ± 108,48

8.4. Annexe 4

8.4.1. Annexe 4A : Evolution des flux en fonction de l'humidité de surface par site. Les humidités sont divisées en deux sous-groupes : de 2.4% à 20.4% et de 20.4% à 41.9%.



8.4.2. *Annexe 4B* : Evolution des flux en fonction de l'humidité de surface par modalité. Les humidités sont divisées en deux sous-groupes : de 2.4% à 20.4% et de 20.4% à 41.9%.



CHAPITRE VIII. ANNEXES

8.5. Annexe 5 : Moyennes et écart-types des analyses pH

	pH KCl	pH eau
OBC3	6,31 ± 0,26	7,24 ± 0,38
REF3	7,64 ± 0,12	7,91 ± 0,09
YBC3	7,70 ± 0,07	7,91 ± 0,05
OBC4	7,29 ± 0,21	7,89 ± 0,10
REF4	7,67 ± 0,12	8,02 ± 0,05
YBC4	7,75 ± 0,03	8,15 ± 0,07
OBC5	7,16 ± 0,17	7,80 ± 0,14
REF5	7,10 ± 0,06	7,78 ± 0,06
YBC5	7,70 ± 0,12	8,06 ± 0,04
OBC	6,92 ± 0,49	7,64 ± 0,37
REF	7,47 ± 0,29	7,90 ± 0,12
YBC	7,72 ± 0,08	8,04 ± 0,12
S3	7,22 ± 0,68	7,69 ± 0,39
S4	7,57 ± 0,24	8,02 ± 0,13
S5	7,32 ± 0,30	7,88 ± 0,10

8.6. Annexe 6 : Moyenne des températures et humidités surfaciques des sols

	T [C°]	RH %
OBC3	20,32 ± 6,17	16,36 ± 7,20
OBC4	19,33 ± 5,94	14,68 ± 8,28
OBC5	21,12 ± 7,18	11,50 ± 8,06
REF3	18,17 ± 6,06	16,67 ± 7,68
REF4	18,12 ± 6,58	22,58 ± 8,06
REF5	20,83 ± 6,50	16,39 ± 8,03
YBC3	19,01 ± 6,26	16,07 ± 7,73
YBC4	18,79 ± 6,62	19,35 ± 8,13
YBC5	20,82 ± 5,92	17,26 ± 7,77
OBC	20,25 ± 6,46	14,18 ± 8,08
REF	19,05 ± 6,48	18,54 ± 8,39
YBC	19,55 ± 6,31	17,55 ± 7,95
S3	19,17 ± 6,20	16,36 ± 7,51
S4	18,75 ± 6,37	18,85 ± 8,74
S5	20,92 ± 6,52	15,08 ± 8,31