

**Faculté des bioingénieurs**

# **Impacts de systèmes de culture innovants sur le stock, la distribution et les caractéristiques de la matière organique du sol**

Auteur : Sami Royer

Promoteurs : Brieuc Hardy (CRA-W), Yannick Agnan (ELIE)

Lecteurs : Charles Bielders (ELIE), Sophie Opfergelt (ELIE)

Année académique 2022-2023

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de Bioingénieur : sciences et technologies de l'environnement



## Remerciements

Avant toute chose, je tiens à remercier mes très chers promoteurs Briec Hardy et Yannick Agnan qui, d'après une étude réalisée par Royer (2023), sont les meilleurs promoteurs de la Faculté des bioingénieurs de l'UCLouvain.

Je tiens également à remercier Sophie Opfergelt et Charles Bielders d'avoir accepté d'être lecteurs de ce mémoire.

Du CRA-W, je tiens à remercier Antoine Motet, Frédéric Vanwindekens et Morgan Abras pour le temps et l'intérêt qu'ils ont accordé à ce travail, ainsi que l'ensemble des membres du personnel qui ont aidé de près ou de loin à sa réalisation.

Pour leur accueil, leurs conseils et leur aide lors des manipulations, je tiens également à remercier l'ensemble des membres du personnel technique de la plateforme MOCA.

Je tiens également à remercier Louis Druon et Kamarou-Dine Seydou avec qui j'ai bien rigolé durant ces longues heures passées à fractionner des sols.

Pour la relecture des (nombreuses) fautes d'orthographe, je tiens également à remercier Michel Royer qui, malgré une affinité probablement non-significative pour la thématique de la matière organique du sol, a relu l'entièreté de ce document.

Enfin, je tiens à remercier mes parents pour leur soutien tout au long de ce travail.



## Table des matières

1.	Introduction.....	1
2.	Etat de l’art.....	2
2.1.	La matière organique du sol .....	2
2.1.1.	Nature de la matière organique du sol.....	2
2.1.2.	Origine de la matière organique du sol .....	3
2.1.3.	Dynamique de la matière organique du sol .....	3
2.1.4.	Quantité et distribution de la matière organique du sol.....	5
2.1.5.	Propriétés, fonctions et services écosystémiques du sol en lien avec la matière organique.....	5
2.1.6.	Quantification de la matière organique du sol.....	7
2.1.7.	Fractionnement de la matière organique du sol.....	7
2.1.8.	Comparaisons biaisées des quantités de matière organique du sol .....	8
2.2.	Systèmes de culture innovants.....	10
2.2.1.	Enjeux environnementaux liés à l’agriculture conventionnelle .....	10
2.2.2.	Systèmes de culture innovants .....	10
2.3.	Matières organiques et pratiques agricoles.....	11
2.3.1.	Travail du sol.....	12
2.3.2.	Apports de matières organiques .....	13
2.3.3.	Fertilisation minérale.....	13
2.3.4.	Irrigation.....	14
2.3.5.	Rotation culturale .....	14
2.3.6.	Agroforesterie.....	15
3.	Objectifs et démarche.....	17
4.	Matériels et méthodes .....	18
4.1.	Systèmes de culture innovants.....	18
4.1.1.	L’essai SYCI.....	18
4.1.2.	Description des systèmes .....	19
4.2.	Analyses physiques et chimiques .....	22
4.2.1.	Carbone organique du sol et azote total .....	22
4.2.2.	Carbone organique extractible à l’eau.....	23
4.2.3.	Carbone oxydable au permanganate.....	24
4.2.4.	Carbone associé aux phases minérales.....	24
4.2.5.	Granulométrie des sols .....	26
4.3.	Conversion des données dans des couches de sol de masses équivalentes .....	26

4.4.	Analyse statistique .....	28
5.	Résultats .....	31
5.1.	Densité apparente du sol .....	31
5.2.	Carbone organique du sol .....	32
5.2.1.	Distribution .....	32
5.2.2.	Stock .....	33
5.2.3.	Rapport C/N .....	34
5.2.4.	Rapport C/argile .....	35
5.3.	Carbone organique extractible à l'eau .....	36
5.4.	Carbone oxydable au permanganate .....	37
5.4.1.	Distribution .....	37
5.4.2.	Stock .....	38
5.4.3.	Proportion du COS .....	39
5.5.	Carbone associé aux phases minérales .....	40
6.	Discussion .....	42
6.1.	Etat organique des sols du système CONV .....	42
6.2.	Impact global des systèmes de culture innovants .....	43
6.2.1.	Carbone organique du sol .....	43
6.2.2.	Carbone oxydable au permanganate .....	45
6.3.	Tendances observées dans les systèmes de cultures innovants .....	46
6.3.1.	SOL .....	46
6.3.2.	GES .....	47
6.3.3.	ZEROPHYTO .....	48
7.	Conclusion et perspectives .....	50
8.	Bibliographie .....	52

## Liste des illustrations

<b>Figure 1</b> : Représentation schématique du 'Soil continuum model'. Les flèches pleines représentent les processus biotiques tandis que les flèches pointillées représentent les processus abiotiques. L'épaisseur des flèches correspond à la vitesse des processus. La tailles des formes correspond à la taille des pools qu'elles représentent. (Lehmann et Kleber, 2015)	4
<b>Figure 2</b> : Illustration du biais induit par la quantification du stock de COS à une profondeur fixée lorsque la densité apparente des traitements diffère. (Wendt et Hauser, 2013)	9
<b>Figure 3</b> : Teneur en COT dans les horizons de surface des sols agricoles (cultures et prairies) en Wallonie (Belgique). Ces teneurs ont été prédites par modélisation à partir de 47 363 échantillons de sol collectés entre 2015 et 2019. La plupart des sols de grandes cultures sont concentrés dans la région limoneuse et la région sablo-limoneuse. (Service public de Wallonie, 2020)	12
<b>Figure 4</b> : Démarche suivie pour la collecte des données utilisées dans le cadre de ce travail. Les abréviations correspondent au carbone organique du sol (COS), au carbone organique extractible à l'eau (WEOC), au carbone oxydable au permanganate (POXC), au carbone associé aux phases minérales (MAOC), à l'azote total ( $N_{total}$ ) et à l'expression 'équivalent soil mass'	17
<b>Figure 5</b> : Dispositif expérimental de l'essai SYCI. (CRA-W, 2021)	19
<b>Figure 6</b> : Rotations culturales des systèmes de culture de l'essai SYCI. (CRA-W, 2021)	22
<b>Figure 7</b> : Exemple d'interpolation pour des masses cumulées de POXC (t/ha). Les valeurs mesurées (en rouge) sont les valeurs qui sont utilisées pour estimer les valeurs de la fonction spline. La courbe noire représente la fonction spline estimée. Les valeurs estimées (en bleu) sont les valeurs de la fonction spline correspondant aux masses de sol minéral choisies comme références.	27
<b>Figure 8</b> : Méthodologie suivie pour le choix du type de modèle ou du type de test à utiliser lors de l'analyse des données. Pour chaque modèle et chaque test, le package ainsi que la fonction utilisée dans R est renseignée dans le bas de l'encadré correspondant.	30
<b>Figure 9</b> : Densité apparente ( $g/cm^3$ ) mesurée dans les couches de sol des différentes parcelles. Chaque point représente la densité apparente mesurée dans une couche de sol d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches de sol sont délimitées par les lignes horizontales noires.	31
<b>Figure 10</b> : Teneur en COS (%) estimée dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur en COS estimée dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.	33
<b>Figure 11</b> : Stock de COS (t/ha) estimé dans les différentes parcelles. Chaque point représente le stock de COS estimé dans une parcelle pour une certaine masse de sol minéral explorée (t/ha). Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Afin de faciliter la visualisation des données, les points des différents systèmes situés aux mêmes masses de sol sont légèrement décalés sur l'axe vertical.	34
<b>Figure 12</b> : Rapport C/N estimé dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente le rapport C/N dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.	35

<b>Figure 13 :</b> Rapport C/argile estimé dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente le rapport C/argile dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires. ....	36
<b>Figure 14 :</b> Teneur (mg/kg), proportion (%COS) et stock (kg/ha) de WEOC estimé dans les différentes parcelles. Chaque point représente la teneur, la proportion ou le stock de WEOC estimé dans une couche ESM ou pour une certaine masse de sol minéral explorée (t/ha) dans une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires. Afin de faciliter la visualisation des stocks, les points des différents systèmes situés aux mêmes masses de sol sont légèrement décalés sur l'axe vertical. ....	37
<b>Figure 15 :</b> Teneur en POXC (mg/kg) estimée dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur en POXC estimée dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires. ....	38
<b>Figure 16 :</b> Stock de POXC (kg/ha) estimé dans les différentes parcelles. Chaque point représente le stock de POXC estimé dans une parcelle pour une certaine masse de sol minéral explorée (t/ha). Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Afin de faciliter la visualisation des données, les points situés aux mêmes masses de sol sont légèrement décalés sur l'axe vertical. ....	39
<b>Figure 17 :</b> Proportion du COS mesurée en tant que POXC (%COS) estimée dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur en COS estimée dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires. ....	40
<b>Figure 18 :</b> Teneur (g/kg), proportion (%COS) et rapport C/N du MAOC mesurés dans la couche de sol 0-10 cm des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur, la proportion ou le rapport C/N du MAOC mesuré dans la couche 0-10 cm d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait. ....	41
<b>Figure 19 :</b> Evolution du stock de COS dans la couche 0-23 cm des parcelles de l'expérience longue durée 'Hoosfield Continuous Barley' à Rothamsted (Angleterre) depuis sa mise en place. Les symboles correspondent aux différents traitements de l'expérience : non fertilisé ▲ ; fertilisation NPK annuel ● ; apport de fumier annuel (35 t/ha) ■ ; apport de fumier annuel (35 t/ha) entre 1852 et 1871 puis plus rien ♦. (Johnston, Poulton et Coleman, 2008) .	45

## Liste des acronymes

COD : carbone organique dissout

COS : carbone organique du sol

CRA-W : Centre wallon de Recherches agronomiques

MAOC : carbone associé aux phases minérales

MO : matière organique

MOD : matière organique dissoute

MOP : matière organique particulaire

MOS : matière organique du sol

N<sub>total</sub> : azote total

POXC : carbone oxydable au permanganate



# 1. Introduction

Bien qu'elle ne représente en général qu'une faible proportion de la masse du sol, la matière organique du sol (MOS) exerce un rôle majeur sur sa qualité (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015). D'une part, la MOS agit en tant que pierre angulaire de la fertilité physique, chimique et biologique du sol (Blume et al., 2016 ; Weil et Magdoff, 2004). D'autre part, la MOS est associée à de nombreuses fonctions et services écosystémiques fournis par les sols, comme la filtration des eaux souterraines ou le stockage de carbone (Blanco-Canqui et al., 2013 ; Blume et al., 2016 ; Lal, 2008). Ainsi, la MOS est généralement considérée comme l'un des paramètres les plus importants dans l'évaluation de la qualité des sols (Oldfield et al., 2015 ; Weil et Magdoff, 2004).

Cependant, à l'heure actuelle, la plupart des sols cultivés sont caractérisés par des stocks de MOS extrêmement faibles (Guillaume et al., 2021). En effet, la mise en culture d'écosystèmes cultivés se solde généralement par une diminution drastique des stocks de MOS (Weil et Brady, 2016). Néanmoins, ces dernières décennies, ce phénomène s'est accentué dans de nombreux sols cultivés (Guillaume et al., 2021, 2022). En Wallonie (Belgique), les sols sous culture ont notamment enregistré une diminution de leur stock de carbone organique du sol (COS) de presque 6 t/ha en moyenne entre 1955 et 2005 (Goidts et Van Wesemael, 2007). Cette diminution s'expliquerait par le déséquilibre entre les apports de biomasse (exportation des résidus, diminution des amendements organiques...) et les pertes de MOS (accélération de la minéralisation, érosion des sols...) observé dans ces sols (Sanderman, Hengl et Fiske, 2017).

Parallèlement à cela, l'agriculture fait face à de nombreux autres problèmes. L'intensification des modes de production associée à l'avènement de l'agriculture conventionnelle est notamment responsable de nombreuses dégradations environnementales, comme la pollution des nappes phréatiques ou l'eutrophisation des cours d'eau (Matson et al., 1997). A l'échelle globale, l'agriculture est responsable d'une part importante des émissions de gaz à effet de serre anthropiques et constitue l'une des causes principales de la diminution de la biodiversité dans le monde (FAO, 2002). Le secteur agricole doit également trouver un moyen de répondre à l'expansion démographique mondiale et à l'augmentation de la demande en denrées alimentaires qui en découle (OCDE, 2023).

Face à cette situation, de nombreuses études se sont penchées sur l'élaboration de systèmes de culture alternatifs à l'agriculture conventionnelle (Colnenne-David et Doré, 2015). Ces systèmes, regroupés sous l'appellation 'systèmes de culture innovants', sont caractérisés par l'utilisation de nouvelles technologies et de nouvelles combinaisons de techniques (Pelzer et al., 2012). Leur but est d'améliorer la durabilité du secteur agricole, c'est-à-dire de maintenir voire améliorer sa productivité tout en réduisant son impact environnemental (Matson et al., 1997). Evidemment, compte tenu de son rôle central sur la qualité des sols, la MOS est donc au centre de leurs préoccupations.

## 2. Etat de l'art

### 2.1. La matière organique du sol

#### 2.1.1. Nature de la matière organique du sol

Il n'existe pas de définition universelle de la MOS. Pour certains auteurs, celle-ci inclut tous les composés appartenant ou ayant appartenu à des organismes vivants (Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015). Pour d'autres, elle exclut les organismes vivants mais inclut les substances organiques synthétiques (Blume et al., 2016). Une définition commode est celle proposée par Weil et Brady (2016), pour qui la MOS est définie comme la composante organique du sol. Cette définition est relativement pertinente d'un point de vue opérationnel puisque, comme cela sera expliqué par la suite, la MOS est généralement mesurée indirectement via la mesure du carbone élémentaire. Cette mesure inclut donc tous les composés contenant du carbone et donc par définition tous les composés organiques (Friend et Guralnik, 1959). Pour les mêmes raisons, la quantité de MOS est parfois exprimée en quantité de COS (aussi noté COT pour carbone organique total ou Corg pour carbone organique).

La MOS peut être séparée en deux constituants principaux : la matière organique (MO) vivante et la MO non vivante. La MO vivante constitue entre 5 et 15 % de la MOS selon les auteurs. En termes de masse, celle-ci est majoritairement composée de microorganismes (bactéries, champignons...). Le reste correspond principalement à la faune du sol et aux racines vivantes des végétaux. La faune du sol est généralement répartie en quatre classes selon la taille des organismes : la microfaune (<0,2 mm), la mésofaune (entre 0,2 et 4 mm), la macrofaune (entre 4 et 80 mm) et la mégafaune (>80 mm ; Calvet et al., 2015). Bien que leur masse soit moins importante que celle de la MO non vivante, les organismes vivants du sol jouent un rôle clé sur de nombreuses propriétés, fonctions et services écosystémiques du sol (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020 ; Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Pankhurst, Doube et Gupta, 1997).

La MO non vivante constitue la majeure partie de la MOS (Theng, Tate et Sollens, 1989). Elle est formée par un continuum de composés organiques de tailles et de degrés de décomposition différents qui interagissent avec leur environnement (Lehmann et Kleber, 2015). Ces composés forment des ensembles complexes et présentent une grande variété en fonction de leur composition, leur structure et leurs propriétés (Calvet, Chenu et Houot, 2015). Il s'agit notamment de résidus végétaux aériens déposés à la surface du sol, de résidus végétaux souterrains (racines mortes, rhizodépôts), de cadavres d'animaux et de microorganismes, de MO exogènes (fumier, compost, substances organiques synthétiques...) ainsi que de l'ensemble des composés organiques résultant de leur transformation (Blume et al., 2016 ; Calvet, Chenu et Houot, 2015). Dans certains environnements régulièrement exposés aux feux ou à proximité de sources de fumée, une partie importante de la MO non vivante est constituée par des MO pyrogéniques. Il s'agit de matériaux organiques très stables constitués de mélanges hétérogènes de macromolécules organiques altérées par la chaleur (Calvet, Chenu et Houot, 2015).

La plupart des composés de la MO non vivante sont présents sous forme moléculaire, allant de simples monomères (hydrates de carbones, acides aminés, acides gras...) à des biopolymères plus complexes (cellulose, hémicellulose, lignine...). Néanmoins, une partie plus ou moins importante est également présente sous forme particulaire (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020 ; Calvet, Chenu et Houot, 2015). La matière organique particulaire (MOP) est définie comme la matière organique non-extractible à l'eau dont la taille est supérieure à 20-63  $\mu\text{m}$  et dont la masse volumique est inférieure à 1,6-1,85  $\text{g}/\text{cm}^3$  (Lavalée, Soong et Cotrufo, 2020). Celle-ci est principalement composée par des débris végétaux partiellement décomposés et constitue une source importante de nourriture pour la faune du sol (Haynes, 2005).

### 2.1.2. Origine de la matière organique du sol

La biomasse végétale constitue la principale source de MO entrant dans le système sol (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020). Une partie est apportée par la biomasse aérienne, sous forme de feuilles, tiges, branches, écorces, fruits, *etc.* Le reste est apporté par la biomasse souterraine, sous forme de racines mortes et de rhizodépôts. Le rapport entre les apports aériens et souterrains est très variable en fonction des espèces et du type de végétation. Néanmoins, de manière générale, ce rapport est plus élevé dans la toundra, les prairies et les déserts froids (4 à 7) et plus faible dans les forêts et les écosystèmes cultivés (0,1 à 0,5 ; Kögel-Knabner, 2002). En outre, il semblerait que les apports souterrains soient plus élevés lorsque les conditions de développement sont limitantes pour les plantes (manque d'eau, carence en nutriments... ; Basile-Doelsch et al., 2020). Les principaux constituants de cette biomasse sont la cellulose, l'hémicellulose et la lignine (Kögel-Knabner, 2002).

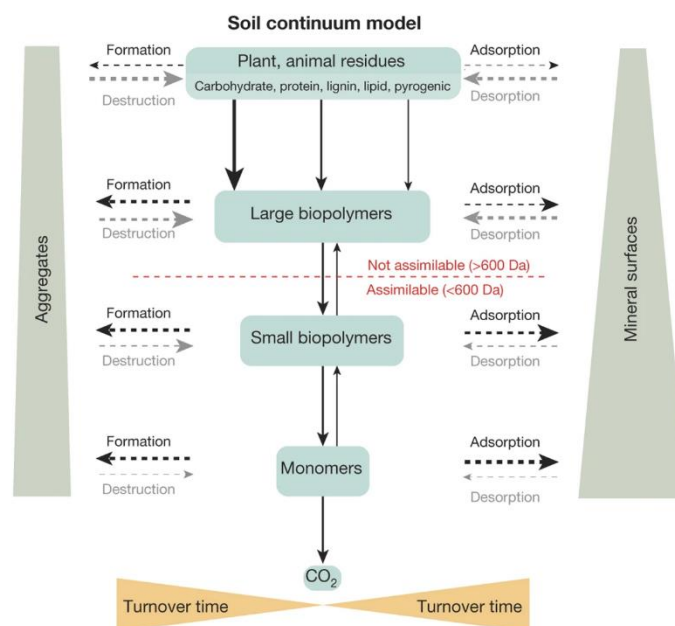
La biomasse microbienne constitue également une source importante de MO (Kögel-Knabner, 2002). Sa composition chimique est légèrement différente de la biomasse végétale puisqu'elle ne contient pas de lignine ni de cellulose. A l'inverse, celle-ci est généralement enrichie en polysaccharides, lipides et protéines. Elle est également caractérisée par la présence de composés microbiens spécifiques comme la chitine, la glomaline, ainsi que d'autres sucres aminés (Kallenbach, Frey et Grandy, 2016 ; Weil et Magdoff, 2004). Dans les systèmes cultivés, une partie de la MO est apportée par des MO exogènes. Il s'agit notamment de fumier, de lisier, de composts ou de déchets organiques (boues de stations d'épuration, écumes de sucreries...). Ceux-ci sont constitués d'un mélange de biomasse végétale et microbienne, ainsi que de leurs produits de dégradation (Larney et Angers, 2012 ; Senesi et Plaza, 2007). Dans certains environnements, une partie de la MOS peut également provenir de l'altération du matériau parental. En effet, certains types de roche comme les schistes noirs contiennent du carbone organique géogénique qui est relâché lors de leur altération (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020). La biomasse animale, bien qu'elle joue un rôle essentiel dans la décomposition de la MO, ne contribue que peu à la MOS (Kögel-Knabner, 2002 ; Wolters, 2000).

### 2.1.3. Dynamique de la matière organique du sol

La dynamique de la MOS a récemment été synthétisée en un modèle conceptuel par Lehmann et Kleber (2015) nommé le 'Soil continuum model' (**Figure 1**). Dans ce modèle, la MOS est progressivement dégradée en molécules de taille décroissante. Cette action est d'abord réalisée

par la macrofaune du sol (vers de terre, termites, fourmis...), qui fragmente la litière en débris de plus petite taille et qui l'incorpore dans le sol (Bohlen et al., 2004). Ensuite interviennent les microorganismes, qui sont responsables de la majeure partie des réactions biochimiques de transformation de la MOS (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020). Ces réactions sont d'abord réalisées en dehors de la cellule par des enzymes extracellulaires (Burns et al., 2013). Lorsque les molécules atteignent une taille suffisamment faible (aux alentours de 600 Da, soit environ 1 nm), elles sont intégrées dans les cellules des microorganismes (Weiss et al., 1991). Dans la cellule, les composés organiques peuvent être complètement oxydés jusqu'au stade final de minéralisation en  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{HPO}_4$ ,  $\text{HSO}_4^{2-}$ ... Une partie des résidus de dégradation est également utilisée pour la synthèse d'autres composés via des réactions anaboliques (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020).

Au cours de sa décomposition, la MOS est transférée dans les différents horizons de sols sous forme particulaire, colloïdale ou dissoute. Ces transferts ont principalement lieu grâce au transport de l'eau et aux processus de pédoturbation qui regroupent un ensemble de processus d'origine physique (alternance de gel/dégel, retrait/gonflement des argiles...) ou biologique (bioturbation ; Basile-Doelsch et al., 2020). La décomposition de la MOS entraîne également une modification de ses propriétés. L'oxydation de ses constituants induit notamment une augmentation de leur polarité et du nombre de leurs groupements ionisables, ce qui favorise leur dissolution dans la solution de sol (Lehmann et Kleber, 2015). Ces modifications favorisent également la stabilisation de la MOS via la formation de complexes organo-minéraux et de micro-agrégats ( $< 50 \mu\text{m}$  ; Lehmann and Kleber, 2015). En effet, ces processus ont pour effet de limiter l'accessibilité de la MOS aux décomposeurs, ce qui induit une diminution drastique de sa vitesse de minéralisation et donc une augmentation de son temps de résidence dans le sol (Blume et al., 2016 ; Lavalée, Soong et Cotrufo, 2020).



**Figure 1 :** Représentation schématique du 'Soil continuum model'. Les flèches pleines représentent les processus biotiques tandis que les flèches pointillées représentent les processus abiotiques. L'épaisseur

*des flèches correspond à la vitesse des processus. La tailles des formes correspond à la taille des pools qu'elles représentent. (Lehmann et Kleber, 2015)*

#### 2.1.4. Quantité et distribution de la matière organique du sol

Les variations de la quantité de MOS sont observables à trois niveaux : entre différents types de sols, au sein d'un même type de sol et au sein d'un même profil de sol (Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Weil et Brady, 2016). Ces variations s'expliquent par l'équilibre entre les gains et les pertes de MO au sein du sol (Chenu et al., 2019). Les gains de MOS proviennent principalement des apports de la végétation et des apports de MO exogènes dans les systèmes cultivés (Chenu et al., 2019). Les pertes résultent de la minéralisation de la MOS ainsi que des pertes par érosion, lessivage ou lixiviation (Lal, 2001). Ces processus de gains et de pertes seraient principalement influencés par trois facteurs environnementaux interdépendants : le climat, le couvert végétal et le type de sol. Néanmoins, un quatrième facteur lié à l'utilisation du sol est parfois inclus selon les auteurs (Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Weil et Magdoff, 2004 ; Weil et Brady, 2016).

Les sols avec les quantités de MOS les plus faibles sont généralement observées dans les déserts, où la MOS ne représente en général que 0,2 % de la masse de sol. A l'inverse, les valeurs les plus élevées sont observée dans les Histosols (sols de tourbières) où la MOS peut représenter jusqu'à 80 % de la masse de sol (Weil et Magdoff, 2004). Les teneurs en COS dans les forêts tropicales humides et dans les forêts des régions tempérées sont plus ou moins similaires (Weil et Brady, 2016) et s'approchent des 40 % dans l'horizon Oh (litière), des 10 % dans l'horizon Ah (horizon organo-minéral) et des 0,5 % à 1 m de profondeur (Blume et al., 2016). Dans les sols cultivés, la teneur en COS dans l'horizon Ah varie généralement entre 1 et 4 % (Weil et Magdoff, 2004).

Au sein du profil, la teneur en MOS est généralement maximale en surface puis diminue plus ou moins fortement avec la profondeur (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020). Ceci s'explique par les apports de biomasse qui ont principalement lieu en surface (Weil et Brady, 2016). Même les apports de biomasse végétale souterrains ont lieu à proximité de la surface. En effet, d'après une moyenne mondiale, 75 % de la biomasse racinaire se situeraient au-dessus de 40 cm de profondeur (Jackson et al., 1996). Cependant, la distribution de la MOS étant régie par les processus de pédogenèse, cette généralité ne s'applique pas à l'ensemble des sols. Il existe autant de profils de distributions de la MOS que de types de sols (Calvet, Chenu et Houot, 2015). Il est également important de noter que, malgré des teneurs en COS nettement inférieures à celles des horizons de surface, les horizons souterrains concentrent plus de la moitié des stocks mondiaux de COS (Jobbagy et Jackson, 2000).

#### 2.1.5. Propriétés, fonctions et services écosystémiques du sol en lien avec la matière organique

Bien que la MOS ne représente généralement qu'une faible proportion de la masse des sols, celle-ci exerce une influence majeure sur de nombreuses propriétés, fonctions et services écosystémiques des sols. La plupart de ces impacts sont interdépendants, agissent en cascade sur plusieurs propriétés, fonctions ou services et sont considérés comme positifs pour la qualité

des sols. En conséquence, l'augmentation des stocks et des teneurs en MOS est notamment considérée comme un moyen de lutte contre les changements climatiques et la dégradation des sols et comme un moyen d'adaptation aux les changements climatiques (Blanco-Canqui et al., 2013 ; Weil et Magdoff, 2004).

Tout d'abord, la MOS a un impact important sur la plupart des propriétés physiques du sol. Les sols riches en MOS sont généralement associés à une porosité importante et à une densité apparente plus faible (Franzluebbers, Stuedemann et Wilkinson, 2001 ; Weil et Kroontje, 1979). Dans certains sols (Chernozems, Luvisols, Cambisols), la MOS a un impact important sur la formation d'agrégats (Blume et al., 2016). Ceux-ci sont principalement formés grâce à des composés microbiens (polysaccharides, glomaline...) libérés lors de la décomposition de MO fraîches (Weil et Brady, 2016). Leur formation contribue à augmenter la porosité et la stabilité structurale du sol et donc la résistance du sol au tassement, à la battance et à l'érosion (Blanco-Canqui et al., 2013). Des teneurs en MOS inférieures à 2,5 % sont d'ailleurs généralement considérées comme critiques pour la stabilité structurale d'un sol (Loveland et Webb, 2003). La MOS a également un impact positif sur les propriétés hydriques du sol via l'augmentation de la capacité de rétention en eau et de la conductivité hydraulique et via la diminution de l'évaporation. Ceci s'explique notamment par l'augmentation de la porosité et de la stabilité structurale du sol, par les capacités d'absorption d'eau de la MOS ainsi que par la présence de débris organiques à la surface du sol (Weil et Magdoff, 2004 ; Weil et Brady, 2016).

Ensuite, la MOS a une influence importante sur les propriétés chimiques du sol et les fonctions associées à celles-ci. Au cours de sa décomposition, les processus d'oxydation et la création de groupements carboxyles augmentent sa capacité d'adsorption (Blume et al., 2016). Ainsi, dans certains sols pauvres en argile, la MOS peut contribuer majoritairement à la CEC totale du sol (Weil et Magdoff, 2004). Grâce à sa capacité d'adsorption et ses groupements fonctionnels faiblement acides, la MOS joue également un rôle de tampon pour le pH du sol (Magdoff et Bartlett, 1985). L'affinité de certains acides organiques, polysaccharides et composés polaires avec certains ions métalliques ( $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ) peut influencer leur mobilité dans les sols (Weil et Brady, 2016). La formation de complexes solubles peut les rendre plus mobiles (Alvarez, Alconada et Lavado, 1999) tandis que l'association avec des MO insolubles les rend moins disponibles pour les plantes (Sauvé, McBride et Hendershot, 1998). L'affinité de la MOS avec des polluants organiques et inorganiques permet de limiter leur transport vers les horizons plus profonds et ainsi limiter la pollution des eaux souterraines (Blume et al., 2016). Cependant, la libération de N et de P lors de la minéralisation de la MOS peut au contraire avoir un impact négatif sur la qualité des eaux souterraines (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015). L'abondance de carbone dans la composition de la MOS lui donne également un rôle de stockage de carbone pour lutter contre les changements climatiques (Blanco-Canqui et al., 2013). A l'échelle globale, il est bien établi que la MOS contient plus de carbone que la biomasse végétale terrestre et l'atmosphère combinées (Houghton, 2007 ; Jobbagy et Jackson, 2000). Néanmoins, dans certaines conditions, la MOS peut également être responsable de l'émission de gaz à effet de serre comme le  $\text{CH}_4$  ou le  $\text{N}_2\text{O}$  (Calvet, Chenu et Houot, 2015).

Enfin, la MOS a un impact important sur les propriétés biologiques des sols. La MOS a généralement un impact positif sur la biomasse du sol puisqu'elle constitue la principale source d'alimentation des organismes hétérotrophes (Weil et Brady, 2016). Indirectement, elle fournit un habitat aux communautés microbiennes via la formation d'agrégats (Blanco-Canqui et al., 2013) et favorise l'enracinement des végétaux via la formation de pores (Weil et Magdoff, 2004). Le type et la diversité des MO apportées au sol ont un impact sur le type et la diversité des organismes du sol (Weil et Brady, 2016). Grigera et al. (2006) ont notamment démontré que la concentration en biomarqueurs bactériens était plutôt corrélée aux MO fines tandis que les biomarqueurs associés aux champignons et aux mycorhizes étaient plutôt associés aux MO grossières. Ensemble, les organismes du sol jouent un rôle important sur de nombreuses fonctions du sol. Ils participent notamment au mélange des couches de sols (Lavelle et al., 1997), au recyclage des nutriments et à la régulation des populations de ravageurs (Dalal, 1998) ou encore à la dégradation de certains polluants organiques (Reynolds et al., 1999).

#### 2.1.6. Quantification de la matière organique du sol

La quantification de la MOS est généralement basée sur la mesure du carbone, l'élément le plus abondant dans la MOS (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015 ; Skjemstad, Janik et Taylor, 1998 ; Weil et Magdoff, 2004). Une fois quantifiée, la teneur en carbone d'un échantillon peut être divisée par la teneur moyenne en carbone de la MOS (généralement comprise entre 50 et 58 %) afin d'en déduire la teneur en MOS (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015). Lorsque l'échantillon contient du carbone inorganique sous forme de carbonates, ceux-ci doivent être éliminés préalablement ou quantifiés séparément afin de pouvoir différencier le COS du carbone total (Blume et al., 2016 ; Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015 ; Skjemstad, Janik et Taylor, 1998).

Les deux méthodes les plus courantes pour la mesure du carbone sont l'oxydation de la MOS par voie humide (oxydation du carbone par un oxydant fort, généralement le dichromate de potassium) et par voie sèche (combustion à haute température). Néanmoins, la méthode par voie sèche est de plus en plus fréquemment utilisée car considérée comme moins dangereuse et plus précise. De plus, celle-ci permet de mesurer simultanément le carbone total et l'azote total (Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015 ; Skjemstad, Janik et Taylor, 1998).

#### 2.1.7. Fractionnement de la matière organique du sol

Compte tenu de sa nature complexe, différentes méthodes de séparation de la MOS en 'pools fonctionnels' ont été développées afin de faciliter son étude (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015). Bien que ces méthodes aient généralement été développées pour répondre à des questions de recherches spécifiques dans des conditions spécifiques, l'un des objectifs récurrents de ces méthodes est l'isolation de pools caractérisés par des taux de renouvellement spécifiques (Trumbore et Zheng, 1996). La dynamique de la MOS a notamment été conceptualisée dans de nombreux modèles grâce à l'utilisation de trois pools distincts : un pool labile (ou actif) caractérisé par des taux de renouvellement allant de la semaine au mois, un pool intermédiaire caractérisé par des taux de renouvellement allant de l'année à la décennie et

un pool passif (ou inerte) caractérisé par des taux de renouvellement allant du siècle au millénaire (Falloon et al., 1998).

Les fractions de la MOS associées au pool labile regroupent notamment la MOP libre, la matière organique dissoute (MOD), la biomasse microbienne ainsi que certaines fractions chimiquement extractibles. Ces fractions sont généralement considérées comme très sensibles aux changements de pratiques de gestion des sols et jouent un rôle important dans le recyclage des nutriments, l'alimentation des organismes hétérotrophes du sol et l'amélioration de la stabilité structurale (Haynes, 2005 ; Weil et Brady, 2016). Les fractions de la MOS associées aux pools intermédiaire et passif regroupent quant à elles la MOP protégée dans les agrégats, la MOS stabilisée sous forme de complexes organo-minéraux ou encore les MO pyrolysées. Ces fractions représentent généralement la majeure partie de la MOS (60-90 %) et jouent un rôle important dans l'amélioration de la CEC et de la capacité de rétention en eau des sols (Weil et Brady, 2016).

Les méthodes de fractionnement de la MOS peuvent être classées en deux grandes familles : les méthodes de fractionnement physiques et chimiques. Les méthodes physiques séparent la MOS sur base de critères de taille, de densité ou de susceptibilité magnétique. Ces méthodes sont séparées en deux sous-familles : les méthodes de fractionnement granulométrique des particules et les méthodes de fractionnement granulométrique des agrégats. Les méthodes de fractionnement granulométrique des particules utilisent le critère de taille pour séparer la MOP de la MOS associée aux phases minérales (*mineral associated organic matter* ou MAOM en anglais) et le critère de densité pour séparer la MOS légère (*light fraction* en anglais), qui correspond plus ou moins aux MOP, et la MOS lourde (*heavy fraction* en anglais). Les méthodes de fractionnement granulométrique des agrégats reposent sur les mêmes principes mais incluent également des étapes de destruction des agrégats. Ces étapes permettent notamment de séparer la MOP présente dans les agrégats de la MOP libre. Les méthodes chimiques sont séparées en quatre sous-familles : les méthodes d'extraction, d'hydrolyse, d'oxydation et les méthodes basées sur la destruction de la phase minérale (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015 ; Poeplau et al., 2018). Ces méthodes peuvent éventuellement être combinées aux méthodes physiques pour répondre à certains besoins. Une troisième et dernière famille concerne les méthodes calorimétriques qui utilisent les propriétés thermiques de la MOS afin de distinguer les MO labiles et les MO stables (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015 ; Poeplau et al., 2018).

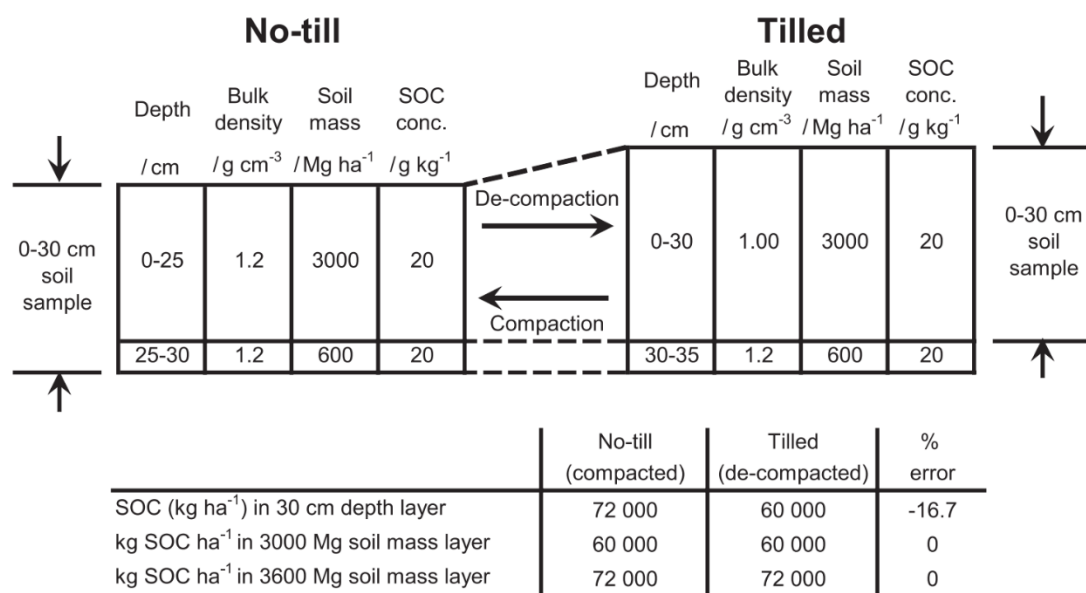
#### 2.1.8. Comparaisons biaisées des quantités de matière organique du sol

Les quantités de MOS sont exprimées sous forme de teneurs ou de stocks (Blume et al., 2016). La teneur en MOS est la quantité de MOS par masse de sol sec (souvent exprimée en % ou en  $\text{g}_{\text{MOS}}/\text{kg}_{\text{sol sec}}$ ). C'est cette valeur qui est obtenue lors de la mesure de la quantité de MOS et qui est généralement utilisée pour décrire la distribution de la MOS dans un profil de sol (Blume et al., 2016 ; Calvet, Chenu et Houot, 2015). Le stock de MOS correspond à la quantité de MOS contenue dans une couche de sol de surface et de profondeur définies ( $\text{Mg}_{\text{MOS}}/\text{ha}$  par exemple). Pour des raisons pratiques, celui-ci est le plus souvent déterminé pour une profondeur de 0,3 m ou 1 m. En effet, son calcul sur l'ensemble du profil du sol (c'est-à-dire depuis la surface

jusqu'au matériau parental) nécessiterait de connaître le profil pédologique complet et la variation de la teneur en MOS avec la profondeur (Calvet, Chenu et Houot, 2015).

Cependant, cette restriction impacte la comparaison des stocks entre différents traitements. En effet, le calcul du stock est basé sur la teneur en MOS, la profondeur de sol considérée et la densité apparente du sol (Wendt et Hauser, 2013). Or, il a été démontré que ce calcul introduisait un biais systématique dans la comparaison lorsque la densité apparente des traitements différait (Deen et Kataki, 2003 ; Ellert et Bettany, 1995 ; Ellert, Janzen et Entz, 2002 ; Murty et al., 2002). Ce biais provient de la différence entre les masses de sol utilisées dans le calcul du stock des différents traitements. Dès que la teneur en MOS dans la masse de sol non incluse dans le stock est différente de zéro, la comparaison sera systématiquement biaisée. Afin d'obtenir des valeurs de stock non-biaisées, les stocks doivent donc être calculés sur base d'une masse de sol équivalente (Wendt et Hauser, 2013).

Ceci peut être illustré par l'exemple présenté par Wendt & Hauser sur l'impact de l'arrêt du labour sur le stock de COS (2013 ; **Figure 2**). Dans cet exemple, les auteurs considèrent que cet impact est nul mais que l'arrêt de cette pratique a entraîné un tassement du sol en surface. La couche de labour qui occupait autrefois une épaisseur de 30 cm n'occupe plus que les 25 premiers centimètres du sol. Ainsi, lorsque le stock de COS est calculé dans la couche 0-30 cm, le traitement en non-labour inclut en réalité une quantité de sol plus importante et donc une quantité de COS plus importante que le traitement labouré.



**Figure 2 :** Illustration du biais induit par la quantification du stock de COS à une profondeur fixée lorsque la densité apparente des traitements diffère. (Wendt et Hauser, 2013)

Il est important de noter que ce biais ne concerne pas uniquement les stocks de MOS mais qu'il s'étend en réalité à l'ensemble des propriétés du sol basées sur la masse (teneurs, rapports élémentaires...). A partir du moment où ces propriétés sont déterminées dans des couches de sol de profondeur fixe, la comparaison de traitements possédant des densités apparentes différentes sera forcément biaisée (von Haden, Yang et DeLucia, 2020). Ceci peut à nouveau

s'expliquer avec l'exemple précédent. Si la teneur en COS dans l'horizon situé sous la couche de labour n'avait pas été 20 mais 10 g/kg, la teneur observée dans la couche 0-30 cm du système non-labourés aurait à nouveau été inférieure à celle du traitement labourés (18,3 g/kg contre 20 g/kg) malgré l'absence de différence entre ces traitements.

## 2.2. Systèmes de culture innovants

### 2.2.1. Enjeux environnementaux liés à l'agriculture conventionnelle

Apparue au début du XXe siècle, l'agriculture conventionnelle, aussi appelée agriculture industrielle ou agriculture intensive, s'est principalement développée à partir des années 1950 dans le but d'augmenter la production alimentaire mondiale (Lichtfouse et al., 2009 ; Mazoyer et Roudart, 2002). Portée par la mécanisation, l'amélioration variétale ainsi que l'utilisation d'intrants de synthèse, celle-ci a permis une augmentation des rendements agricoles sans précédent (Matson et al., 1997). Cependant, le revers de la médaille de ce mode de production s'est rapidement fait connaître. En effet, dès les années 1970, l'intensification de la production a entraîné une pollution croissante de l'environnement. Ainsi, de l'objectif du 'produire toujours plus', les recherches en agriculture se sont petit à petit tournées vers la limitation des impacts environnementaux à un niveau acceptable (van der Werf et Petit, 2002).

Aujourd'hui, les impacts de l'agriculture conventionnelle sur l'environnement sont bien documentés (Mondelaers, Aertsens et Van Huylenbroeck, 2009 ; Sydorovych et al., 2009 ; van der Werf et Petit, 2002). Au niveau local, l'agriculture conventionnelle a notamment un impact négatif sur la qualité des sols. Le travail du sol intensif affecte sa structure et augmente sa susceptibilité à l'érosion, le passage répété des engins agricoles induit un tassement de celui-ci, *etc.* (Srednicka-Tober et al., 2016). Le recours aux pesticides et le remplacement des rotations culturales complexes par des monocultures ont également un impact important sur la biodiversité à l'échelle de la ferme et du paysage (Benton et al., 2021). Au niveau régional, l'agriculture conventionnelle exerce une pression importante sur la ressource en eau. D'une part, l'intensification de la production s'est traduite par une augmentation drastique du recours à l'irrigation et donc de la consommation en eau de la part du secteur agricole (Matson et al., 1997). D'autre part, l'utilisation intensive de fertilisants minéraux et de pesticides ainsi que la mauvaise gestion des effluents d'élevage peuvent causer des problèmes de pollution des eaux de surface et souterraines (FAO, 2002). Au niveau global, l'agriculture conventionnelle est notamment associée à une part importante des émissions de gaz à effet de serre anthropiques. Ceci s'explique en partie par les besoins élevés en énergie nécessaires à la production d'intrants de synthèse et à la mécanisation et par les émissions d'oxydes nitreux dans les sols fertilisés (Foley et al., 2011).

### 2.2.2. Systèmes de culture innovants

En réponse à ces problèmes et aux évolutions sociétales, de nombreux systèmes de culture alternatifs ont été proposés, regroupés sous le nom de systèmes de culture innovants (Prost et al., 2017). Un système de culture est défini comme un ensemble de modalités techniques appliquées à une zone donnée, uniformément traitée, qui peut être un champ, une partie de

champ ou un groupe de champs (Sebillotte, 1990). Ces modalités incluent le choix des cultures, leur ordre de succession ainsi que les différentes pratiques appliquées à ces cultures (travail du sol, semis, fertilisation, protection des cultures...). Les systèmes de cultures innovants sont des systèmes de culture faisant appel à de nouvelles technologies et de nouvelles combinaisons de pratiques afin d'améliorer la durabilité de l'agriculture (Matson et al., 1997 ; Pelzer et al., 2012). Cet objectif est multidimensionnel et a été défini de nombreuses manières mais peut se résumer comme la réalisation des besoins de production actuel sans compromettre l'avenir en termes de dégradation ou d'épuisement des ressources (Matson et al., 1997 ; Sadok et al., 2009). L'un des enjeux de ces systèmes est donc de parvenir à maintenir voire augmenter leur productivité tout en limitant leur impact sur l'environnement.

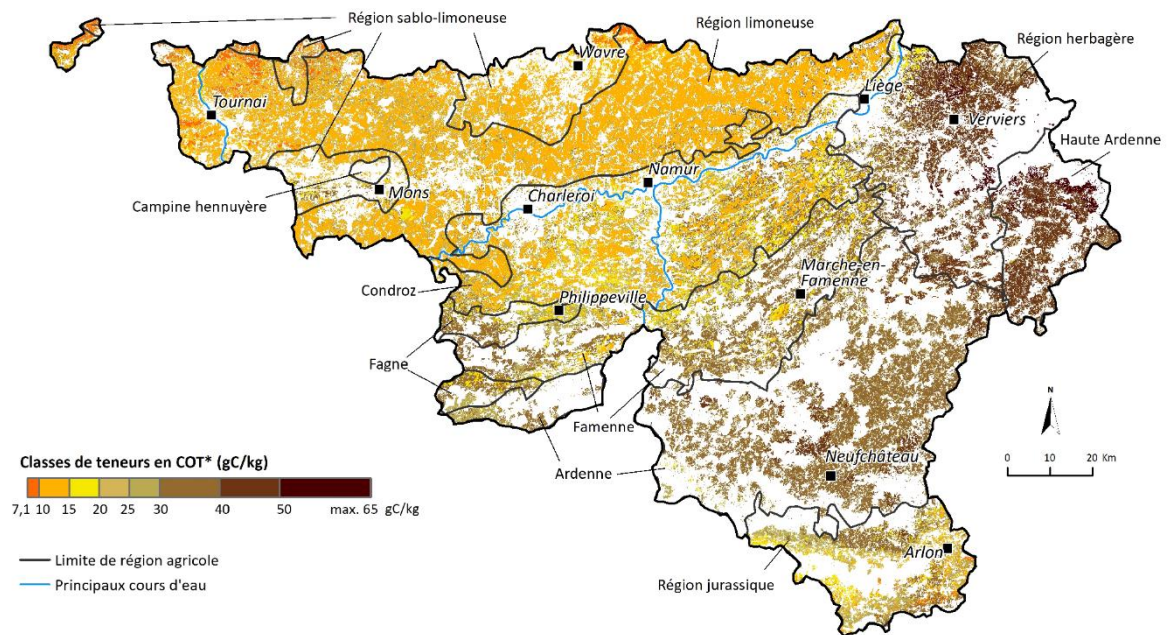
Pour y répondre, ces systèmes reposent sur des stratégies spécifiques. Dans certains cas, celles-ci se basent sur le croisement entre les disciplines de l'agronomie et de l'écologie, comme l'agriculture biologique ou l'agroécologie, et font ainsi appel à des pratiques comme l'agroforesterie, la biorégulation ou la mise en place d'interculture (Matson et al., 1997). Dans d'autres cas, elles se basent sur l'amélioration de l'efficacité d'utilisation des intrants comme en agriculture de précision. Dans ces systèmes, l'utilisation de nouvelles technologies permet une application différenciée des intrants à l'échelle de la parcelle afin de faire coïncider au mieux les apports de nutriments avec les besoins de la plante dans le temps et dans l'espace (Matson et al., 1997 ; Prost et al., 2017). Ces dernières années, de nombreuses études se sont également concentrées sur l'élaboration de systèmes de culture répondant à un objectif en particulier, comme l'arrêt de l'usage des pesticides, la diminution des besoins en énergie ou le stockage de carbone dans les sols (Colnenne-David et Doré, 2015).

### 2.3. Matières organiques et pratiques agricoles

De manière générale, les teneurs et les stocks de MOS sont plus faibles dans les sols cultivés que dans les sols des écosystèmes naturels (Weil et Brady, 2016). Cette différence s'explique en partie par la diminution des apports de biomasse qui a lieu dans ces sols. En effet, une partie importante de la biomasse produite dans les systèmes cultivés est exportée lors de la récolte et n'est qu'en partie voire pas du tout restituée. De plus, contrairement aux écosystèmes naturels, la plupart des plantes cultivées redémarrent leur cycle de développement à chaque saison. Les sols ne sont donc pas ou peu productifs la majeure partie de l'année, ce qui diminue encore le retour de biomasse (Weil et Brady, 2016).

Cependant, ces dernières années, l'agriculture conventionnelle a eu tendance à exacerber ce déficit en MOS (Gomiero, Pimentel et Paoletti, 2011). En effet, de nombreux sols cultivés ont observé une diminution de leur stock de MOS au cours des 30 dernières années (Guillaume et al., 2022). Cette diminution s'expliquerait en partie par la diminution des apports d'engrais organiques et par l'augmentation de la minéralisation et des pertes de MOS par érosion (Sanderman, Hengl et Fiske, 2017). En Wallonie (Belgique), les sols cultivés ont notamment enregistré une diminution moyenne des stocks de carbone de 5,8 t/ha dans les horizons de surface entre 1955 et 2005 (Goidts et Van Wesemael, 2007). Aujourd'hui, la plupart des sols de grande culture de cette région présentent ainsi des teneurs en COS proches du seuil minimal de

1,15 % en-dessous duquel le sol présente un risque élevé d'instabilité structurale ((Service public de Wallonie, 2020 ; Van-Camp et al., 2004) ; **Figure 3**).



**Figure 3** : Teneur en COT dans les horizons de surface des sols agricoles (cultures et prairies) en Wallonie (Belgique). Ces teneurs ont été prédites par modélisation à partir de 47 363 échantillons de sol collectés entre 2015 et 2019. La plupart des sols de grandes cultures sont concentrés dans la région limoneuse et la région sablo-limoneuse. (Service public de Wallonie, 2020)

Afin de ramener de la matière organique dans les sols cultivés, il est donc nécessaire de comprendre l'impact des différentes pratiques agricoles sur les stocks et les teneurs en MOS. Néanmoins cet impact n'est pas toujours évident à évaluer. En effet, la plupart des pratiques agricoles influencent à la fois les processus de gains (production de biomasse, rhizodépositions...) et de pertes (minéralisation, érosion...) de MOS. En outre, l'intensité de cet impact dépend de leur mode de mise en œuvre (fréquence, intensité...) ainsi que des conditions environnementales (climat, type de sol, teneurs initiales en MOS...). Ainsi, bien que de nombreuses études aient déjà été consacrées à ce sujet, l'impact de certaines pratiques telles que le labour, les amendements organiques ou les apports d'azote minéral nécessite encore d'être évalué (Chenu, Rumpel et Lehmann, 2015).

### 2.3.1. Travail du sol

Bien que de nombreuses études se soient penchées sur la question, il n'existe toujours pas de consensus à l'heure actuelle sur l'impact du labour sur le stockage de COS (Dimassi et al., 2014). Il est admis depuis relativement longtemps que le labour augmente la minéralisation de la MOS, notamment via la destruction des agrégats la protégeant (Chenu et al., 2019) et via la création de conditions favorables à la décomposition lors de son enfouissement (humidité, disponibilité en azote... ; Wilson and Hargrove, 1986). Sur base de ce constat, différentes études réalisées dans les années 1990 et 2000 ont suggéré que le non-labour avait un impact positif sur la séquestration de carbone dans les sols (Dimassi et al., 2014). Cependant, plusieurs auteurs

ont mis en évidence différents problèmes liés aux protocoles d'échantillonnage de ces études, notamment dû à des profondeurs d'échantillonnage insuffisantes (Baker et al., 2007 ; Luo, Wang et Sun, 2010b ; Meurer et al., 2018). Les résultats de méta-analyses plus récentes suggèrent plutôt que le non-labour aurait un impact positif sur le stock de COS dans les horizons de surface et un impact nul sur le reste du profil. Lorsque l'ensemble du profil est considéré, celui-ci n'engendrerait pas ou peu de stockage additionnel (Chenu et al., 2019). Néanmoins, ce constat ne s'appliquerait pas aux régions plus sèches, où une augmentation des stocks a plusieurs fois été observée en absence de labour (Blanco-Moure et al., 2013 ; Vandenbygaart et al., 2010). Dans les sols soumis à une érosion importante, l'absence de labour pourrait également influencer positivement le stock de MOS en limitant les pertes par érosion (Magdoff et Weil, 2004).

### 2.3.2. Apports de matières organiques

Les apports de MO sont répartis en deux catégories : les apports de MO endogènes et les apports de MO exogènes. Les MO endogènes concernent les résidus de culture (pailles, racines...), qu'ils soient issus des cultures principales, associées ou d'intercultures (Calvet, Chenu et Houot, 2015). Dans une méta-analyse réalisée à partir de 176 études de terrain, Liu et al. (2014) ont observé une augmentation moyenne des stocks de COS de 13 % lorsque les résidus de culture étaient restitués. Néanmoins, ces résultats peuvent varier en fonction du climat, du type de sol, de la composition des résidus ou encore de leur mode de restitution (déposés en surface, enfouis, brûlés... ; Singh et al., 2018).

Les MO exogènes concernent les effluents d'élevage, les composts, les digestats, les boues de station d'épuration, *etc.* (Calvet, Chenu et Houot, 2015). Comme pour les résidus de culture, une méta-analyse réalisée à partir de 130 observations a démontré que les systèmes fertilisés avec des effluents d'élevage avaient en moyenne un stock de COS plus élevé que les systèmes sans fertilisation ou avec une fertilisation minérale (Maillard et Angers, 2014). En moyenne, cet effet est plus important en région tempérée qu'en région tropicale. Par ailleurs, l'étude ne montrait pas d'impact significatif du type d'effluent (bovins, porcs, volaille ; Maillard and Angers, 2014).

D'après plusieurs études, les apports de MO recyclées comme les composts ou les boues de station d'épuration auraient un impact plus élevé sur le stock de COS que les MO fraîches et les effluents d'élevage (Albiach et al., 2001 ; Eghball, 2002 ; Paustian et al., 2000). Néanmoins, sur base d'une masse fraîche identique, il semblerait que cet impact soit similaire peu importe le type de MO (Arrouays et al., 2002 ; Cardinael et al., 2015 ; Thomsen et al., 2013). Un autre type de biomasse qui semble avoir un impact important sur le stockage de COS est le biochar. Il s'agit de biomasses pyrolysées qui peuvent être produites à partir de différentes MO à des températures comprises entre 400 et 700 °C avec un apport faible ou nul en oxygène (Lehmann et Joseph, 2009). En raison de leur stabilité importante, ces biomasses sont perçues comme un moyen efficace de séquestration de COS dans les sols (Singh et al., 2018).

### 2.3.3. Fertilisation minérale

En raison de leurs impacts contrastés, le rôle des apports de N et de P minéraux sur le stockage de COS est encore sujet à débat (Chenu et al., 2019). D'une part, ces apports favorisent la production primaire et donc le retour de biomasse végétale vers le sol (Campbell et al., 2000 ; Guillaume et al., 2021). D'autre part, ils favorisent la minéralisation de la litière et de la MOS et peuvent donc conduire à une diminution du stock de COS (Melillo, Aber et Muratore, 1982 ; Poeplau, Herrmann et Kätterer, 2016 ; Recous et al., 1995). Dans d'autres cas, les apports de nutriments peuvent également limiter les processus de 'priming effect' induits par les microorganismes et donc réduire la minéralisation de la MOS stable (Chen et al., 2014 ; Kirkby et al., 2014). L'équilibre entre ces procédés serait notamment contrôlé par des contraintes stœchiométriques résultant de déséquilibres dans le rapport élémentaire entre la biomasse microbienne, la MOS et les amendements du sol (Bertrand et al., 2019 ; Spohn, 2020). Plusieurs études ont démontré que des rapports stœchiométriques optimaux favorisaient le stockage de COS (Finn et al., 2016 ; Kirkby et al., 2013 ; Qiao et al., 2016) tandis que des apports déséquilibrés pouvaient induire un effet négatif (van Groenigen et al., 2006 ; Qiu et al., 2010). Néanmoins, des méta-analyses ont démontré que, de manière générale, les apports de N avaient un impact positif sur le stockage de COS dans les sols agricoles (excepté pour les prairies), même lorsque ceux-ci n'étaient pas équilibrés (Han et al., 2016 ; Ladha et al., 2011 ; Lu et al., 2011). En outre, Kirkby et al. (2014) ont observé un impact positif des apports de N sur le pool de COS stable, bien que l'impact quantitatif de ces apports sur la stabilisation du COS doivent encore être évalués (Chenu et al., 2019). En ce qui concerne les autres nutriments (K, Ca, Mg...), ceux-ci pourraient, d'une part, favoriser la stabilisation du COS via la formation de ponts cationiques favorables à l'association organo-minérale ( $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$ ) et, d'autre part, induire la dispersion des particules d'argiles ( $\text{K}^+$  et  $\text{Na}^+$ ) et donc une déstabilisation du COS (Arrouays et al., 2002 ; Ramesh et al., 2019).

#### 2.3.4. Irrigation

De la même manière que la fertilisation, l'irrigation des sols cultivés a un impact simultané sur la production primaire et sur la décomposition (Trost et al., 2013 ; Zhou et al., 2016). La vitesse de minéralisation de la MOS dépend de l'humidité et donc de l'irrigation. Cette vitesse augmenterait avec l'humidité jusqu'à une valeur optimale avant de diminuer à nouveau lorsque le sol deviendrait saturé en eau (Falloon et al., 2011). Dans les sols sujets à la sécheresse, l'irrigation favoriserait également la production de biomasse et donc le stockage de COS, à condition que celle-ci soit restituée (Conant, Paustian et Elliott, 2001 ; Luo, Wang et Sun, 2010a). D'après Trost et al. (2013), l'impact net de l'irrigation sur le stock de COS dépendrait principalement du climat et des teneurs initiales en COS. L'irrigation aurait un impact positif élevé dans les déserts, un impact positif dans les régions semi-arides et un impact nul ou faible dans les régions humides.

#### 2.3.5. Rotation culturale

Historiquement, la rotation des cultures jouait un rôle central dans le maintien de la fertilité des systèmes agricoles et dans la lutte contre les ravageurs et les adventices. Avec l'apparition des engrais minéraux et des pesticides, les rotations ont eu tendance à se simplifier pour ne

conserver que les cultures les plus rentables (Mazoyer et Roudart, 2002). Cependant, le recours aux rotations complexes est aujourd'hui perçu comme une stratégie efficace pour augmenter le stock de COS dans les sols agricoles (Lal, 2004 ; West et Post, 2002). En général, le remplacement des monocultures par des rotations complexes permettait d'augmenter le stock de COS (Jarecki et Lal, 2003 ; West et Post, 2002). Ceci s'expliquerait notamment par l'augmentation des apports de MO racinaires et de la diversité microbienne et par l'amélioration de la stabilité structurale du sol (McDaniel, Tiemann et Grandy, 2014 ; Tiemann et al., 2015).

Un moyen efficace pour augmenter le stock de COS serait notamment l'introduction de prairies temporaires dans les rotations (Guillaume et al., 2022 ; Studdert, Echeverria et Casanovas, 1997 ; Stumpf et al., 2018). Bien que cette pratique était autrefois largement répandue, celle-ci a progressivement disparu avec la spécialisation des systèmes agricoles (Franzluebbers, Sawchik et Taboada, 2014 ; Lemaire et al., 2015). D'après plusieurs études, l'introduction ou l'augmentation de prairies temporaires dans les rotations serait la méthode la plus efficace pour le stockage de COS dans les sols parmi de nombreuses pratiques (Launay et al., 2021 ; Lugato et al., 2014). Ces cultures favoriseraient notamment les retours de biomasse et limiteraient les pertes par érosion via la couverture permanente du sol (Magdoff et Weil, 2004 ; Singh et al., 2018).

Une autre méthode efficace et qui n'implique pas de réduction de la productivité agricole est le recours aux cultures de couverture, souvent appelées cultures intermédiaires (Singh et al., 2018). Les cultures de couverture sont des cultures semées entre deux cultures principales, dont la vocation première est généralement de protéger la ressource en eau de la lixiviation de nitrates (Thomas et Archambeaud, 2013). En allongeant la durée d'occupation du sol, celles-ci augmentent la quantité de carbone fixée et donc les restitutions de biomasse vers le sol (Aertsens, De Nocker et Gobin, 2013 ; Cherr, Scholberg et McSorley, 2006). Elles permettent également de protéger le sol contre l'érosion et donc de limiter les pertes de COS liées à ce processus (Dabney, Delgado et Reeves, 2001). A l'inverse, les jachères nues maintiennent la minéralisation de la MOS sans restituer de biomasse et se traduisent donc par des déstockages de COS (Arrouays et al., 2002). D'après plusieurs études récentes, le remplacement de la jachère nue par la mise en place de cultures de couvertures exerce un impact positif sur le stock de COS (Autret et al., 2016 ; Emmel et al., 2018 ; Poeplau et Don, 2015).

#### 2.3.6. Agroforesterie

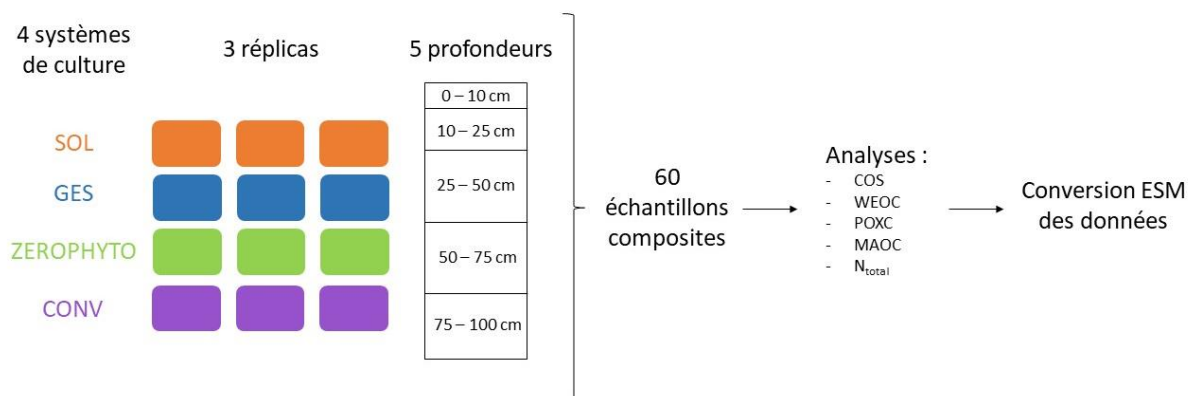
L'agroforesterie regroupe différents types de systèmes caractérisés par l'intégration d'essences ligneuses dans les systèmes agricoles (pâtures ou cultures ; Singh et al., 2018). En augmentant les apports de carbone sous forme de litière, racines et rhizodépôts, ces systèmes sont capables d'accumuler efficacement du COS dans les horizons de surface et les horizons profonds (Lorenz et Lal, 2014). Par ailleurs, ces systèmes peuvent également favoriser le stockage de COS en limitant les perturbations du sol, l'érosion ou encore la décomposition de la MOS via la formation d'agrégats stables (Lorenz et Lal, 2014). Dans leur méta-analyse, de Stefano et al. (2018) ont observé une augmentation moyenne des stocks de COS de respectivement 26, 40 et 34 % dans les horizons 0-15, 0-30 et 0-100 cm après la conversion de

terres cultivées en systèmes agro-forestiers. Néanmoins, de manière générale, le potentiel de stockage varierait plus ou moins fortement en fonction du système et des essences utilisées, du climat, du type de sol et des pratiques culturales (Singh et al., 2018).

### 3. Objectifs et démarche

La diminution des stocks et des teneurs en MOS dans les sols cultivés est l'un des problèmes majeurs causés par l'agriculture conventionnelle. Cette diminution accentue les problèmes environnementaux causés par l'agriculture (érosion, émissions de GES, pollution des eaux...) et met en péril la productivité des sols. Le maintien ou la restauration des stocks en MOS à un niveau suffisant pour que le sol puisse assurer ses différentes fonctions et services écosystémiques représente donc l'une des clés de la durabilité des systèmes agraires. Cependant, l'impact des pratiques agricoles sur la quantité de MOS n'est pas toujours clairement identifié ou compris.

L'objectif de ce travail est d'évaluer l'impact de systèmes de culture innovants sur la MOS dans le cadre de la production en grandes cultures en région limoneuse (Belgique). Pour y parvenir, trois systèmes de culture innovants ainsi qu'un système témoin en agriculture conventionnelle ont été sélectionnés au sein d'un essai système implanté sur le domaine agricole du CRA-W en 2019. Une campagne d'échantillonnage de sol a été réalisée au sein de chaque système afin d'évaluer la distribution et les stocks de MOS. Afin d'appréhender sa composition au sein du sol, les fractions labiles et stables de la MOS ont ensuite été estimées par des méthodes de fractionnement physique et chimique. Afin de pouvoir comparer les systèmes entre eux, le stock de la MOS et de ses fractions ont systématiquement été calculés sur base de masses de sol équivalentes. Cette méthode permet de limiter les risques de biais entre les systèmes labourés ou non, qui présentent des niveaux de compacité différents. La **Figure 4** résume la démarche globale de ce travail.



**Figure 4 :** Démarche suivie pour la collecte des données utilisées dans le cadre de ce travail. Les abréviations correspondent au carbone organique du sol (COS), au carbone organique extractible à l'eau (WEOC), au carbone oxydable au permanganate (POXC), au carbone associé aux phases minérales (MAOC), à l'azote total ( $N_{total}$ ) et à l'expression 'equivalent soil mass'.

## 4. Matériels et méthodes

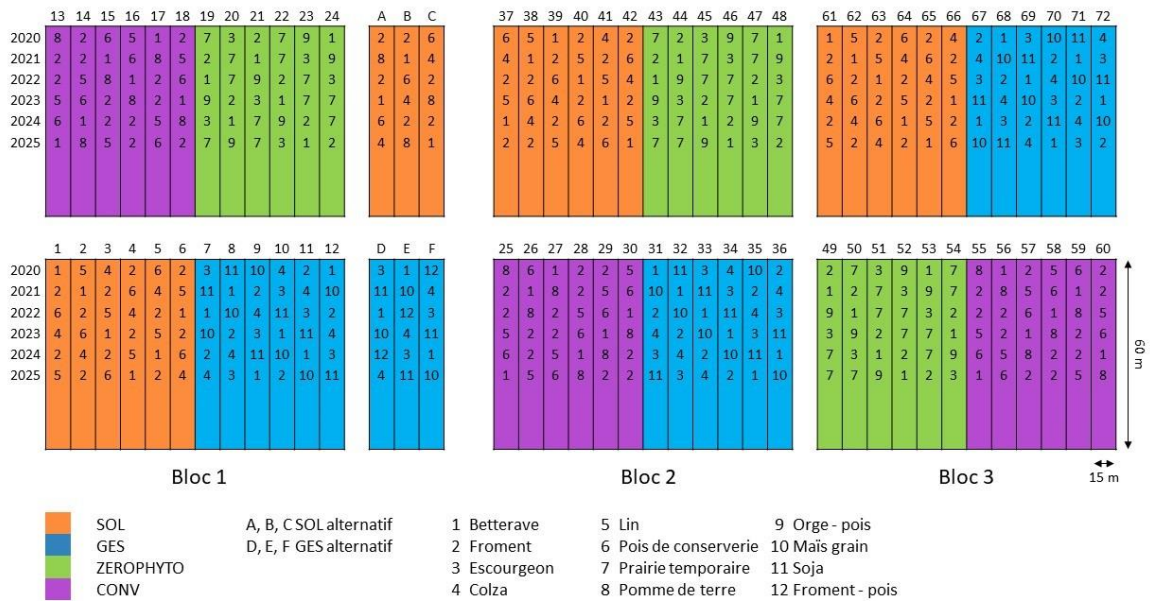
### 4.1. Systèmes de culture innovants

#### 4.1.1. L'essai SYCI

Les impacts des systèmes de culture innovants sur le stock, la distribution et les caractéristiques de la MOS ont été évalués au sein de trois systèmes de culture établis au Centre de Recherche Agronomique Wallon (CRA-W) dans le cadre de l'essai SYCI (Systèmes de Culture Innovants). Cet essai a pour objectif de comparer des systèmes de culture innovants dans le contexte de la production en grandes cultures en Région Wallonne. Chaque système a pour objectif principal la valorisation de sa production à des fins alimentaires tout en offrant une rentabilité économique à long terme pour l'exploitation. Chaque système dispose également d'un objectif secondaire en lien avec les enjeux actuels et futurs de l'agriculture. Pour y répondre, les systèmes font appel à toute une gamme de techniques, alliant les leviers phytotechniques classiques à certaines pratiques plus innovantes. Un quatrième système en agriculture conventionnelle a également été mis en place afin de servir de témoin pour les autres systèmes.

L'essai SYCI est situé à Gembloux en Belgique (50°33'56"N, 4°43'11"E) dans une région caractérisée par la présence de sols limoneux propices à l'agriculture (Fondation rurale de Wallonie, 1997). Il s'étend sur un site de 15 ha caractérisé par un relief relativement plat et une altitude comprise entre 160 m et 170 m (Service public de Wallonie, 2021). Le sol est un sol limoneux formé à partir d'un loess déposé lors du Quaternaire sur plusieurs mètres d'épaisseur (Antoine et al., 2003). D'après la classification de la WRB, il s'agit d'un sol de type Luvisol (IUSS Working Group WRB, 2015). Le climat régional est de type tempéré, avec des été frais et humides et des hivers doux et pluvieux (Institut Royal Météorologique, 2023a). Sur la période 1991-2020, la température moyenne à Gembloux était de 10,2 °C et les précipitations annuelles moyennes étaient de 793,4 mm/an (Institut Royal Météorologique, 2023b).

Le dispositif expérimental de l'essai (**Figure 5**) est composé de trois blocs correspondant aux trois répétitions de chaque système. Chaque bloc est divisé en quatre sous-blocs correspondant aux quatre systèmes de culture et chaque sous-bloc est composé de six parcelles de 15 m sur 60 m, correspondant aux six cultures de la rotation de chaque système. A cela s'ajoute six parcelles correspondant à des variantes de deux systèmes, ce qui donne un total de 78 parcelles. L'essai a débuté en 2019, après deux années de culture de régularisation, et devrait être maintenu pendant minimum 12 ans, soit l'équivalent de deux rotations complètes. L'attribution des systèmes aux sous-blocs et des cultures aux parcelles de chaque sous-bloc a été réalisée de manière aléatoire lors de la première année de mise en culture.



**Figure 5 :** Dispositif expérimental de l'essai SYCI. (CRA-W, 2021)

#### 4.1.2. Description des systèmes

Le système SOL a pour objectif la préservation de la qualité physique, chimique et biologique du sol. Pour y parvenir, les pratiques entraînant des conséquences dépressives sur les sols (érosion, perte en MO...) sont limitées autant que possible. A l'inverse, les pratiques bénéfiques à la qualité du sol sont encouragées tout au long de la rotation. Ainsi, le travail du sol est réduit au strict minimum. Hormis le passage au déchaumeur ou à la herse rotative avant le semis de certaines cultures, le sol ne subit aucun travail du sol. L'absence de labour est généralisée sur l'ensemble de la rotation et la réalisation des semis se fait principalement en semi-direct ou en strip-till. L'alternance entre cultures de printemps et cultures d'hiver ainsi que la mise en place de nombreuses intercultures limite au maximum l'exposition du sol à nu (**Figure 6**). Les intercultures apportent également plus de diversité dans la rotation et plus de retour de biomasse, ce qui vise à favoriser la vie du sol. Les produits de protection des plantes (PPP) sont encore principalement utilisés pour la gestion des ennemis de la culture, mais sont également utilisés de manière systématique pour la destruction des intercultures. Néanmoins, certaines stratégies SOL comme l'association de cultures ou l'utilisation de variétés précoces agissant comme appât permettent de limiter leur usage. Les apports d'engrais minéraux sont revus à la baisse, avec un apport de P et de K sur l'ensemble de la rotation d'environ 50 unités/ha et 300 unités/ha respectivement. Un apport de N est réalisé chaque année, sauf lors de la culture de pois. Néanmoins, celui-ci est réduit lorsque c'est possible, notamment via l'application de N en localisé lors du passage au strip-till, et est complété en partie par les nombreux engrais verts des intercultures (féverole, trèfle...). Au total, les apports de N cumulent à environ 700 unités/ha par rotation.

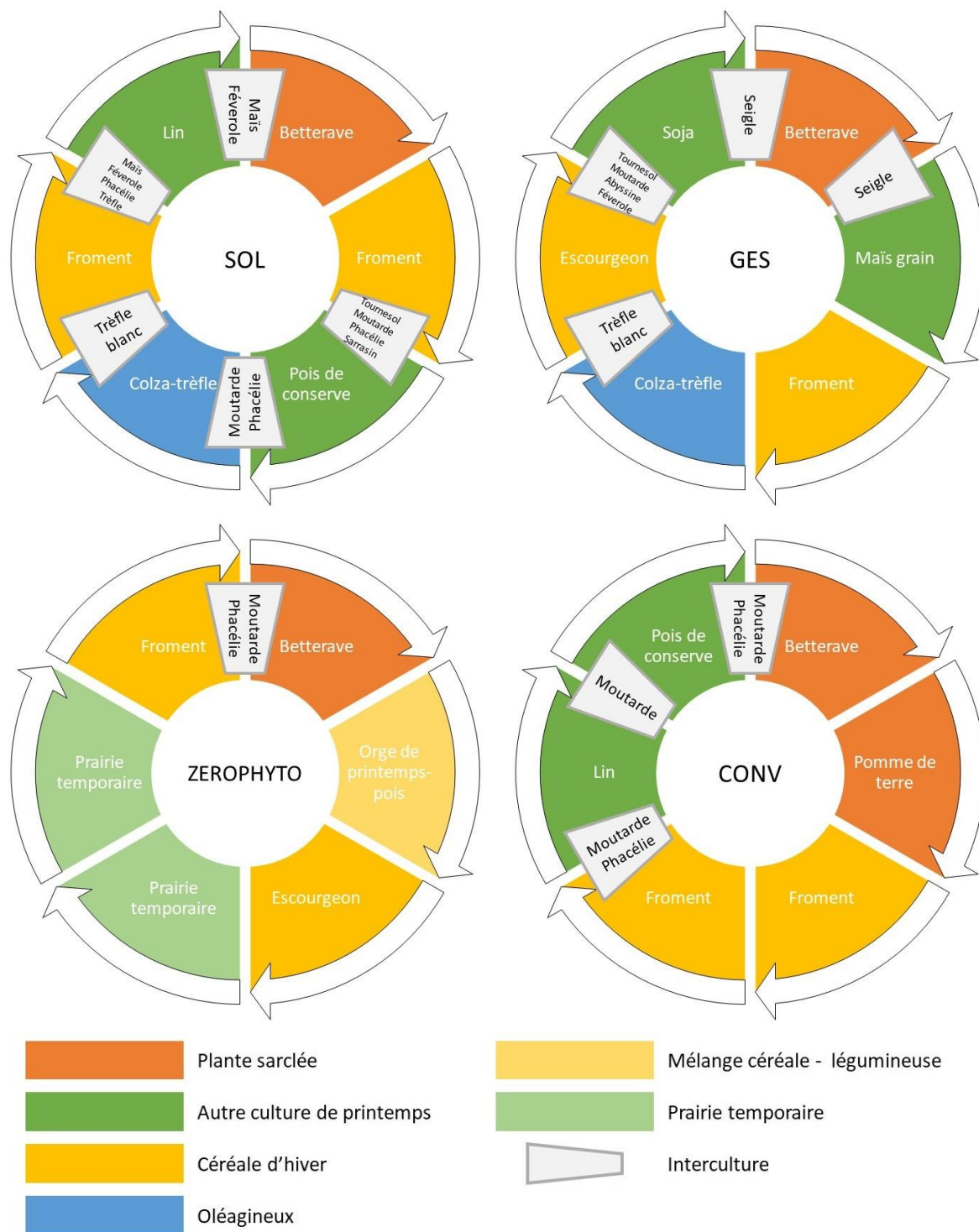
Le système GES vise à réduire les émissions de gaz à effet de serre liées à la production agricole. Pour y parvenir, deux solutions sont mises en place. D'une part, les besoins en énergie du système sont réduits par différents moyens. Les apports d'engrais minéraux sont diminués sur l'ensemble de la rotation. Ils se résument à un apport de N d'environ 300 unités/ha par rotation

ainsi qu'un léger apport de P et S avant la culture de maïs. Afin de maintenir la fertilité du système, ils sont complétés par trois applications de digestat de biométhanisation (à raison de 40 000 à 50 000 L/ha), deux applications de lisier (à raison de 50 000 L/ha) et une application de fientes de poules (à raison de 5 à 10 t/ha) réparties de manière homogène sur l'ensemble de la rotation. Le travail du sol est également réduit par rapport au système témoin. La plupart des cultures de la rotation sont semées sans labour préalable. Les autres sont semées après un labour superficiel à 15-18 cm de profondeur afin de diminuer la consommation du tracteur. D'autre part, le système est pensé pour maximiser les sorties de biomasse pouvant être valorisée en énergie via la biométhanisation. Sur l'ensemble de la rotation, quatre cultures intermédiaires sont récoltées pour être valorisées en énergie, pour autant que leur développement justifie le passage d'une machine. Les pailles de froment, de colza et d'escourgeon sont aussi exportées pour la biométhanisation.

L'objectif du système ZEROPHTYO est la réduction au maximum de l'usage des produits de protection des plantes, voire leur suppression. L'enjeu principal lié à sa mise en œuvre réside dans la gestion des adventices. Seule la culture de betteraves bénéficie d'un désherbage chimique et d'un traitement chimique des chardons en localisé. Pour le reste de la rotation, leur gestion passe notamment par un travail du sol important. Outre les désherbages mécaniques à la herse étrille ou à la houe rotative, un labour à 25 cm de profondeur est effectué quasiment chaque année. Celui-ci est éventuellement précédé d'un ou plusieurs passages au déchaumeur après une culture de céréales afin de faire lever et détruire une partie des adventices et des résidus de la culture. La gestion des adventices passe également par l'utilisation de méthodes indirectes. L'introduction de deux années de prairies temporaires dans la rotation permet de rompre leur cycle de développement, de les concurrencer avec un couvert dense et d'affaiblir les vivaces via les fauches (**Figure 6**). L'utilisation d'un mélange riche en légumineuses permet de faire l'impasse sur l'apport de N minéral pendant le développement de la prairie et donc de renforcer la pression sur les adventices. La réalisation de semis tardifs ou la mise en place d'une culture compétitive comme l'escourgeon permet également un contrôle indirect des adventices. En ce qui concerne les attaques d'insectes et les maladies, mis à part un choix variétal adéquat, la seule solution est de les accepter. Exception faite pour les betteraves, toutes les semences utilisées sont des semences non-traitées. Au sein du système, la fertilité est assurée par un apport annuel de N minéral à des doses standards et par la présence de légumineuses dans la rotation. La connexion du système à l'élevage via l'exportation des pailles et les productions fourragères (prairie, céréales...) permet également un apport de fumier à raison de 25 à 30 t/ha tous les trois ans.

Le système CONV sert de témoin pour les autres systèmes. Il fait appel à tous les leviers agronomiques classiques avec les meilleures pratiques possibles et dans les limites de la législation. Outre la présence d'une légumineuse dans la rotation (pois), le renouvellement de la fertilité au sein du système est assuré par l'utilisation d'engrais minéraux. Sur l'ensemble de la rotation, les apports d'azote, de phosphore et de potassium sont respectivement d'environ 800, 400 et 600 unités/ha. L'ensemble des résidus de cultures sont restitués, exceptés les pailles du deuxième froment d'hiver qui sont exportées à des fins énergétiques (biométhanisation). En

ce qui concerne le travail du sol, un labour d'hiver à 25 cm de profondeur est réalisé chaque année, excepté après la culture de pommes de terre, et un ou plusieurs passages au déchaumeur sont effectués après la plupart des cultures. La préparation du sol avant chaque semis se fait à la herse rotative, avec un passage préalable au cultivateur léger pour certaines cultures. Pour la gestion des ennemis de la culture (adventices, ravageurs, maladies...), le système a recours de manière récurrente à l'usage des PPP. Certains passages sont systématiques tandis que d'autres sont réalisés en fonction des alertes émises et des observations au champ. De manière générale, l'itinéraire cultural est conduit en adoptant une posture très défensive, de manière à minimiser les risques et maximiser les rendements.



**Figure 6 :** Rotations culturales des systèmes de culture de l'essai SYCI. (CRA-W, 2021)

## 4.2. Analyses physiques et chimiques

### 4.2.1. Carbone organique du sol et azote total

Le COS et l'azote total ( $N_{total}$ ) ont été mesurés sur l'ensemble des échantillons par combustion sèche. Cette méthode est basée sur l'oxydation de la MOS et des composés azotés sous un courant d'oxygène à très haute température ( $> 1000\text{ °C}$ ). Le  $CO_2$  et le  $N_2$  libérés sont ensuite mesurés afin de déduire la quantité de COS et de  $N_{total}$  des échantillons (Calvet, Chenu et Houot,

2015). La mesure du COS permet de quantifier la MOS (section 2.1.6), de calculer le stock de carbone dans le sol et de calculer des indices comme le rapport C/argile. Le  $N_{total}$  a quant à lui été mesuré afin de calculer le rapport C/N.

Le COS et le  $N_{total}$  ont été mesurés à l'aide d'un analyseur élémentaire *vario EL cube* (Elementar Sarl, Allemagne) sur les échantillons séchés, tamisés à 2 mm et broyés finement. Étant donné les faibles quantités de sol qu'implique la méthode, les mesures ont été répétées deux fois afin de tenir compte de l'hétérogénéité des échantillons et la valeur moyenne a été conservée comme valeur finale. En moyenne, la différence absolue entre les deux mesures du COS était de 0,0328 %. Pour le  $N_{total}$  la différence absolue était en moyenne égale à 0,0024 %. Cette double mesure a également permis de vérifier l'absence de problème lors de la mesure (présence d'air dans la capsule, capsule percée...). Lorsque la teneur en carbone s'écartait de plus de 0,1 % entre les deux mesures, les deux mesures étaient répétées. Idem lorsque la teneur en azote s'écartait de plus de 0,01 % entre les deux mesures. L'absence de carbone inorganique sous forme de carbonate de calcium a également été vérifiée par attaque à l'acide ortho-phosphorique des échantillons et dosage du  $CO_2$  dégagé par infrarouge.

#### 4.2.2. Carbone organique extractible à l'eau

Le carbone organique extractible à l'eau (water-extractable organic carbon ou WEOC en anglais) a été mesuré dans les horizons des profondeurs 0-10 et 10-25 cm. L'objectif de cette mesure est de quantifier le carbone organique dissout (COD). Un protocole basé sur l'extraction de la matière organique par une solution aqueuse a été mis en œuvre, qui ne nécessite pas de récolter la solution de sol et représente un proxy acceptable de la MOD (Herbert et Bertsch, 1995 ; Zsolnay, 2003).

Le protocole utilisé est celui de Chantigny et al. (2008). Pour chaque échantillon, 5 g de sol séché et tamisé à 2 mm ont été mélangés avec 10 mL d'une solution de  $CaCl_2$  5 mM dans un tube centrifuge de 50 mL. Le mélange obtenu a été ensuite homogénéisé par retournements successifs du tube pendant une minute avant d'être centrifugé à 3300 rpm pendant 10 minutes. Après 10 minutes, le surnageant a été filtré à  $0,45 \mu m$  à l'aide d'un système de filtration relié à une trompe à eau. Le filtrat a été ensuite stocké en chambre froide à  $4^\circ C$  jusqu'à la mesure du COD. Le jour de la mesure, 5 mL de filtrat ont été dilués dans 10 mL d'eau déionisée afin d'obtenir un volume suffisant pour la lecture par l'appareil. La concentration en COD a été ensuite mesurée par combustion catalytique à  $680^\circ C$  à l'aide d'un analyseur *TOC-L* (Shimadzu, Japon). Finalement, le WEOC a été obtenu en utilisant la formule suivante

$$WEOC (gC / kg sol sec) = \frac{C_{COD} \times f_{dilution} \times V_{extraction}}{m_{sol}} \quad (1)$$

où  $C_{COD}$  est la concentration en COD (ppm),  $f_{dilution}$  est le facteur de dilution, ici 3,  $V_{extraction}$  est le volume extrait (L), ici 0,01 L, et  $m_{sol}$  est la masse de sol (kg). Suite à un problème lors de la réalisation de la mesure, quatre des 24 échantillons n'ont pas pu être mesurés. Il s'agit des deux échantillons de la parcelles 12 (système GES), de l'échantillon 10-25 cm de la parcelle 25 (système CONV) et de l'échantillon 0-10 cm de la parcelle 68 (système GES).

#### 4.2.3. Carbone oxydable au permanganate

Le carbone oxydable au permanganate (permanganate oxydable carbon ou POXC en anglais) a été mesuré afin d'estimer la fraction labile de la MOS. La méthode utilisée est basée sur l'oxydation partielle de la MOS par du permanganate de potassium. En conditions faiblement alcaline, cet oxydant est capable d'hydrolyser et d'oxyder divers composés comme des carbohydrates simples, des acides aminés ou encore des composés aliphatiques (Weil et al., 2003).

Le POXC a été mesuré sur l'ensemble des échantillons d'après le protocole de Culman et al. (2012). Pour ce faire, 2,5 g de sol séché et tamisé à 2 mm ont été mélangés avec 18 mL d'eau déionisée et 2 mL d'une solution de  $\text{KMnO}_4$  0,2 M dans un tube centrifuge de 50 mL. Le mélange a été ensuite secoué vigoureusement pendant 2 secondes puis mélangé à 240 rpm pendant 2 minutes sur une table agitante, afin d'assurer la dispersion du sol dans la solution et l'homogénéité de la réaction. Après 2 minutes, le mélange a été de nouveau secoué vigoureusement afin de récupérer le sol éventuellement présent sur les parois et le couvercle du tube. Le tube a ensuite été posé dans un endroit sombre pendant 10 minutes afin de laisser le sol décanter. Une fois les 10 minutes écoulées, 0,5 mL de surnageant ont été prélevés et dilués dans 49,5 mL d'eau déionisée dans un autre tube centrifuge de 50 mL. Le mélange obtenu a été homogénéisé brièvement puis stocké dans un endroit sombre jusqu'à la lecture de l'absorbance au spectrophotomètre à 550 nm. Avant la lecture du premier échantillon, l'absorbance du spectrophotomètre a été calibrée à 0 à l'aide d'un échantillon d'eau déionisée. Cette opération de calibration a été ensuite répétée tous les cinq échantillons. Afin de déduire la concentration en  $\text{KMnO}_4$  à partir de l'absorbance, une droite de calibration a également été réalisée avec différentes dilutions de la solution de  $\text{KMnO}_4$  0,2 M. Cette droite a été réalisée quotidiennement lors de différents jours de manipulation et était systématiquement caractérisée par un  $R^2 > 0,999$ . Finalement, la quantité de POXC a été déterminée à l'aide de l'équation de Weil et al. (2003)

$$POXC (mg_C/kg_{sol\ sec}) = [0,02 \text{ mol/L} - (a + b \times Abs)] \times 9000 \text{ mg}_C/\text{mol} \times (0,02 \text{ L} \times W_t) \quad (2)$$

où  $a$  est l'ordonnée à l'origine de la droite de calibration,  $b$  la pente de la droite de calibration,  $Abs$  l'absorbance de l'échantillon (-) et  $W_t$  la masse de l'échantillon (kg).

Lors de la réalisation des mesures, des échantillons sans sol et avec un sol 'type' étaient régulièrement insérés dans le processus de mesure afin d'évaluer la répétabilité de la mesure. L'écart-type obtenu pour ces échantillons était de 45,2  $mg_{POXC}/kg_{sol}$  pour les échantillons sans sol (pour une masse de sol fictive de 2,5 g) et de 79,9  $mg_{POXC}/kg_{sol}$  pour les échantillons avec sol. Après la réalisation des mesures, un contrôle était effectué afin de s'assurer que les absorbances obtenues étaient comprises dans l'intervalle de valeurs couvert par les droites de calibration. Suite à ce contrôle, seule une mesure ne répondait pas à ce critère et présentait d'ailleurs une teneur en POXC négative, ce qui n'est pas possible (échantillon 75-100 cm de la parcelle 64). Celle-ci a donc été retirée du jeu de donnée.

#### 4.2.4. Carbone associé aux phases minérales

Le carbone organique associé aux phases minérales (mineral-associated organic carbon ou MAOC en anglais) a été mesuré dans les échantillons de profondeur 0-10 cm. Cette mesure a été réalisée afin d'estimer la fraction stable de la MOS. Pour réaliser la mesure, un protocole basé sur le fractionnement granulométrique des échantillons a été utilisé. Celui-ci a été adapté d'après les protocoles de Van Wesemael et al. (2019) et Juste et al. (2021). Concrètement, 10 g de sol séché et tamisé à 2 mm ont été mélangés avec 150 mL d'eau déionisée dans un berlin de 500 mL. Afin de détruire les micro-agrégats de sol, le mélange a été sonifié à une fréquence de 20 kHz à l'aide d'un sonificateur Branson 250 (Branson Ultrasonics, USA) équipé d'une sonde de 13 mm de diamètre plongée à 15 mm de profondeur. La durée de sonification (t) a été déterminée à l'aide de l'équation de Juste et al. (2021)

$$t (s) = \frac{E \times \left( V_{eau} + \frac{m_{sol}}{\rho_{sol}} \right)}{P} \quad (3)$$

où E est l'énergie appliquée (J/mL),  $V_{suspension}$  est le volume d'eau (mL),  $m_{sol}$  est la masse de sol (g),  $\rho_{sol}$  est la densité du sol (g/mL), ici fixée à 2,5, et P est la puissance en sortie du sonifier (W). Pour appliquer une énergie de 450 J/mL, le mélange a donc été sonifié à 55 W pendant 21 minutes. Durant la sonification, le berlin était immergé dans de l'eau à température ambiante afin de limiter la montée en température du mélange. Le contenu du berlin a ensuite été versé sur un tamis de 50  $\mu\text{m}$  et rincé à l'aide d'une pissette d'eau déionisée jusqu'à ce que l'écoulement devienne clair. Le but de cette opération était de limiter l'encombrement du tamis lors de la seconde étape de tamisage. Une fois l'écoulement devenu clair, le refus du tamis a été transvasé dans une barquette en aluminium préalablement tarée et mis à l'étuve à 65°C pendant minimum 72 h. Le filtrat a quant à lui été versé sur un tamis de 20  $\mu\text{m}$  et l'opération de tamisage a été répétée. Après chaque tamisage, les filtres ont été nettoyés dans un bain à ultrasons pendant 30 minutes. Durant les deux étapes de tamisage, une attention particulière a également été accordée lors de l'utilisation de la pissette afin de limiter le volume du filtrat à environ 2 L. Pour ce faire, le contenu des tamis était régulièrement remué à l'aide d'une spatule en caoutchouc afin de faciliter l'écoulement de l'eau. Après le second tamisage, le filtrat final a été centrifugé à 3300 rpm pendant 25 minutes afin de limiter les volumes d'eau à évaporer. Pour gagner du temps, seul 500 mL de filtrat ont été centrifugés. Pour ce faire, le filtrat a d'abord été transvasé dans un seau de 5 L et, tout en remuant le contenu du seau, 500 mL ont été prélevés à l'aide d'une pipette graduée. Après la centrifugation, le surnageant obtenu a été éliminé et la partie décantée a été récupérée dans une barquette en aluminium préalablement tarée et mise à l'étuve à 65°C pendant minimum 72 h. Une fois séchées, les différentes fractions ont été pesées et le taux de recouvrement (R) de la masse initiale de sol a été calculé à l'aide de l'équation suivante

$$R(\%) = \frac{m_{>50} + m_{20-50} + \left( \frac{m_{<20}}{0,5} \times V_{filtrat} \right)}{m_i} \times 100 \quad (4)$$

où  $m_{>50}$  est la masse de la fraction supérieure à 50  $\mu\text{m}$  (g),  $m_{20-50}$  la masse de la fraction supérieure à 20  $\mu\text{m}$  et inférieure à 50  $\mu\text{m}$  (g),  $m_{<20}$  la masse de la fraction inférieure à 20  $\mu\text{m}$

(g),  $V_{\text{filtrat}}$  le volume total de filtrat après les deux filtrations (en litres) et  $m_i$  la masse initiale de sol (g). Le taux de recouvrement ainsi obtenu variait entre 89 et 92 % et était en moyenne égale à 91 %. La fraction inférieure à 20  $\mu\text{m}$  a également été broyée à l'aide d'un pilon et d'un mortier afin d'obtenir une poudre fine et homogène. La teneur en carbone de la fraction inférieure à 20  $\mu\text{m}$  a ensuite été mesurée selon la même méthode que pour le COS (section 4.2.1). Finalement, la teneur en MAOC (en %) a été obtenue en multipliant la teneur en carbone dans la fraction inférieure à 20  $\mu\text{m}$  par la proportion massique en particules inférieure à 20  $\mu\text{m}$  dans l'échantillon total de sol. Le rapport C/N de la fraction inférieure à 20  $\mu\text{m}$  a également été obtenu en appliquant le même procédé pour la mesure de la teneur en  $N_{\text{total}}$ . Afin d'évaluer la répétabilité de la mesure, l'ensemble de la mesure a été répétée à trois reprises sur l'un des échantillons. Les taux de recouvrement obtenus pour ces échantillons étaient compris entre 91 et 92 % et les teneurs finales en MAOC et en  $N_{\text{total}}$  obtenues étaient caractérisées par un écart-type de 0,030 % et de 0,018 % respectivement.

#### 4.2.5. Granulométrie des sols

La granulométrie des sols (contenu en sable, limon et argile) a été déterminée dans les horizons des profondeurs 0-10 et 10-25 cm. Cette mesure a été sous-traitée par l'ASBL REQUASUD. La méthode utilisée pour cette analyse est une méthode basée sur la sédimentation et le tamisage des sols dérivée de la norme NF X 31-107.

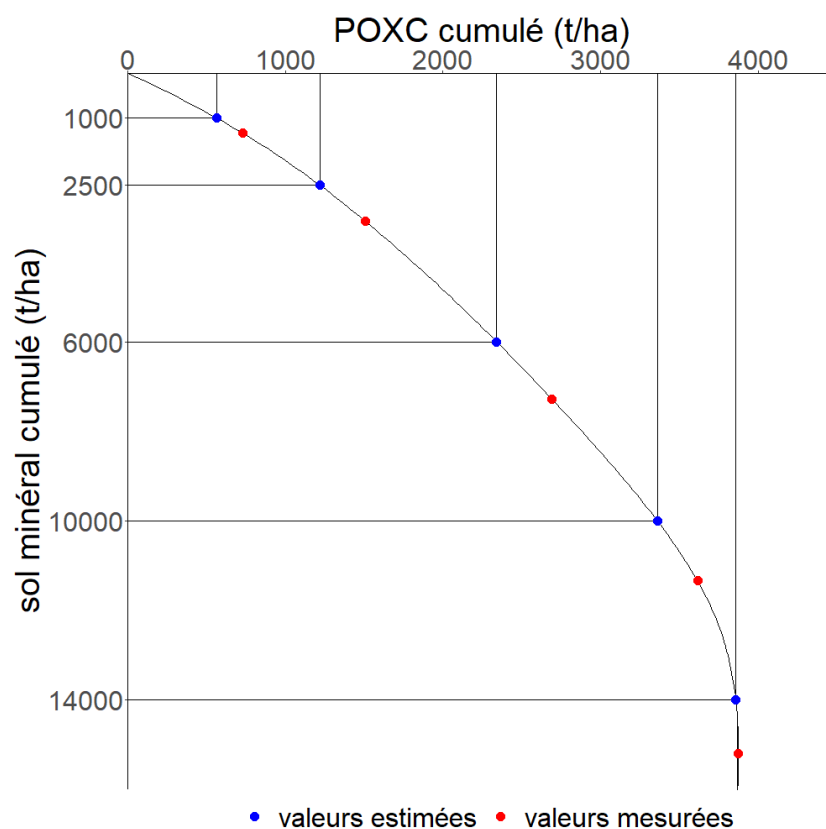
### 4.3. Conversion des données dans des couches de sol de masses équivalentes

Afin de limiter le biais induit par la différence de densité apparente entre les systèmes (section 2.1.8), la plupart des données présentées à la section 4.2 ont été recalculées dans des couches de sol de masses équivalentes. La méthode employée est celle décrite par von Haden et al. (2020). Dans un premier temps, la densité apparente du sol ( $d_A$ ) a été calculée dans les différents horizons échantillonnés à l'aide de la fonction suivante

$$d_A(g/cm^3) = \frac{\frac{m_f}{1 + \frac{W}{100}}}{N \times h \times \pi \times \left(\frac{D}{2}\right)^2}$$

où  $m_f$  est la masse fraîche de l'échantillon (g),  $W$  est l'humidité massique de l'échantillon (%),  $N$  est le nombre de prises réalisées lors de l'échantillonnage (-),  $h$  est l'épaisseur de l'horizon (cm) et  $D$  est le diamètre de la sonde utilisée (cm). La masse de sol des différents horizons a ensuite été obtenue en multipliant la densité apparente par l'épaisseur de l'horizon (cm) et par un facteur 100 pour obtenir des valeurs en t/ha. De la même manière, la masse de MOS des différents horizons a été obtenue en multipliant la densité apparente par l'épaisseur de l'horizon, par la teneur en COS et par un facteur 2 (pour convertir le COS en MOS ; Pribyl, 2010). Grâce à ces deux valeurs, la masse de sol minéral a pu être obtenue pour chaque horizon en soustrayant la masse de sol à la masse de MOS. La masse de l'élément quantifié a quant à elle été calculée dans chaque horizon en multipliant la densité apparente, l'épaisseur de l'échantillon et la teneur de l'élément quantifié. Pour chaque profil de sol échantillonné, la masse cumulée de sol minéral

et la masse cumulée de l'élément quantifié ont ensuite été calculées aux profondeurs 0, 10, 25, 50, 75 et 100 cm. Ainsi, la masse cumulée de l'élément quantifié a pu être interpolée pour différentes valeurs de masse cumulée de sol minéral (**Figure 7**). Cette étape a été réalisée à l'aide de la fonction spline du package 'stats' dans le logiciel RStudio® (R Core Team 2022 – version 4.2.2). Cette fonction utilise des fonctions splines pour ajuster des courbes le long de points. Dans ce cas-ci, une fonction spline cubique monotone était calculée grâce à la méthode 'hyman' intégrée dans le package. Les masses cumulées de sol minéral utilisées comme références pour l'interpolation correspondent aux moyennes des masses cumulées de sol minéral mesurées dans les couches des parcelles du système CONV, arrondies à la centaine ou au millier le plus proche. Finalement, les masses de l'élément quantifié estimées à ces différentes masses de sol minéral ont été soustraites les unes des autres afin de retrouver des valeurs par couche de sol.



**Figure 7 :** Exemple d'interpolation pour des masses cumulées de POXC (t/ha). Les valeurs mesurées (en rouge) sont les valeurs qui sont utilisées pour estimer les valeurs de la fonction spline. La courbe noire représente la fonction spline estimée. Les valeurs estimées (en bleu) sont les valeurs de la fonction spline correspondant aux masses de sol minéral choisies comme références.

Dans la suite de ce rapport, plusieurs conventions d'écriture sont employées afin de faciliter la lecture et éviter les confusions. Les nouvelles couches de sol sont nommées 'couches ESM' par opposition aux couches de sol échantillonnées (0-10, 10-25, 25-50, 50-75 et 75-100 cm) nommées 'couches de sol' ou 'horizons de sol'. Les données mesurées dans les couches de sol sont nommées 'données mesurées' tandis que les données calculées dans les couches ESM sont nommées 'données estimées'. Les deux premières couches (de sol ou ESM) sont également

parfois rassemblées sous le terme ‘couche de surface’, par opposition aux deux dernières couches (de sol ou ESM) nommées ‘couches de profondeur’. La troisième couche (de sol ou ESM) est également parfois renommée ‘couche intermédiaire’.

#### 4.4. Analyse statistique

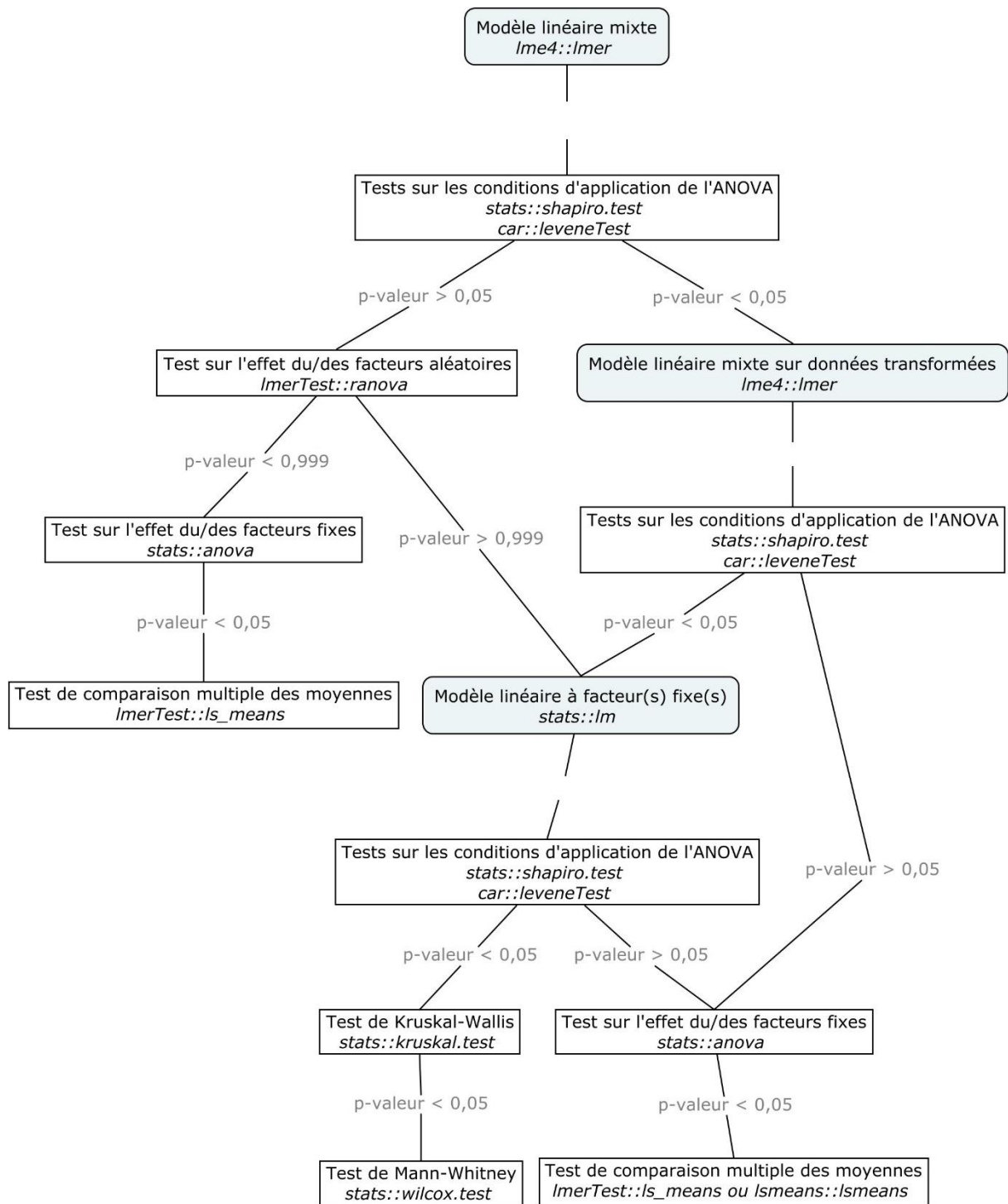
Les effets des systèmes de culture innovants sur les différentes variables mesurées ont été analysés par analyse de la variance (ANOVA) ou par leur équivalent non paramétrique. L'ensemble de ces tests ont été réalisés à l'aide du logiciel RStudio® (R Core Team 2022 – version 4.2.2) en utilisant un niveau de confiance  $\alpha < 0,05$ . La méthodologie de choix du type de modèle ou du type de test utilisé est représentée à la **Figure 8**.

Dans un premier temps, l'analyse était effectuée sur les données estimées au sein des mêmes couches (couches de sol ou couches ESM). Pour ce faire, un modèle linéaire mixte à deux facteurs était d'abord formulé. Ce modèle incluait le facteur ‘Système’ comme facteur fixe et le facteur ‘Bloc’ comme facteur aléatoire mais n'incluait pas de terme d'interaction entre ces deux facteurs étant donné l'absence de réplica au sein des blocs. L'introduction du facteur ‘Bloc’ comme facteur aléatoire permettait d'isoler la part de la variance totale des données associées aux blocs. Cette décomposition supplémentaire de la variance par rapport à un modèle à un facteur fixe permettait ainsi une meilleure détection de l'effet du facteur ‘Système’ sur la variable.

Ensuite, les conditions d'application de l'ANOVA étaient vérifiées à l'aide du test de Shapiro-Wilk (normalité des résidus) et du test de Levene (homoscédasticité). L'hypothèse d'indépendance des observations n'était pas testée mais était a priori assurée par le design expérimental de l'essai SYCI (attribution aléatoire des systèmes de culture aux sous-blocs) et par la méthode d'échantillonnage (collection d'échantillons composites répartis sur l'ensemble de la surface des parcelles). Si l'une des conditions n'était pas rencontrée, cette étape était répétée pour différentes transformations de la variable analysée (logarithmique, racine carrée et Box-Cox). Si la transformation de la variable ne permettait pas de rencontrer les conditions d'application de l'ANOVA, alors le test était repris depuis le début en supprimant le terme aléatoire du modèle linéaire. En dernier recours, le test était effectué à l'aide de l'équivalent non paramétrique de l'ANOVA et du test de Student, le test de Kruskal-Wallis et le test de Mann-Whitney.

Dans le cas où les conditions d'application de l'ANOVA étaient rencontrées lors de l'une des étapes précédentes, alors un test était effectué sur l'effet du facteur aléatoire. Dans le cas où la p-valeur obtenue pour ce test était supérieure à 0,999, le test était repris depuis le début en supprimant le terme aléatoire du modèle linéaire. En effet, l'insertion d'un facteur aléatoire non significatif dans un modèle linéaire peut notamment causer des problèmes de non-convergence ou de singularité et *in fine* affecter l'inférence sur les paramètres (Bates et al., 2015). Si la p-valeur obtenue précédemment était inférieure à 0,999, alors un test d'analyse de la variance était effectué sur le facteur ‘Système’. Finalement, si l'effet de ce facteur était significatif, alors un test de comparaison multiple des moyennes était réalisé.

Lorsqu'une variable était estimée dans plusieurs couches ESM, un test d'analyse de la variance était également effectué sur les données de l'ensemble des couches. L'intérêt de ce test était d'évaluer l'impact des systèmes de culture innovant sur l'ensemble du profil du sol échantillonné et de détecter la présence éventuelle d'un effet d'interaction entre les systèmes et les blocs. La méthodologie de choix du modèle et du test utilisé était relativement similaire à celle expliquée précédemment, à deux différences près. D'une part, le modèle initial incluait le facteur 'Profondeur' comme facteur fixe ainsi que ses termes d'interaction avec le facteur 'Système' et le facteur aléatoire (variable 'Bloc'). D'autre part, lorsque les conditions d'application de l'ANOVA n'étaient pas rencontrées après la suppression du facteur 'Bloc' et de ses termes d'interactions, le test était repris depuis le début en supprimant le facteur 'Profondeur' et/ou ses termes d'interactions.

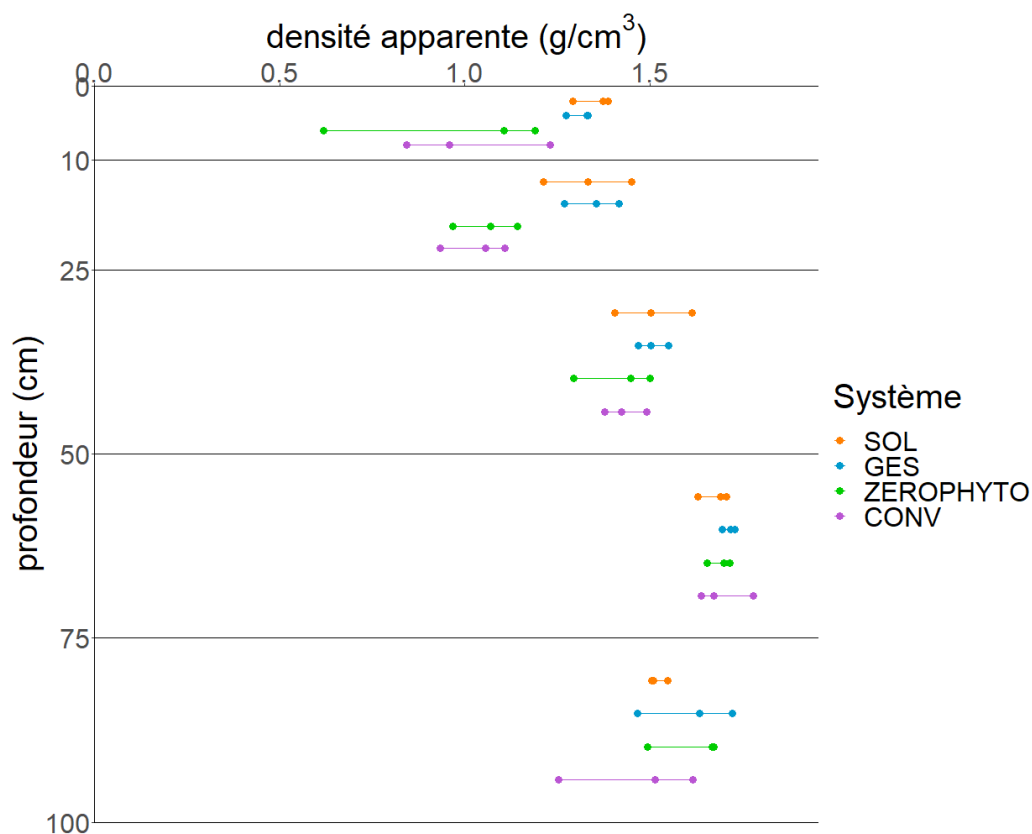


**Figure 8 :** Méthodologie suivie pour le choix du type de modèle ou du type de test à utiliser lors de l'analyse des données. Pour chaque modèle et chaque test, le package ainsi que la fonction utilisée dans R est renseignée dans le bas de l'encadré correspondant.

## 5. Résultats

### 5.1. Densité apparente du sol

La densité apparente mesurée dans les couches de sol des différentes parcelles varie entre 0,62 et 1,78 g/cm<sup>3</sup> (**Figure 9**). De manière générale, celle-ci est minimale et relativement homogène dans les deux premières couches de sol, augmente ensuite avec la profondeur puis diminue légèrement dans la dernière couche de sol. Néanmoins, cette évolution n'est pas tout à fait similaire entre les systèmes de culture. En effet, comme cela était prévisible, les systèmes ont eu un impact sur la densité apparente du sol. Cet impact a eu lieu principalement en surface, dans les deux premières couches de sol. Dans ces couches, les systèmes CONV et ZEROPHYTO présentent des densités apparentes moyennes significativement différentes ( $p < 0,05$ ) et inférieures à celles des systèmes SOL et GES. Les systèmes CONV et ZEROPHYTO présentent également des densités apparentes plus variables dans la couche 0-10 cm que dans les autres systèmes. Dans la couche 25-50 cm, une légère différence entre les systèmes est encore visible mais n'est plus significative. Ensuite, les valeurs observées ne semblent plus changer entre les différents systèmes.



**Figure 9 :** Densité apparente (g/cm<sup>3</sup>) mesurée dans les couches de sol des différentes parcelles. Chaque point représente la densité apparente mesurée dans une couche de sol d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches de sol sont délimitées par les lignes horizontales noires.

L'impact des systèmes de culture sur la densité apparente du sol a des implications pour l'analyse de la MOS. En effet, comme expliqué au point 2.1.6, la comparaison de stocks, de

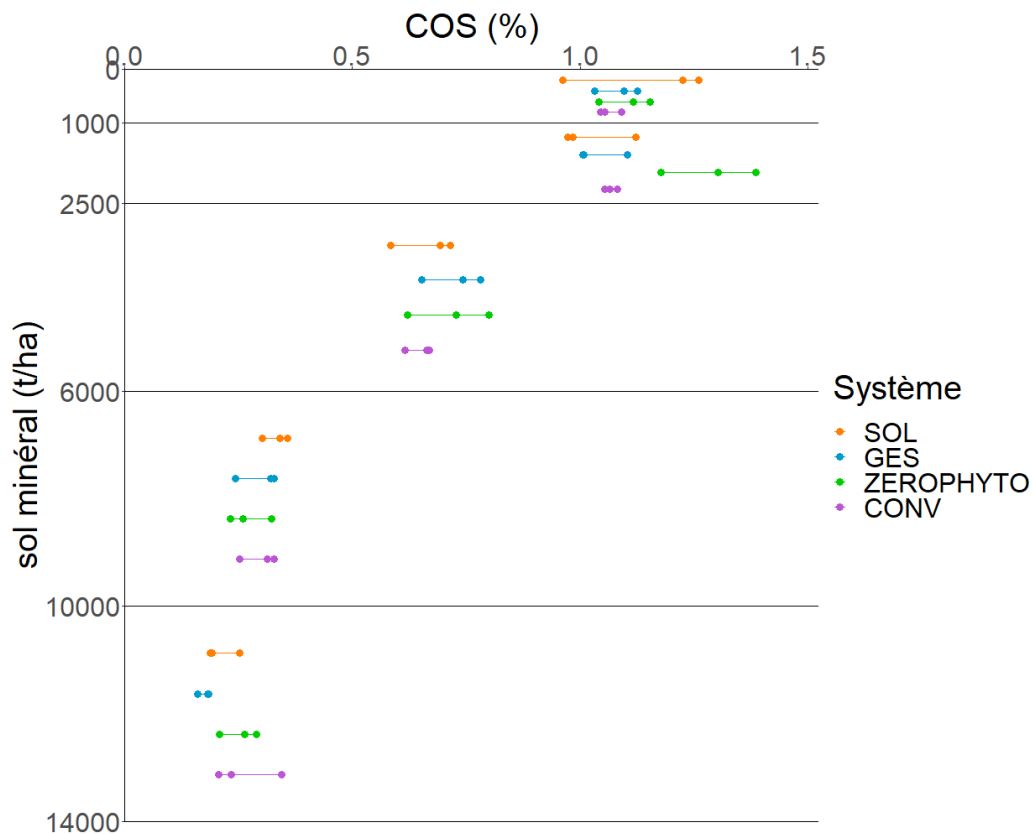
teneurs ou de rapports élémentaires pour des couches de sol de profondeur fixe entre des systèmes dont la densité apparente est différente est forcément biaisée. Ce biais est induit par la différence de masse de sol minéral incluse dans les couches de sol comparées. Dans ce cas-ci, la différence de densité apparente entre les systèmes CONV et ZEROPHYTO et les systèmes SOL et GES a induit une différence de masse de sol minéral d'environ 800 t/ha en moyenne pour la couche 0-25 cm et de 1000 t/ha en moyenne pour la couche 0-100 cm. Il est important de noter que ce biais ne se limite pas aux couches pour lesquelles la densité apparente est différente mais qu'il se propage en réalité à l'ensemble des couches situées en contrebas. Dans la suite de cette section, les données ont donc systématiquement été comparées dans des couches ESM. Pour rappel, les masses de sol choisies correspondent aux masses de sol minéral moyennes des couches du système CONV (section 4.3).

## 5.2. Carbone organique du sol

### 5.2.1. Distribution

La distribution du COS dans les couches ESM des différents systèmes semble à première vue présenter quatre situations assez contrastées (**Figure 10**). En surface, la teneur en COS dans les deux premières couches semble relativement homogène pour le système CONV tandis qu'elle semble diminuer dans les systèmes GES et SOL et qu'elle semble augmenter dans le système ZEROPHYTO. En profondeur, la teneur en COS dans les deux dernières couches semble relativement homogène pour les systèmes labourés (CONV et ZEROPHYTO) tandis qu'elle semble diminuer dans les systèmes pas ou peu labourés (SOL et GES).

Néanmoins, de manière générale, les teneurs en COS dans les couches ESM des différents systèmes ne diffèrent que faiblement de celles du système CONV. Dans le système CONV, celles-ci se situent aux alentours de 1 % dans les couches de surface, de 0,6 % dans la couche intermédiaire et de 0,2 % dans les couches les plus profondes. D'après l'analyse statistique des données, la moyenne des teneurs en COS est similaire pour l'ensemble des systèmes lorsque l'ensemble des données sont considérées ( $p > 0,05$ ). Lorsque les systèmes sont comparés au sein des différentes couches ESM, seule la couche 1000-2500 t/ha présente un impact significatif ( $p < 0,01$ ) du facteur 'système' sur la teneur moyenne en COS. Dans cette couche, la teneur moyenne en COS du système ZEROPHYTO est en effet significativement différente de celle du système CONV ( $p < 0,01$ ). Dans les autres couches, aucune différence significative entre les teneurs en COS moyennes des différents systèmes n'a été détectée. La couche 10000-14000 t/ha présente tout de même un impact quasiment significatif du facteur 'système' ( $p < 0,1$ ), avec une teneur moyenne en COS dans le système GES significativement différente de celle du système CONV ( $p < 0,05$ ). Le système SOL, bien qu'il ne présente jamais de différence significative avec les autres systèmes, dispose tout de même de valeurs en moyenne plus élevées que celles du système CONV dans la couche 0-1000 t/ha.

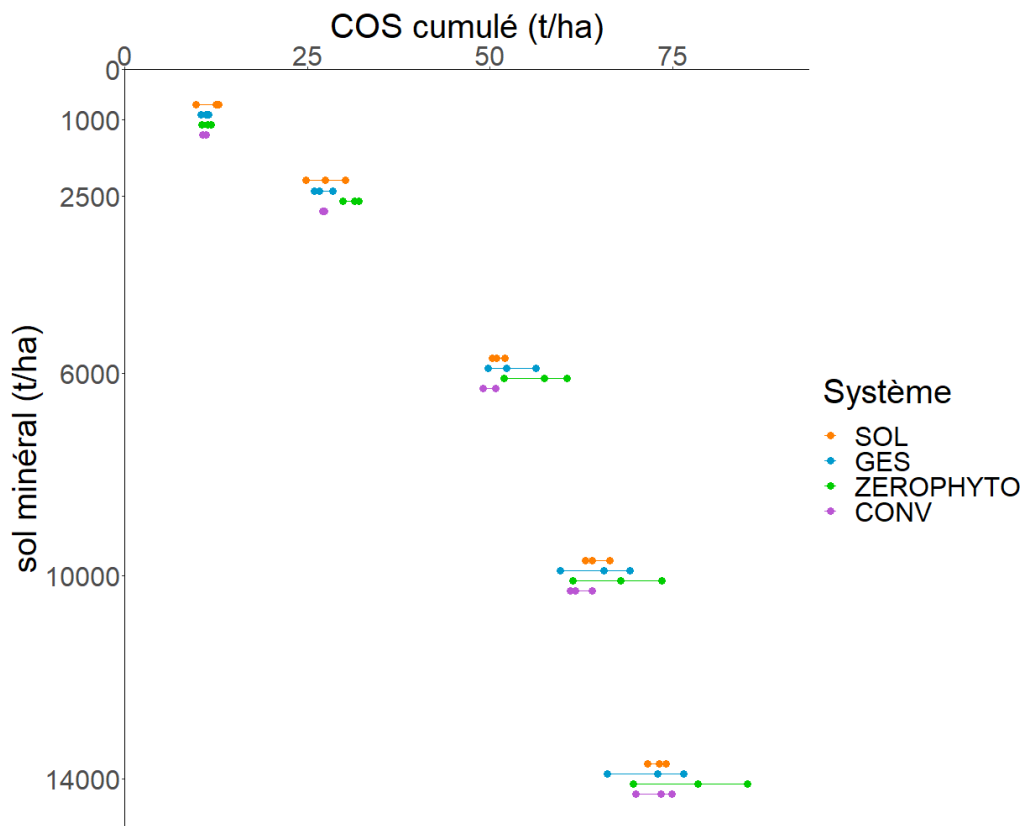


**Figure 10 :** Teneur en COS (%) estimée dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur en COS estimée dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.

### 5.2.2. Stock

Les stocks de COS dans les différents systèmes sont représentés à la **Figure 11**. Ces stocks sont des stocks cumulés, c'est-à-dire que les stocks représentés aux différentes profondeurs correspondent aux stocks contenus depuis la surface du sol. Comme pour la distribution, il semble n'y avoir que peu de différences entre le système CONV et les autres systèmes. Dans la couche 0-14000 t/ha, ce qui correspond plus ou moins à la couche 0-100 cm du système CONV, le stock de COS approche généralement les 75 t/ha. Dans la couche 0-2500 t/ha, qui correspond plus ou moins à la couche 0-25 cm du système CONV, le stock de COS approche généralement les 30 t/ha, soit presque 40 % du stock total estimé. A mesure que la profondeur augmente, les valeurs de stocks cumulés se rapprochent et semblent atteindre un plateau. Lorsque les différents systèmes sont comparés entre eux, seul le système ZEROPHYTO présente un stock de COS significativement différent de celui du système CONV. Néanmoins, cette différence n'apparaît que dans la couche de sol 0-2500 t/ha ( $p < 0,05$ ). Elle n'apparaît pratiquement plus pour la couche 0-6000 t/ha ( $p < 0,1$ ) et n'apparaît plus du tout pour les autres profondeurs. Lorsque les stocks de COS des différents systèmes sont quantifiés par couche de sol (0-1000, 1000-2500, 2500-6000 t/ha...), les résultats de l'analyse statistique sont similaires à ceux de la distribution du COS : les systèmes ne présentent pas de différence significative lorsque l'ensemble des couches sont considérées ( $p > 0,05$ ) et le système ZEROPHYTO présente un

stock significativement différent de celui du système CONV dans la couche 1000-2500 t/ha ( $p < 0,01$ ).

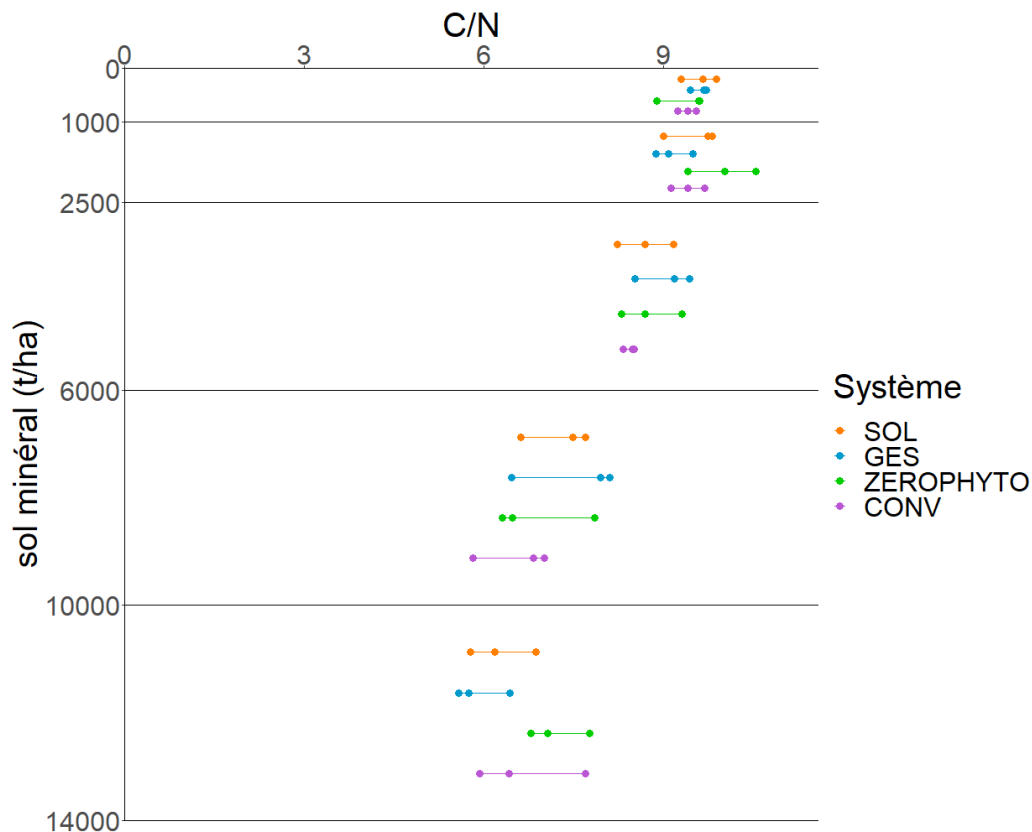


**Figure 11** : Stock de COS (t/ha) estimé dans les différentes parcelles. Chaque point représente le stock de COS estimé dans une parcelle pour une certaine masse de sol minéral explorée (t/ha). Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Afin de faciliter la visualisation des données, les points des différents systèmes situés aux mêmes masses de sol sont légèrement décalés sur l'axe vertical.

### 5.2.3. Rapport C/N

Les valeurs obtenues pour la mesure du  $N_{\text{total}}$  présentent une corrélation élevée avec les valeurs obtenues pour la mesure du COS ( $R^2 > 0,99$ ). Ainsi, les tendances observées pour le rapport C/N sont très similaires à celles observées pour la distribution du COS. De manière générale, les rapports C/N observés dans les différentes couches ESM présentent des valeurs très proches les unes des autres entre les différents systèmes (**Figure 12**). En surface, les valeurs sont plus ou moins identiques dans les deux premières couches et oscillent autour de 9,5. Seul le système ZEROPHYTO semble présenter une tendance différente avec un rapport C/N moyen plus élevé dans la deuxième couche que dans la première. Ensuite, les valeurs diminuent progressivement avec la profondeur vers des valeurs proches de 7. Cette diminution semble tout de même plus marquée dans les systèmes pas ou peu labourés (SOL et GES), où les valeurs diminuent continuellement depuis la surface. Dans les systèmes labourés (CONV et ZEROPHYTO), la diminution du rapport C/N dans les deux dernières couches est en moyenne pratiquement nulle. D'après les analyses statistiques, la moyenne du rapport C/N est similaire pour l'ensemble des systèmes lorsque l'ensemble des données sont considérées ( $p > 0,05$ ). Lorsque les données sont

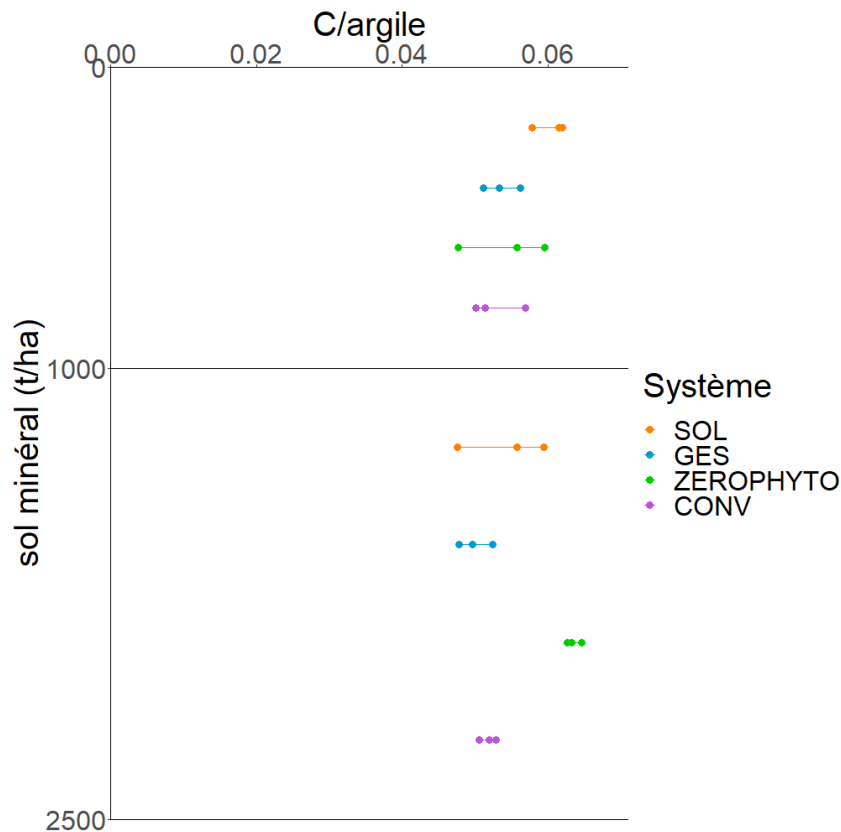
comparées par couche, seule la couche 1000-2500 t/ha présente une différence significative entre le système ZEROPHYTO et le système CONV ( $p < 0,05$ ). Néanmoins, étant donné que l'hypothèse de normalité des résidus n'était peut-être pas respectée dans cette couche ( $p < 0,01$ ), le test a été répété après une transformation des données. Dans ce cas, aucune différence significative n'a été détectée entre les systèmes ( $p > 0,05$ ).



**Figure 12** : Rapport C/N estimé dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente le rapport C/N dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.

#### 5.2.4. Rapport C/argile

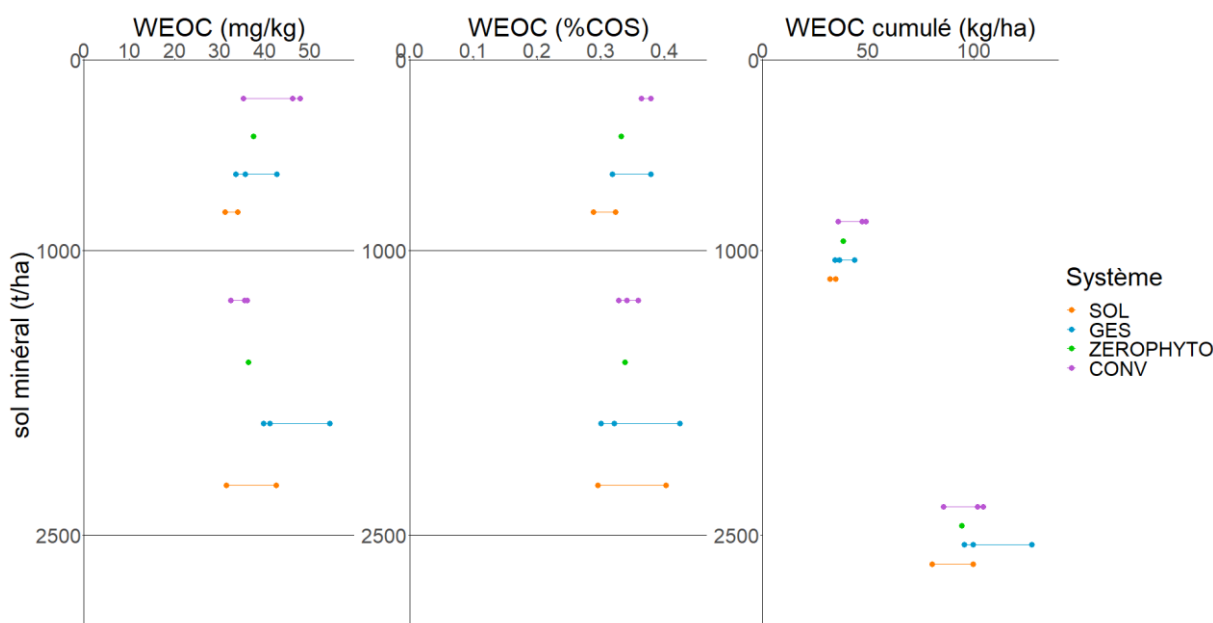
Le rapport COS sur argile dans les deux premières couches ESM est représenté à la **Figure 13**. Celui-ci est assez similaire entre les systèmes et au sein des deux couches et est en moyenne égale à 0,055. Seuls deux systèmes présentent de valeurs légèrement différentes. Le système SOL présente un rapport C/argile légèrement supérieur mais pas significativement différent de la moyenne dans la première couche ESM ( $p > 0,05$ ). Le système ZEROPHYTO présente quant à lui des valeurs significativement supérieures à celles du système CONV dans la couche 1000-2500 t/ha ( $p < 0,01$ ).



**Figure 13** : Rapport C/argile estimé dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente le rapport C/argile dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.

### 5.3. Carbone organique extractible à l'eau

Les données relatives au WEOC sont présentées à la **Figure 14**. D'après les analyses statistiques, il n'existe aucune différence significative entre les systèmes, tant pour les teneurs que pour les proportions de COS ou les stocks ( $p > 0,05$ ). Néanmoins, certaines tendances peuvent tout de même être observées. Dans la couche 0-1000 t/ha, les valeurs observées dans le système SOL sont en moyenne toujours plus élevées que celles du système CONV. Le système ZEROPHYTO a quant à lui des teneurs en WEOC en moyenne légèrement supérieures à celles de CONV, ce qui se reflète sur le stock calculé dans la couche 0-2500 t/ha. Pour le système GES, la manque de données rend difficilement interprétable son impact sur cette fraction de la MOS. Les seules données disponibles suggèrent cependant que cet impact est faible ou nul par rapport aux valeurs du système CONV. En ce qui concerne les proportions de COS mesurées en tant que WEOC, celles-ci varient entre 0,29 et 0,42 % et sont en moyenne égales à 0,34 %. La corrélation entre ces deux variables est caractérisée par un  $R^2$  égale à 0,51.



**Figure 14 :** Teneur (mg/kg), proportion (%COS) et stock (kg/ha) de WEOC estimé dans les différentes parcelles. Chaque point représente la teneur, la proportion ou le stock de WEOC estimé dans une couche ESM ou pour une certaine masse de sol minéral explorée (t/ha) dans une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires. Afin de faciliter la visualisation des stocks, les points des différents systèmes situés aux mêmes masses de sol sont légèrement décalés sur l'axe vertical.

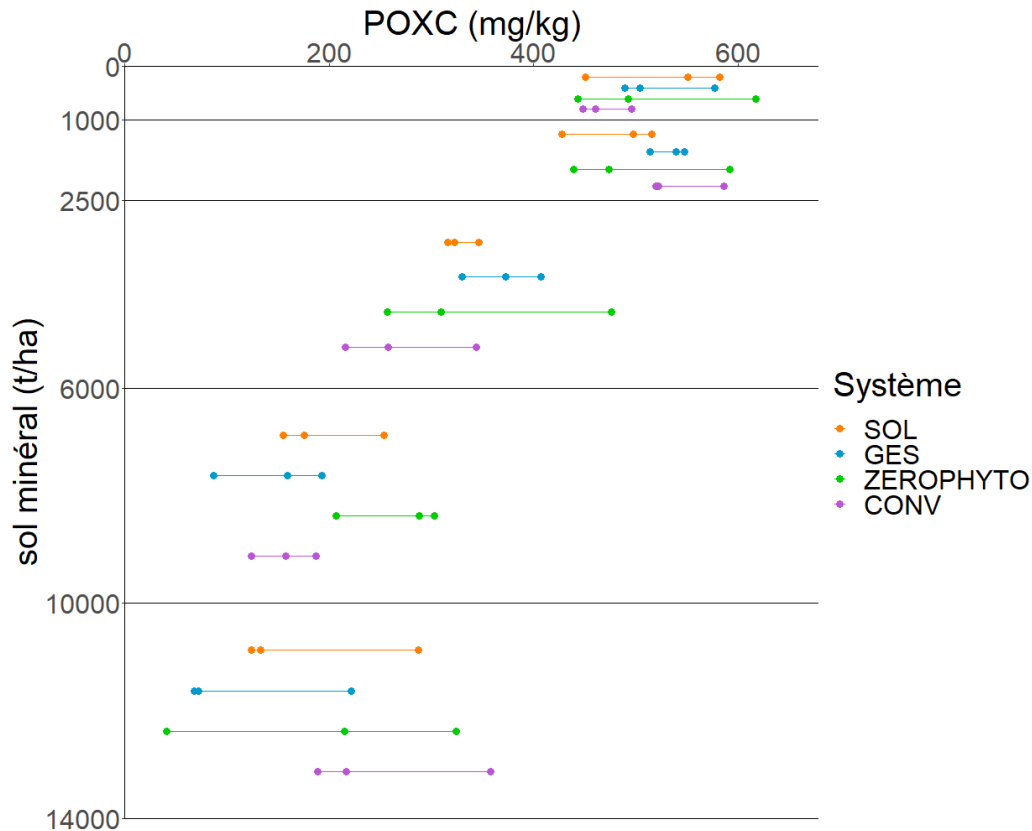
## 5.4. Carbone oxydable au permanganate

### 5.4.1. Distribution

La distribution du POXC est représentée à la **Figure 15**. A première vue, celle-ci suit une tendance plutôt similaire dans les différents systèmes. Les teneurs les plus élevées sont observées dans les deux premières couches de sol. Elles diminuent ensuite progressivement avec la profondeur. La variabilité entre les différentes répétitions au sein des systèmes semble assez élevée. En moyenne, les intervalles de confiance calculés dans les différentes couches valent 124 mg/kg, soit environ 40 % de la teneur moyenne en POXC pour l'ensemble des données. Cette variabilité semble également augmenter avec la profondeur. En moyenne l'écart-type entre les répétitions est de 103 mg/kg dans la dernière couche contre 52 mg/kg dans les autres couches. Cette grande variabilité rend la détection de différences entre les systèmes difficile. Lors des analyses statistiques, aucune différence significative de teneur en POXC n'a d'ailleurs été détectée. Seule la couche 6000-10000 t/ha présente une différence quasiment significative entre les systèmes ( $p < 0,01$ ). Cette différence concerne les systèmes ZEROPHYTO et CONV ( $p < 0,01$ ).

Néanmoins, dans certains cas, les valeurs moyennes des systèmes de culture innovants sont tout de même assez différentes de celles du système CONV. Dans le système GES, les valeurs moyennes observées dans les couches 0-1000 et 2500-6000 t/ha sont légèrement plus élevées tandis que la valeur moyenne observée dans la couche 10000-14000 t/ha est légèrement plus faible. Le système SOL présente une tendance similaire dans les couches 0-1000 et 10000-14000 t/ha, ainsi qu'une valeur moyenne légèrement inférieure dans la couche 1000-2500 t/ha,

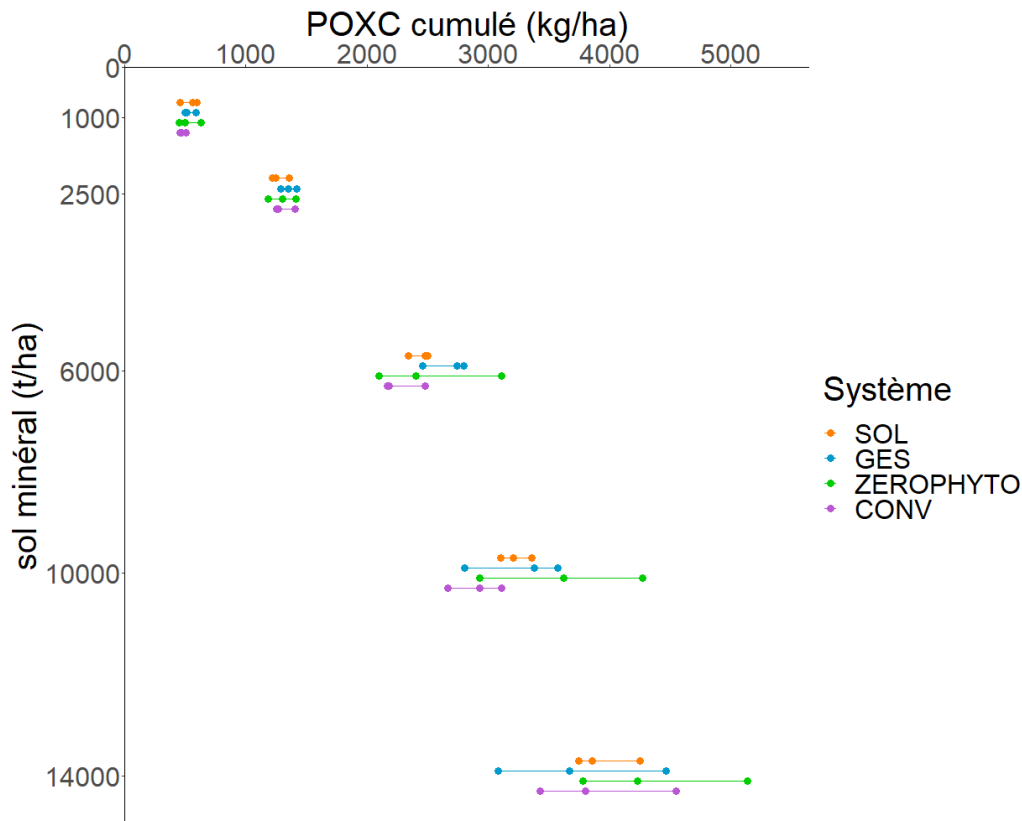
ce qui donne un gradient de teneurs en POXC assez remarquable lorsque la profondeur augmente. Pour le système ZEROPHYTO, hormis pour la différence détectée lors de l'analyse statistique, les valeurs moyennes observées dans les différentes couches ESM sont assez similaires à celles du système CONV.



**Figure 15 :** Teneur en POXC (mg/kg) estimée dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur en POXC estimée dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.

#### 5.4.2. Stock

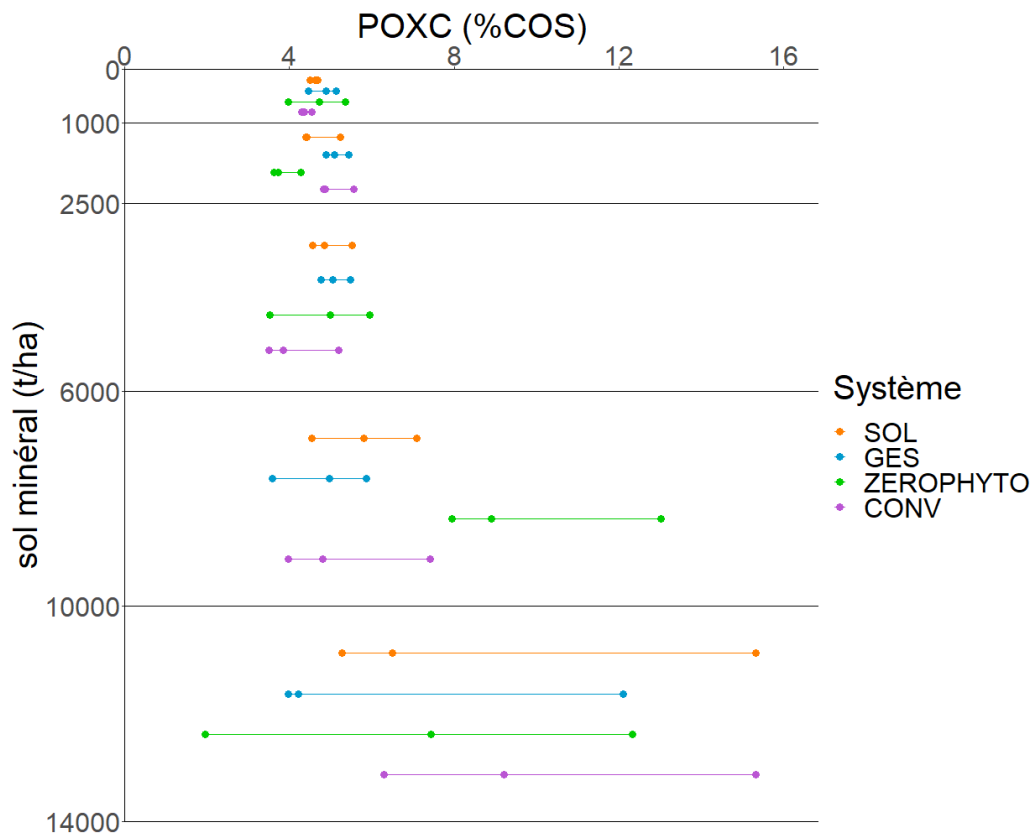
En ce qui concerne les stocks de POXC (**Figure 16**), l'impact des systèmes de culture innovants semble faible ou nul pour des profondeurs inférieures à 6000 t/ha. Ils semblent ensuite avoir un impact positif sur les stocks pour des profondeurs de 6000 et 10000 t/ha puis un impact faible ou nul au-delà. D'après l'analyse statistique, ces systèmes ont en réalité un impact non significatif pour l'ensemble des profondeurs ( $p > 0,05$ ). Seuls les stocks calculés à une profondeur de 14000 t/ha présentent un impact quasiment significatif des systèmes ( $p < 0,1$ ). Cette différence concernerait le système ZEROPHYTO et le système CONV ( $p < 0,1$ ).



**Figure 16 :** Stock de POXC (kg/ha) estimé dans les différentes parcelles. Chaque point représente le stock de POXC estimé dans une parcelle pour une certaine masse de sol minéral explorée (t/ha). Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Afin de faciliter la visualisation des données, les points situés aux mêmes masses de sol sont légèrement décalés sur l'axe vertical.

#### 5.4.3. Proportion du COS

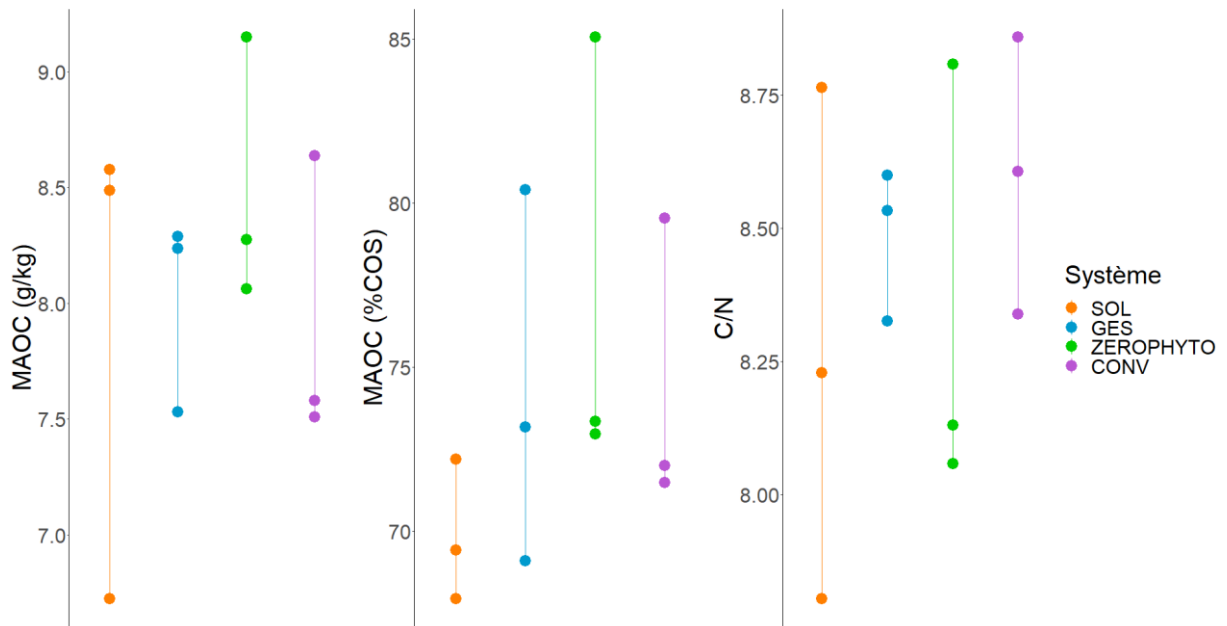
La proportion du COS mesurée en tant que POXC dans les différentes couches ESM est représentée à la **Figure 17**. Cette proportion varie entre 2 et 15 % sur l'ensemble du profil échantillonné. Au sein des systèmes, la variabilité des proportions estimées dans les différentes couches n'est pas homogène et a tendance à augmenter avec la profondeur. Néanmoins, dans les quatre premières couches de sol, les proportions estimées sont en moyenne assez similaires entre les systèmes et oscillent autour de 5 %. Seul le système ZEROPHYTO ne suit pas cette tendance. En effet, d'après les analyses statistiques, les proportions moyennes de ce système estimées dans les couches 1000-2500 et 6000-10000 t/ha sont significativement différentes de celles des autres systèmes ( $p < 0,05$ ). Dans la dernière couche, les proportions estimées sont en moyennes plus élevées que dans le reste du profil et ne présentent pas de différence significative entre les systèmes ( $p > 0,05$ ). Lorsque les données de cette couche ainsi que les données du système ZEROPHYTO des couches 1000-2500 et 6000-10000 t/ha sont retirées, la corrélation entre les teneurs en POXC et les teneurs en COS est caractérisée par un  $R^2$  égale à 0,91.



**Figure 17 :** Proportion du COS mesurée en tant que POXC (%COS) estimée dans les couches ESM des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur en COS estimée dans une couche ESM d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait pour une couche de sol donnée. Les différentes couches ESM sont délimitées par les lignes horizontales noires.

### 5.5. Carbone associé aux phases minérales

Les données relatives au MAOC sont représentées à la **Figure 18**. Les teneurs mesurées varient entre 6,73 et 9,15 g/kg et sont en moyenne égales à 8,09 g/kg. Lorsqu'elles sont rapportées aux teneurs en COS, les proportions estimées varient entre 68 et 85 % et sont en moyenne égales à 74 %. La comparaison entre les systèmes ne présente pas de différence significative, tant pour les teneurs en MAOC que pour les proportions du COS qu'elles représentent ( $p > 0,05$ ). Il en va de même lorsque ces mesures sont rapportées aux teneurs en  $N_{\text{total}}$  mesurées dans cette fraction de sol. Les rapports C/N obtenus varient entre 7,8 et 8,9 et ne présentent à nouveau pas de différence significative entre les systèmes ( $p > 0,05$ ). Etant donné que ces mesures n'ont été réalisées que dans la première couche de sol (0-10 cm), il n'a pas été possible de corriger le biais induit par les différences de densité apparente entre les systèmes labourés et pas ou peu labourés. En effet, le calcul de correction expliqué à la section 4.3 nécessite des mesures dans au moins deux couches de sol différentes pour pouvoir être réalisé (Wendt et Hauser, 2013).



**Figure 18 :** Teneur (g/kg), proportion (%COS) et rapport C/N du MAOC mesurés dans la couche de sol 0-10 cm des différentes parcelles. Chaque point représente la teneur, la proportion ou le rapport C/N du MAOC mesuré dans la couche 0-10 cm d'une parcelle. Les valeurs d'un même système sont reliées entre elles par un trait.

## 6. Discussion

### 6.1. Etat organique des sols du système CONV

La distribution du COS observée dans les sols du système CONV est typique des sols agricoles labourés, avec une teneur homogène dans l'horizon labouré puis une diminution continue des teneurs avec la profondeur (Calvet, Chenu et Houot, 2015). Les teneurs observées dans les horizons de surface sont en moyenne égales à 1,10 %, ce qui est assez proche des valeurs observées dans les horizons de surface des sols cultivés de la région<sup>1</sup>. Néanmoins, ces valeurs sont nettement inférieures aux valeurs observées dans les sols sous prairies<sup>2</sup> permanentes dans la région et sont proches ou inférieures aux valeurs seuils en-dessous desquelles le sol présente un risque d'instabilité structurale. Différentes études ont en effet démontré un déclin important de la stabilité structurale du sol lorsque les teneurs en COS étaient inférieures à 1,15 % (Van-Camp et al., 2004), 1,3 % (Chartin et al., 2019), ou 2 % (Kemper et Koch, 1966 ; Shi et al., 2020). Pour les sols à texture limoneuse en particulier, ce seuil est généralement compris entre 1 % et 1,5 % (Le Villio et al., 2001). Pour rappel, la stabilité structurale joue un rôle essentiel dans la protection des sols contre l'érosion, le tassement et la battance (Blanco-Canqui et al., 2013). Bien que la qualité d'un sol ne dépende pas uniquement de ce paramètre, celui-ci est généralement utilisé pour définir le seuil minimal de la teneur en COS d'un sol (Loveland et Webb, 2003).

D'après la caractérisation des différentes fractions de la MOS, une partie importante de la MO contenue dans les sols du système CONV serait relativement ancienne. En effet, les mesures du MAOC ont révélé qu'environ 75 % de la MOS contenue dans la couche 0-10 cm était composée par des MO stabilisées. Or, la MO mesurée dans cette fraction est caractérisée par des temps de résidence élevés (décennie, siècle ; Lavalée et al., 2020). Et étant donné que la proportion des MO stabilisées par les phases minérales au sein de la MOS a tendance à augmenter avec la profondeur (Balesdent et al., 2018), il est donc probable que la majeure partie de la MO contenue dans les sols du système CONV correspond donc à des MO anciennes. Cette hypothèse est notamment soutenue par l'évolution du rapport C/N dans les profils de sol du système CONV. En effet, la diminution de ce rapport est généralement associée à une augmentation de la proportion des MO dégradées par rapport aux MO fraîches au sein de la MOS (Melillo et al., 1989 ; Trigalet et al., 2014). Cette hypothèse est également appuyée par les résultats des mesures du POXC. Cette fraction, qui est supposée correspondre à une fraction relativement labile et donc 'jeune' de la MOS (Weil et al., 2003), ne représente en moyenne que 5 % du COS, sauf dans la dernière couche ESM. Cependant, pour être certain que cette hypothèse soit valide, il aurait également fallu s'assurer que le pool de MOS stable n'ait pas augmenté au cours des dernières décennies. Néanmoins, compte tenu de la diminution des

---

<sup>1</sup> Teneur en COS moyenne des sols sous cultures pour la période 2015-2019 dans la région limoneuse = 1,19 % (Service public de Wallonie, 2020).

<sup>2</sup> Teneur en COS moyenne des sols sous prairies permanentes pour la période 2015-2019 dans la région limoneuse = 2,70 % (Service public de Wallonie, 2020).

stocks de COS observées cette région (Wallonie) entre 1955 et 2005 (Goidts et Van Wesemael, 2007), cela ne semble pas improbable.

L'abondance de MO stabilisée combinée aux faibles teneurs en COS du système CONV suggère ainsi que le taux de renouvellement des MO fraîches est très élevé. Comme cela a déjà pu être observé auparavant (Balesdent et al., 2018 ; Mathieu et al., 2015), il est probable que la majeure partie des MO apportées au sol soient dégradées dans les semaines ou les mois qui suivent. Cette interprétation est en accord avec le  $C/N < 10$  sur l'ensemble du profil échantillonné, qui corrobore avec une décomposition rapide des MO fraîches, dont le  $C/N$  est généralement plus élevé (Weil et Brady, 2016). C'est un état cohérent pour les sols de grandes cultures, puisque les entrées de biomasse sont riches en azote et pauvres en lignine (Calvet, Chenu et Houot, 2015), et que les apports d'engrais et d'amendements par l'agriculteur permettent de maintenir un haut niveau de fertilité chimique qui garantit une décomposition rapide des MO fraîches (Melillo, Aber et Muratore, 1982 ; Poeplau, Herrmann et Kätterer, 2016 ; Recous et al., 1995).

La MOD, estimée par la mesure du WEOC, ne représente quant à elle qu'une très petite fraction de la MOS (~0,35 % du COS). Cette valeur est d'ailleurs probablement surestimée. En effet, la mesure du WEOC est normalement réalisée à partir d'un sol humide (Chantigny et al., 2008). Le séchage du sol avant la mesure cause notamment la lyse cellulaire d'une partie de la biomasse microbienne (West et al., 1992) ainsi que le relargage de composés organiques associés aux minéraux (Haynes et Swift, 1991) et a pour conséquence globale l'augmentation de la teneur en COD (Davidson et al., 1987; Bolan et al., 1996; Haynes, 2000). Dans une étude réalisée par Haynes (2000) dans des sols cultivés, la teneur en COD obtenue après séchage du sol était entre 1,6 et 3,8 fois plus élevée que sans séchage. Néanmoins, même en considérant le cas le plus extrême de surestimation, les valeurs estimées de COD sont quand même comprises dans la gamme de valeurs généralement observées dans les sols cultivés (entre 0,05 et 0,40 % du COS ; Haynes, 2005).

## 6.2. Impact global des systèmes de culture innovants

Le principal constat qui ressort de l'analyse des résultats est la faible différenciation observée entre les systèmes de culture innovants et le système CONV. Sur l'ensemble de cette analyse, aucune différence significative entre les systèmes n'a été détectée lorsque les données étaient comparées par profil complet. Lorsque les données étaient comparées par couche de sol, seul 5 des 41 tests de comparaisons des moyennes effectués ont démontré un impact significatif de l'effet du facteur 'Système', soit environ 10 %. Ces tests concernent d'ailleurs pratiquement toujours la même couche de sol et le même système, à savoir la couche 1000-2500 t/ha du système ZEROPHYTO.

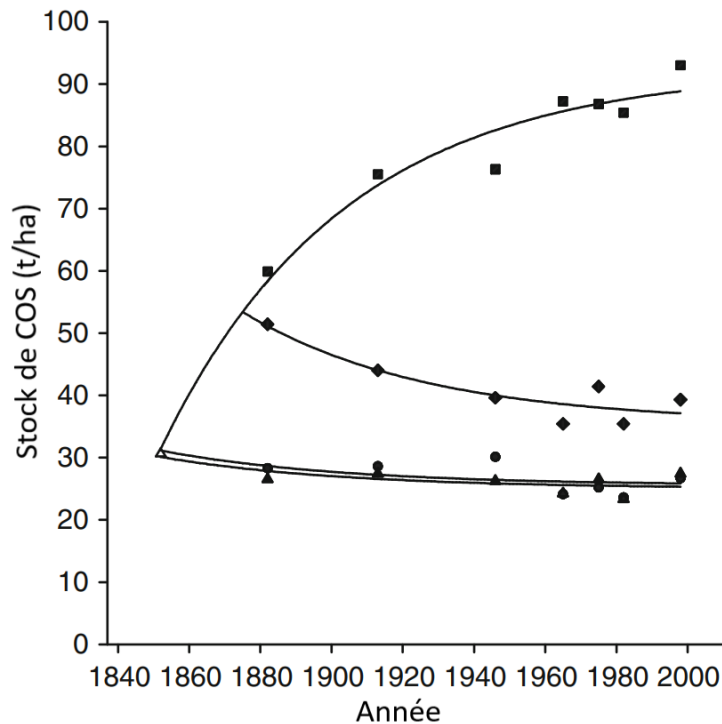
### 6.2.1. Carbone organique du sol

En ce qui concerne le COS, ce constat n'est en réalité pas vraiment étonnant. Les dynamiques observées sur la MOS sont généralement très lentes or l'implémentation des systèmes de culture remonte il y a à peine trois ans avant la campagne de prélèvement. En dépit des quantités importantes de carbone qui transitent dans un sol au cours d'une année, notamment via la

photosynthèse et la respiration, les variations nettes du stock de COS d'un sol sont en effet généralement très faibles à l'échelle de l'année (Post et al., 2001). Comme expliqué précédemment (section 6.1), la majeure partie des MO apportées au sol sont probablement minéralisées dans l'année qui suit. L'accumulation de la MOS dans un sol s'étale ainsi sur plusieurs décennies et celle présente dans un sol à un instant  $t$  est en réalité héritée de plusieurs générations en arrière (Basile-Doelsch, Balesdent et Pellerin, 2020).

Pour la plupart des pratiques agricoles ayant un impact positif sur le stock de COS, leur impact se produit généralement à un taux inférieur ou égal à  $1 \text{ t}_{\text{COS}}/\text{ha}/\text{an}$  (Lessmann et al., 2022 ; Paustian et al., 2019). Lorsque ces valeurs sont comparées aux stocks de COS des sols cultivés, environ  $75 \text{ t}/\text{ha}$  pour une profondeur de  $1 \text{ m}$  dans le cas de cette étude, il paraît évident que la détection de leur impact à court terme va poser des problèmes de rapport signal sur bruit. C'est pourquoi il est recommandé de quantifier l'évolution des stocks de COS à des intervalles de cinq ans ou plus afin de pouvoir détecter des différences significatives d'un point de vue statistique (Paustian et al., 2019 ; Post et al., 2001).

La lenteur de ces dynamiques est notamment illustrée par les expériences longue durée. Dans ces expériences, les systèmes ayant introduit des pratiques considérées comme bénéfiques pour le stock de MOS peuvent ainsi attendre plusieurs décennies avant que ces stocks n'atteignent un nouvel état d'équilibre. C'est notamment ce qui a été observé dans l'expérience longue durée de Rothamsted en Angleterre (**Figure 19**). L'application annuelle de fumier sur une parcelle non fertilisée auparavant a permis une augmentation continue du stock de COS pendant plus de 100 ans. Ainsi, le stock de COS dans la couche  $0\text{-}23 \text{ cm}$  est passé d'environ  $30 \text{ t}/\text{ha}$  en 1852 à  $90 \text{ t}/\text{ha}$  dans les années 2000 tandis que la teneur en COS est passée de  $1$  à  $3 \%$  sur la même période. De la même manière, une parcelle dans laquelle un apport annuel de fumier a été réalisé pendant 19 ans puis a été arrêté démontre encore une différence de stock avec le traitement sans fumier plus de 100 ans après l'arrêt des apports (Johnston, Poulton et Coleman, 2008).



**Figure 19** : Evolution du stock de COS dans la couche 0-23 cm des parcelles de l'expérience longue durée 'Hoosfield Continuous Barley' à Rothamsted (Angleterre) depuis sa mise en place. Les symboles correspondent aux différents traitements de l'expérience : non fertilisé ▲; fertilisation NPK annuel ●; apport de fumier annuel (35 t/ha) ■; apport de fumier annuel (35 t/ha) entre 1852 et 1871 puis plus rien ◆. (Johnston, Poulton et Coleman, 2008)

### 6.2.2. Carbone oxydable au permanganate

L'absence de différenciation entre les systèmes pour les données relatives au POXC est en revanche plutôt surprenante. En effet, bien que la fraction de la MOS à laquelle correspond le POXC n'ait pas encore été clairement identifiée, plusieurs auteurs s'accordent à dire qu'il s'agit d'une fraction relativement labile (Culman et al., 2012 ; Tatzber et al., 2015 ; Weil et al., 2003). Or, la fraction labile de la MOS est généralement la première à réagir positivement aux changements de pratiques (Weil et Brady, 2016). Les fractions qui la représentent comme la MOP ou la biomasse microbienne sont d'ailleurs couramment utilisées en tant qu'indicateurs sensibles de changements de la qualité du sol induit par des changements de pratiques (Weil et al., 2003). En outre, plusieurs études ont démontré que le POXC était particulièrement sensible aux changements de pratiques (Culman et al., 2012 ; Weil et al., 2003). Dans leur étude, Culman et al. (2012) ont notamment réalisé des tests d'analyse de la variance entre différents traitements sur différentes variables, dont le POXC et le COS. Dans la majorité de ces tests, les facteurs expérimentaux ayant un impact significatif sur au moins une de ces variables présentaient un impact significativement plus important sur le POXC que sur le COS. Des conclusions similaires ont été obtenues dans l'étude de Weil et al. (2003).

L'une des raisons qui pourrait expliquer cette absence de différence est l'incertitude élevée associée aux mesures. Pour rappel, l'incertitude associée aux mesures du sol standard était caractérisée par un écart-type de 79,9 mg<sub>POXC</sub>/kg<sub>sol</sub> (section 4.2.3). Or, dans leur expérience, Weil et al. (2003) obtenaient des écarts-types de 18,9 mg<sub>POXC</sub>/kg<sub>sol</sub> en moyenne, pour des

teneurs moyennes en POXC plus ou moins similaires. Bien que le protocole utilisé par ce dernier soit légèrement différent, il est tout de même probable que les mesures réalisées dans le cadre de ce travail n'aient pas été correctement exécutées. En particulier, il est probable que la réaction entre le  $\text{KMnO}_4$  et la MO n'ait pas toujours été parfaitement homogène. En effet, malgré les différentes étapes d'homogénéisation présentes dans le protocole, il arrivait régulièrement que l'échantillon de sol reste collé au fond des tubes durant l'étape de réaction. Une autre potentielle source d'erreur est également associée au respect des timings des différentes étapes du protocole. Malgré le fait que ceux-ci n'impliquaient pas de réaction entre le  $\text{KMnO}_4$  et la MO, les répétitions sans sol présentaient tout de même une variabilité sur la mesure de l'absorbance. Le  $\text{KMnO}_4$  en solution étant sensible à la lumière (Haggag et al., 2020), il est donc possible que les différences de timings et donc de durée d'exposition à la lumière des différents échantillons aient induit des erreurs sur la mesure du POXC.

### 6.3. Tendances observées dans les systèmes de cultures innovants

Bien que la plupart des valeurs observées dans les systèmes de culture innovants ne diffèrent que faiblement de celles observées dans le système CONV, il est tout de même utile d'analyser les quelques différences significatives qui ont pu être détectées dans ces systèmes. En outre, il est utile de présenter les tendances qui se démarquent dans ces systèmes afin de voir si elles se confirmeront dans la suite de l'expérience.

#### 6.3.1. SOL

Le système SOL ne présente aucune différence significative avec les valeurs observées dans le système CONV mais semble tout de même avoir eu un impact sur la distribution de la MOS et de ses différentes fractions en surface. En effet, que ça soit pour le COS, le WEOC ou le POXC, les teneurs observées dans l'horizon 0-1000 t/ha du système SOL sont en moyenne toujours plus élevées que celles du système CONV. A l'inverse, ces teneurs sont toujours en moyenne légèrement plus faibles que celles du système CONV dans l'horizon 1000-2500 t/ha. En ce qui concerne les stocks, l'augmentation des teneurs dans la couche 0-1000 t/ha se reflète également sur les stocks de COS, de WEOC et de POXC, qui sont en moyenne plus élevés dans cette couche. En revanche, les stocks observés dans des couches plus profondes ne sont pratiquement pas différents de ceux du système CONV, ce qui suggère qu'il s'agit bien d'une redistribution et non d'une augmentation de la quantité de la MOS. Dans la couche 0-1000 t/ha, la proportion du WEOC est également en moyenne plus élevée que celle du système CONV tandis que la proportion du MAOC est en moyenne plus faible. Etant donné que la MOD, estimée par le WEOC, est plutôt associée aux MO labiles (Haynes, 2005) tandis que le MAOC est associé aux MO stables (Lavalley, Soong et Cotrufo, 2020), cela suggère que l'augmentation observée dans cette couche est plutôt associée à une augmentation des MO labiles.

Ces impacts concordent bien avec les observations qui ont déjà pu être faites entre des systèmes labourés et non labourés. En effet, plusieurs études ont démontré que l'absence de labour induisait une stratification de la teneur en COS dans les horizons de surface (Calvet, Chenu et Houot, 2015 ; Dimassi et al., 2014 ; Martínez et al., 2016). Ces études ainsi que d'autres ont également démontré une augmentation du stock en surface ainsi qu'une absence d'impact pour

des profondeurs plus importantes (Chenu et al., 2019 ; Dimassi et al., 2014 ; Martínez et al., 2016). Dans leur étude, Panagea et al. (2022) ont également observé une augmentation des MO labiles dans les systèmes non labourés. En revanche, ces résultats ne concordent pas avec les observations faites à propos de l'impact des cultures de couverture. En effet, plusieurs études ont démontré que l'implémentation de cultures de couverture pouvait avoir un impact positif sur le stock de COS (Autret et al., 2016 ; Poeplau et Don, 2015). Cependant, bien que le système SOL dispose de plus de cultures de couverture dans sa rotation culturale, la rotation du système CONV en inclut également quelques-unes. Ainsi, depuis le lancement de l'expérimentation, le système SOL n'a en réalité implémenté qu'une culture de couverture de plus que le système CONV, ce qui pourrait expliquer l'absence d'impact de ce facteur.

Il est important de noter que les tendances présentées pour la couche 0-1000 t/ha ci-dessus ne sont en réalité observables que dans les blocs 1 et 2. En effet, les valeurs du système SOL observées dans cette couche dans le bloc 3 ne démontrent pas d'augmentation par rapport à celles du système CONV. Le fait que cette différence avec les autres blocs soit observée tant pour le COS, que pour le WEOC, le POXC ou le MAOC suggère qu'il ne s'agit pas d'une erreur de mesure. En revanche, il est probable qu'elle soit liée à l'hétérogénéité des parcelles de ce bloc. En effet, alors que les teneurs en argiles dans les horizons de surface des parcelles de l'essai SYCI varient toujours entre 19,0 et 22,0 %, la parcelle SOL du bloc 3 est la seule à avoir des teneurs en argile égales à 16,6 %. Or, les mesures du MAOC ont démontré qu'une proportion importante du COS contenue dans les sols de l'essai SYCI était contenue dans cette fraction. De plus, de nombreuses études ont démontré que la teneur en argiles d'un sol était fortement corrélée au stock de COS (Wiesmeier et al., 2019). Lorsque les teneurs en COS sont rapportées aux teneurs en argiles (section 5.2.4), la valeur observée dans la couche 0-1000 t/ha du bloc 3 du système SOL est d'ailleurs plus élevée que celles du système CONV. Il est donc probable que cette différence de teneur en argiles soit responsable des différences observées dans ce bloc.

### 6.3.2. GES

Le système GES, comme le système SOL, ne présente aucune différence significative avec les valeurs du système CONV. Néanmoins, les couches 0-1000 et 2500-6000 t/ha présentent tout de même des valeurs en moyenne légèrement supérieures à celles du système CONV pour la teneur en COS, la teneur en POXC, le rapport C/N et la proportion du POXC. L'augmentation de ces deux dernières variables suggère que l'augmentation de la teneur en COS dans ces couches soit plutôt associée à des MO labiles. Cette augmentation des teneurs en COS se reflète légèrement sur le stock de COS, puisque celui-ci est supérieur à celui du système CONV dans deux blocs sur trois dans les couches 0-6000 et 0-10000 t/ha. Cependant, cette augmentation du stock n'est plus du tout visible dans la couche 0-14000 t/ha. Ceci pourrait notamment s'expliquer par la diminution quasiment significative ( $p < 0,1$ ) de la teneur en COS du système GES dans la couche 10000-14000 t/ha par rapport aux valeurs du système CONV.

Ces résultats sont plus ou moins similaires à ceux observés dans la littérature sur l'impact du labour réduit par rapport au labour conventionnel. Comme dans ce travail, Dimassi et al. (2014)

et Krauss et al. (2022) ont observé une augmentation des teneurs en COS dans les couches de surface (0-10 et 0-15 cm) dans des traitements en labour réduit. Cependant, ceux-ci ont également observé une diminution des teneurs dans le reste de la couche de labour (10-28 et 15-30 cm) et n'ont pas observé d'augmentation des teneurs dans la couche 25-50 cm (ce qui correspond plus ou moins à la couche 2500-6000 t/ha) ni de stockage additionnel de COS, contrairement à ce travail. En ce qui concerne la diminution dans le reste de la couche de labour, cette différence de résultat pourrait notamment s'expliquer par la différence de temporalité avec cette étude. En effet, alors que l'accumulation de la MOS en surface en non-labour et en labour réduit est généralement rapidement observée, la diminution de sa teneur en profondeur est généralement plus lente (Dimassi et al., 2014). En ce qui concerne l'augmentation en profondeur, cette différence pourrait notamment s'expliquer par les applications de digestats et de lisier qui ont lieu dans le système GES. En effet, depuis le début de l'expérience, trois apports de digestats à raison de 45 000 L/ha ainsi qu'un apport de lisier à raison de 50 000 L/ha ont été réalisés. Or, dans une expérience relativement similaire, un apport annuel de digestat d'environ 25 000 L/ha réalisé pendant quatre ans a induit une légère augmentation de la teneur en COS à la fois dans les horizons de surface (0-30 cm) et dans les horizons souterrains (30-60 cm) par rapport à un système fertilisé uniquement de manière minérale (Barlóg, Hlisnikovský et Kunzová, 2020). En ce qui concerne la diminution de la teneur en COS dans la couche 0-14000 t/ha, aucune étude démontrant un impact similaire n'a pu être identifiée. Cependant, étant donné les faibles taux de renouvellement de la MOS généralement observés à ces profondeurs (Balesdent et al., 2018), il est probable que cette différence soit plutôt associée à l'hétérogénéité des parcelles.

### 6.3.3. ZEROPHYTO

Le système ZEROPHYTO est le seul système à présenter des valeurs significativement différentes de celles du système CONV. Ces différences sont principalement observées dans la couche 1000-2500 t/ha, dans laquelle le système ZEROPHYTO a induit une augmentation significative de la teneur en COS de 0,22 % en moyenne par rapport aux valeurs du système CONV (1,07 % en moyenne). Cette augmentation s'est répercutée sur le stock de COS dans la couche 0-2500 t/ha qui présente également une augmentation significative de 3,94 t/ha en moyenne par rapport au système CONV. Dans les couches plus profondes, cette différence de stock n'est plus significative mais est encore observable dans deux blocs sur trois, ce qui suggère que ce système a bien un impact positif sur le stock de COS. L'augmentation de la teneur en COS est également légèrement visible dans les couches voisines (0-1000 et 2500-6000 t/ha), dans lesquelles elle s'est accompagnée d'une légère augmentation de la teneur en POXC et de la proportion du POXC. La diminution significative de la proportion du POXC dans la couche 1000-2500 t/ha ainsi que la légère augmentation de la teneur en MAOC dans la couche 0-10 cm suggèrent que l'augmentation des teneurs en COS est plutôt associée à des MO stabilisées.

D'après la comparaison des itinéraires techniques du système ZEROPHYTO et du système CONV, plusieurs raisons pourraient expliquer l'augmentation de la teneur et du stock de COS observée dans le système ZEROPHYTO. D'une part, contrairement au système CONV, la

fertilisation du système ZEROPHYTO repose en partie sur des apports de fumier, dont l'impact positif sur le stock de COS a déjà été démontré dans de nombreuses études (Maillard et Angers, 2014). Plus précisément, un épandage de fumier d'environ 30 t/ha a été réalisé après la récolte du froment, soit environ six mois avant la campagne d'échantillonnage. D'autre part, la rotation du système ZEROPHYTO inclut deux années de prairies temporaires, dont l'impact sur le stock de COS a également été prouvé à plusieurs reprises (Guillaume et al., 2022). Ces prairies temporaires ont occupé la parcelle durant les deux premières années de l'expérimentation, juste avant la culture de froment de 2022.

Cependant, les données présentes dans la littérature suggèrent que l'introduction de prairies temporaires dans la rotation culturale ne permette pas une augmentation aussi rapide des teneurs et des stocks de COS. Dans leur étude, Guillaume et al. (2021) ont reporté des augmentations des teneurs en COS de 0,0015 et 0,0025 %/an dans la couche 0-20 cm pour toute augmentation de 10 % de la proportion des prairies temporaires dans la rotation. Dans le cas du système ZEROPHYTO, cela correspondrait à une augmentation de maximum de 0,0075 %/an, soit 0,0225 % sur trois ans. De leur côté, Johnston et al. (2017) ont rapporté des augmentations des teneurs en COS de 0,009 et 0,014 %/an dans la couche 0-25 cm ainsi que des augmentations des stocks de COS de 0,28 à 0,36 t/ha/an dans la même couche après l'introduction de prairies temporaires dans la rotation culturale des traitements. Launay et al. (2021) ont quant à eux estimé à l'aide de modèles une augmentation des stocks de COS de 0,47 t/ha/an dans la couche 0-30 cm après l'implémentation de prairies temporaires. Bien que les conditions expérimentales des études mentionnées ne soient pas parfaitement identiques à celles de cette étude (couches de sol échantillonnées, teneurs initiales en COS, durée des expériences...), la différence importante de résultat suggère tout de même que l'augmentation de la teneur et du stock de COS observée dans le système ZEROPHYTO est au moins en partie attribuable aux apports de fumier.

Le système ZEROPHYTO a également eu un impact dans la couche 6000-10000 t/ha, dans laquelle la teneur et la proportion du POXC présentent une augmentation quasiment significative par rapport aux valeurs du système CONV. Cette augmentation de la teneur s'est aussi répercutée sur le stock de POXC dans la couche 0-14000 t/ha, qui présente une augmentation quasiment significative par rapport aux valeurs du système CONV. Cependant, aucune étude démontrant un impact similaire n'a été identifiée, ce qui rend difficilement interprétable ces résultats.

## 7. Conclusion et perspectives

D'après les résultats obtenus à l'issue de ce travail, les systèmes de culture innovants implémentés dans le cadre de l'essai SYCI n'ont eu qu'un faible impact sur le stock, la distribution et les caractéristiques de la MOS. Néanmoins, il est probable que cette absence d'impact soit attribuée au fait que seulement trois ans se soient écoulés entre le début de l'expérience et la campagne d'échantillonnage réalisée dans le cadre de ce travail. En effet, les dynamiques associées à la MOS sont généralement très lentes et sont rarement visibles à l'échelle de l'année. En outre, les pratiques innovantes implémentées dans ces systèmes sont parfois réparties sur l'ensemble de la rotation. En comparant les systèmes sur une durée inférieure à celle-ci, une partie d'entre elles ne sont donc pas prises en compte. En revanche, l'absence d'impact des systèmes de culture innovants sur la fraction labile de la MOS est plutôt étonnante. En effet, cette fraction est reconnue comme étant plutôt sensible aux changements de pratiques agricoles. Cette absence d'impact pourrait quant à elle s'expliquer par la faible qualité des données récoltées pour cette fraction.

Cependant, les résultats obtenus ont tout de même permis d'observer plusieurs tendances au sein des systèmes. Dans le système SOL, il semblerait que l'arrêt du labour ait induit une stratification de la MOS en surface, ainsi qu'une augmentation de la proportion de la fraction labile au sein de la MOS. Par contre, il semblerait que ce système n'ait pas permis un stockage additionnel de MOS. Le système GES ne présente que peu de différences avec le système témoin, hormis une légère augmentation de la teneur en MOS en surface et en profondeur. Ce résultat pourrait s'expliquer par la diminution du labour ainsi que par les apports d'amendements organiques réalisés dans ce système. Dans le système ZEROPHYTO, il semblerait que les pratiques implémentées aient eu un impact positif sur le stock de MOS dans la couche de labour. Cet impact est probablement attribuable à la mise en place de prairies temporaires dans la rotation culturale ainsi qu'aux apports d'amendements organiques réalisés dans ce système.

En vue d'améliorer les résultats de ce travail, la première chose à faire serait évidemment d'assurer un suivi dans le temps des mesures de la MOS dans les systèmes de culture de l'essai. L'analyse de la MOS et de ses différentes fractions sur une échelle de temps plus longue permettrait de confirmer les tendances observées dans ce travail et peut-être de découvrir d'autres impacts des systèmes de culture innovants. Idéalement, une campagne de mesure annuelle permettrait d'avoir le meilleur suivi possible. Néanmoins, des mesures à des intervalles de six ans, soit l'équivalent d'une rotation, serait déjà amplement suffisant. Evidemment, afin de pouvoir comparer les données dans le temps, la conversion des données dans des couches de sol de masses équivalentes demeurerait indispensable. Il serait également intéressant de réaliser une estimation des apports de carbone dans les différents systèmes au cours d'une rotation complète à l'aide de leurs itinéraires techniques respectifs et des données présentes dans la littérature. En comparant ces valeurs avec les mesures du COS, cela permettrait d'interpréter la dynamique de la MOS au sein de ces systèmes. Cela permettrait également de modéliser

l'évolution temporelle des stocks de COS et ainsi obtenir des résultats à une échelle temporelle bien supérieure à la durée prévue de l'essai.

## 8. Bibliographie

- Aertsens J., De Nocker L., Gobin A., 2013, « Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture », *Land Use Policy*, 31, p. 584-594.
- Albiach R., Canet R., Pomares F., Ingelmo F., 2001, « Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil », *Bioresource Technology*, 76, 2, p. 125-129.
- Alvarez R., Alconada M., Lavado R., 1999, « Sewage sludge effects on carbon dioxide-carbon production from a desurfaced soil », *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30, 13-14, p. 1861-1866.
- Antoine P., Catt J., Lautridou J.-P., Sommé J., 2003, « The loess and coversands of northern France and southern England », *Journal of Quaternary Science*, 18, 3-4, p. 309-318.
- Arrouays D., Balesdent J., Germon J.C., Jayet P.-A., Soussana J.-F., Stengel P., 2002, « Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Rapport », INRA.
- Autret B., Mary B., Chenu C., Balabane M., Girardin C., Bertrand M., Grandeau G., Beaudoin N., 2016, « Alternative arable cropping systems: A key to increase soil organic carbon storage? Results from a 16 year field experiment », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 232, p. 150-164.
- Baker J.M., Ochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J., 2007, « Tillage and soil carbon sequestration—What do we really know? », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118, 1-4, p. 1-5.
- 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, p. 599-602.
- Barlóg P., Hlisnikovský L., Kunzová E., 2020, « Effect of Digestate on Soil Organic Carbon and Plant-Available Nutrient Content Compared to Cattle Slurry and Mineral Fertilization », *Agronomy*, 10, 3, p. 379-405.
- Basile-Doelsch I., Balesdent J., Pellerin S., 2020, « Reviews and syntheses: The mechanisms underlying carbon storage in soil », *Biogeosciences*, 17, 21, p. 5223-5242.
- Bates D., Mächler M., Bolker B., Walker S., 2015, « Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4 », *Journal of Statistical Software*, 67, 1, p. 1-48.
- Benton T.G., Bieg C., Harwatt H., Pudasaini R., Wellesley L., 2021, « Food system impacts on biodiversity loss. Three levers for food system transformation in support of nature »,.
- Bertrand I., Viaud V., Daufresne T., Pellerin S., Recous S., 2019, « Stoichiometry constraints challenge the potential of agroecological practices for the soil C storage. A review », *Agronomy for Sustainable Development*, 39, 6, p. 54.
- Blanco-Canqui H., Shapiro C.A., Wortmann C.S., Drijber R.A., Mamo M., Shaver T.M., Ferguson R.B., 2013, « Soil organic carbon: The value to soil properties », *Journal of Soil and Water Conservation*, 68, 5, p. 129A-134A.
- Blanco-Moure N., Gracia R., Bielsa A.C., López M.V., 2013, « Long-term no-tillage effects on particulate and mineral-associated soil organic matter under rainfed Mediterranean conditions », *Soil Use and Management*, 29, 2, p. 250-259.

Blume H.-P., Brümmer G.W., Fleige H., Horn R., Kandeler E., Kögel-Knabner I., Kretschmar R., Stahr K., Wilke B.-M. 2016 *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*, Berlin (Germany), Springer, 1st Edition, 636 p.

Bohlen P.J., Pelletier D.M., Groffman P.M., Fahey T.J., Fisk M.C., 2004, « Influence of Earthworm Invasion on Redistribution and Retention of Soil Carbon and Nitrogen in Northern Temperate Forests », *Ecosystems*, 7, 1, p. 13-27.

Bolan N.S., Baskaran S., Thiagarajan S., 1996, « An evaluation of the methods of measurement of dissolved organic carbon in soils, manures, sludges, and stream water », *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 27, 13-14, p. 2723-2737.

Burns R.G., DeForest J.L., Marxsen J., Sinsabaugh R.L., Stromberger M.E., Wallenstein M.D., Weintraub M.N., Zoppini A., 2013, « Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions », *Soil Biology and Biochemistry*, 58, p. 216-234.

Calvet R., Chenu C., Houot S. 2015 *Les matières organiques des sols*, Paris (France), Editions France Agricole, 2e édition, 351 p.

Campbell C., Zentner R., Liang B.C., Roloff G., Gregorich E., Blomert B., 2000, « Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid southwestern Saskatchewan – Effect of crop rotations and fertilizers », *Canadian Journal of Soil Science*, 80, 1, p. 179-192.

Cardinael R., Eglin T., Guenet B., Neill C., Houot S., Chenu C., 2015, « Is priming effect a significant process for long-term SOC dynamics? Analysis of a 52-years old experiment », *Biogeochemistry*, 123, 1, p. 203-219.

Chantigny M.H., Angers D.A., Kaiser K., Kalbitz K., 2008, « Extraction and Characterization of Dissolved Organic Matter », dans CARTER M.R., GREGORICH E.G. (dirs.), *Soil Sampling and Methods of Analysis*, Second Edition, Boca Raton (USA), CRC Press, p. 617-635.

Chartin C., Vincent Q., Van Wesemael B., Carnol M., 2019, « Subvention CARBIOSOL V - Développement d'indicateurs de la qualité biologique et du carbone organique du sol pour l'évaluation de l'état des sols en Wallonie : valorisation des acquis et transfert vers les utilisateurs », Service public de Wallonie, UCLouvain, ULiège.

Chen R., Senbayram M., Blagodatsky S., Myachina O., Dittert K., Lin X., Blagodatskaya E., Kuzyakov Y., 2014, « Soil C and N availability determine the priming effect: microbial N mining and stoichiometric decomposition theories », *Global Change Biology*, 20, 7, p. 2356-2367.

Chenu C., Angers D.A., Barré P., Derrien D., Arrouays D., Balesdent J., 2019, « Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations », *Soil and Tillage Research*, 188, p. 41-52.

Chenu C., Rumpel C., Lehmann J., 2015, « Methods for Studying Soil Organic Matter: Nature, Dynamics, Spatial Accessibility, and Interactions with Minerals », dans PAUL E.A. (dir.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, 4th Edition, Cambridge (USA), Academic Press, p. 604.

Cherr C.M., Scholberg J.M.S., McSorley R., 2006, « Green Manure Approaches to Crop Production: A Synthesis », *Agronomy Journal*, 98, 2, p. 302-319.

Colnenne-David C., Doré T., 2015, « Designing innovative productive cropping systems with quantified and ambitious environmental goals », *Renewable Agriculture and Food Systems*, 30, 6, p. 487-502.

Conant R.T., Paustian K., Elliott E.T., 2001, « Grassland Management and Conversion into Grassland: Effects on Soil Carbon », *Ecological Applications*, 11, 2, p. 343-355.

CRA-W, 2021, « Présentation des essais SYCI et SYBIO », Gembloux (Belgique), 2021.

Culman S.W., Snapp S.S., Freeman M.A., Schipanski M.E., Beniston J., Lal R., Drinkwater L.E., Franzluebbers A.J., Glover J.D., Grandy A.S., Lee J., Six J., Maul J.E., Mirksy S.B., Spargo J.T., Wander M.M., 2012, « Permanganate Oxidizable Carbon Reflects a Processed Soil Fraction that is Sensitive to Management », *Soil Science Society of America Journal*, 76, 2, p. 494-504.

Dabney S.M., Delgado J.A., Reeves D.W., 2001, « Using Winter Cover Crops to Improve Soil and Water Quality », *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32, 7-8, p. 1221-1250.

Dalal R., 1998, « Soil microbial biomass—what do the numbers really mean? », *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38, 7, p. 649-665.

Davidson E.A., Galloway L.F., Strand M.K., 1987, « Assessing available carbon: Comparison of techniques across selected forest soils », *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 18, 1, p. 45-64.

De Stefano A., Jacobson M.G., 2018, « Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis », *Agroforestry Systems*, 92, 2.

Deen W., Kataki P.K., 2003, « Carbon sequestration in a long-term conventional versus conservation tillage experiment », *Soil and Tillage Research*, 74, 2, p. 143-150.

Dimassi B., Mary B., Wylleman R., Labreuche J., Couture D., Piraux F., Cohan J.-P., 2014, « Long-term effect of contrasted tillage and crop management on soil carbon dynamics during 41 years », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188, p. 134-146.

Eghball B., 2002, « Soil Properties as Influenced by Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications », *Agronomy Journal*, 94, p. 128-135.

Ellert B.H., Bettany J.R., 1995, « Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes », *Canadian Journal of Soil Science*, 75, 4, p. 529-538.

Ellert B.H., Janzen H.H., Entz T., 2002, « Assessment of a Method to Measure Temporal Change in Soil Carbon Storage », *Soil Science Society of America Journal*, 66, 5, p. 1687-1695.

Emmel C., Winkler A., Hörtnagl L., Reville A., Ammann C., D'Odorico P., Buchmann N., Eugster W., 2018, « Integrated management of a Swiss cropland is not sufficient to preserve its soil carbon pool in the long term », *Biogeosciences*, 15, 17, p. 5377-5393.

Falloon P., Jones C.D., Ades M., Paul K., 2011, « Direct soil moisture controls of future global soil carbon changes: An important source of uncertainty », *Global Biogeochemical Cycles*, 25, 3, p. 1-14.

Falloon P., Smith P., Coleman K., Marshall S., 1998, « Estimating the size of the inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use in the Rothamsted carbon model », *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 8-9, p. 1207-1211.

FAO, 2002, « Agriculture mondiale: horizon 2015/2030. Rapport abrégé ».

Finn D., Page K., Catton K., Kienzle M., Robertson F., Armstrong R., Dalal R., 2016, « Ecological stoichiometry controls the transformation and retention of plant-derived organic matter to humus in response to nitrogen fertilisation », *Soil Biology and Biochemistry*, 99, p. 117-127.

Foley J.A., Ramankutty N., Brauman K.A., Cassidy E.S., Gerber J.S., Johnston M., Mueller N.D., O'Connell C., Ray D.K., West P.C., Balzer C., Bennett E.M., Carpenter S.R., Hill J., Monfreda C., Polasky S., Rockström J., Sheehan J., Siebert S., Tilman D., Zaks D.P.M., 2011, « Solutions for a cultivated planet », *Nature*, 478, 7369, p. 337-342.

Fondation rurale de Wallonie 1997 *Règlement général sur les bâtisses en site rural. La Hesbaye*, SARLET D. (dir.), Jambes (Belgique), Ministère de la Région wallonne, DGATLP.

Franzluebbers A.J., Stuedemann J.A., Wilkinson S.R., 2001, « Bermudagrass Management in the Southern Piedmont USA: I. Soil and Surface Residue Carbon and Sulfur », *Soil Science Society of America Journal*, 65, p. 8334-8341.

Franzluebbers A.J., Sawchik J., Taboada M.A., 2014, « Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations in temperate North and South America », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 190, p. 18-26.

Friend J.H., Guralnik D.B. 1959 *Webster's New World Dictionary of the American Language*, Cleveland (USA), The World Publishing Company, 1724 p.

Goidts E., Van Wesemael B., 2007, « Regional assessment of soil organic carbon changes under agriculture in Southern Belgium (1955–2005) », *Geoderma*, 141, 3-4, p. 341-354.

Gomiero T., Pimentel D., Paoletti M.G., 2011, « Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture », *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30, 1-2, p. 95-124.

Grigera M., Drijber R., Eskridge K., Wienhold B., 2006, « Soil Microbial Biomass Relationships with Organic Matter Fractions in a Nebraska Corn Field Mapped using Apparent Electrical Conductivity », *Soil Science Society of America Journal*, 70, 5, p. 1480-1488.

Groenigen K.-J. van, Six J., Hungate B.A., Graaff M.-A. de, Breemen N. van, Kessel C. van, 2006, « Element interactions limit soil carbon storage », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103, 17, p. 6571-6574.

Guillaume T., Bragazza L., Levasseur C., Libohova Z., Sinaj S., 2021, « Long-term soil organic carbon dynamics in temperate cropland-grassland systems », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 305, p. 107184.

Guillaume T., Makowski D., Libohova Z., Elfouki S., Fontana M., Leifeld J., Bragazza L., Sinaj S., 2022, « Carbon storage in agricultural topsoils and subsoils is promoted by including temporary grasslands into the crop rotation », *Geoderma*, 422, p. 115937.

Haden A.C. von, Yang W.H., DeLucia E.H., 2020, « Soils' dirty little secret: Depth-based comparisons can be inadequate for quantifying changes in soil organic carbon and other mineral soil properties », *Global Change Biology*, 26, 7, p. 3759-3770.

Haggag O.S., Malakar P., Pokhilko P., Stanton J.F., Krylov A.I., Ruhman S., 2020, « The elusive dynamics of aqueous permanganate photochemistry », *Physical Chemistry Chemical Physics*, 22, 18, p. 10043-10055.

Han P., Zhang W., Wang G., Sun W., Huang Y., 2016, « Changes in soil organic carbon in croplands subjected to fertilizer management: a global meta-analysis », *Scientific Reports*, 6, 1, p. 27199.

Haynes R.J., 2000, « Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand », *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 2, p. 211-219.

Haynes R.J., Swift R.S., 1991, « Concentrations of extractable Cu, Zn, Fe and Mn in a group of soils as influenced by air- and oven-drying and rewetting », *Geoderma*, 49, 3-4, p. 319-333.

Haynes R.J., 2005, « Labile Organic Matter Fractions as Central Components of the Quality of Agricultural Soils: An Overview », dans SPARKS D.L. (dir.), *Advances in Agronomy*, Elsevier, p. 221-268.

Herbert B.E., Bertsch P.M., 1995, « Characterization of Dissolved and Colloidal Organic Matter in Soil Solution: A Review », dans MCFEE W.W., KELLY J.M. (dirs.), *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*, Madison (USA), Soil Science Society of America, p. 63-88.

Houghton R., 2007, « Balancing the Global Carbon Budget », *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 35, 1, p. 313-347.

Institut Royal Météorologique, 2023a, « Le climat de la Belgique »,.

Institut Royal Météorologique, 2023b, « Statistiques climatiques des communes belges – Gembloux (INS 92142) »,.

IUSS Working Group WRB 2015 *World reference base for soil resources 2014, update 2015: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*, Rome (Italy), FAO.

Jackson R.B., Canadell J., Ehleringer J.R., Mooney H.A., Sala O.E., Schulze E.D., 1996, « A global analysis of root distributions for terrestrial biomes », *Oecologia*, 108, p. 389-411.

Jarecki M.K., Lal R., 2003, « Crop Management for Soil Carbon Sequestration », *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22, 6, p. 471-502.

Jobbagy E., Jackson R.B., 2000, « The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation », *Ecological Applications*, 10, 2, p. 423-436.

Johnston A.E., Poulton P.R., Coleman K., Macdonald A.J., White R.P., 2017, « Changes in soil organic matter over 70 years in continuous arable and ley–arable rotations on a sandy loam soil in England », *European Journal of Soil Science*, 68, 3, p. 305-316.

Johnston A., Poulton P., Coleman K., 2008, « Soil Organic Matter: Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes », dans SPARKS D.L. (dir.), *Advances in Agronomy*, Burlington (USA), Academic Press, p. 1-57.

Just C., Poeplau C., Don A., Van Wesemael B., Kögel-Knabner I., Wiesmeier M., 2021, « A Simple Approach to Isolate Slow and Fast Cycling Organic Carbon Fractions in Central European Soils—Importance of Dispersion Method », *Frontiers in Soil Science*, 1, p. 692583.

Kallenbach C.M., Frey S.D., Grandy A.S., 2016, « Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls », *Nature Communications*, 7, 1, p. 13630.

Kemper W.D., Koch E.J., 1966, « Aggregate stability of soils from Western United States and Canada », *USDA Technical Bulletin*, 1355.

Kirkby C.A., Richardson A.E., Wade L.J., Batten G.D., Blanchard C., Kirkegaard J.A., 2013, « Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration », *Soil Biology and Biochemistry*, 60, p. 77-86.

Kirkby C.A., Richardson A.E., Wade L.J., Passioura J.B., Batten G.D., Blanchard C., Kirkegaard J.A., 2014, « Nutrient availability limits carbon sequestration in arable soils », *Soil Biology and Biochemistry*, 68, p. 402-409.

Kögel-Knabner I., 2002, « The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter », *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 2, p. 139-162.

Krauss M., Wiesmeier M., Don A., Cuperus F., Gattinger A., Gruber S., Haagsma W.K., Peigné J., Palazzoli M.C., Schulz F., Heijden M.G.A. van der, Vincent-Caboud L., Wittwer R.A., Zikeli S., Steffens M., 2022, « Reduced tillage in organic farming affects soil organic carbon stocks in temperate Europe », *Soil and Tillage Research*, 216, p. 105262.

Ladha J.K., Reddy C.K., Padre A.T., Kessel C. van, 2011, « Role of Nitrogen Fertilization in Sustaining Organic Matter in Cultivated Soils », *Journal of Environmental Quality*, 40, 6, p. 1756-1766.

Lal R., 2001, « World Cropland Soils as a Source or Sink for Atmospheric Carbon », dans SPARKS D. (dir.), *Advances in Agronomy*, Elsevier, p. 145-191.

Lal R., 2004, « Agricultural activities and the global carbon cycle », *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70, 2, p. 103-116.

Lal R., 2008, « Carbon sequestration », *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 1492, p. 815-830.

Larney F.J., Angers D.A., 2012, « The role of organic amendments in soil reclamation: A review », *Canadian Journal of Soil Science*, 92, p. 19-38.

Launay C., Constantin J., Chlebowski F., Houot S., Graux A.-I., Klumpp K., Martin R., Mary B., Pellerin S., Therond O., 2021, « Estimating the carbon storage potential and greenhouse gas emissions of French arable cropland using high-resolution modeling », *Global Change Biology*, 27, 8, p. 1645-1661.

Lavallee J.M., Soong J.L., Cotrufo M.F., 2020, « Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century », *Global Change Biology*, 26, 1, p. 261-273.

Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Roger P., Ineson P., Heal O.W., Dhillion S., 1997, « Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers », *European Journal of Soil Biology*, 33, p. 159-193.

Le Villio M., Arrouays D., Deslais W., Daroussin J., Le Bissonais Y., Clergeot D., 2001, « Estimation des quantités de matière organique exogène nécessaires pour restaurer et entretenir les sols limoneux français à un niveau organique donné. », *Etude et Gestion des Sols*, 8, 1, p. 47-63.

Lehmann J., Joseph S., 2009, « Biochar for environmental management: an introduction », dans LEHMANN J., JOSEPH S. (dirs.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*, London (UK), Earthscan, p. 1-9.

Lehmann J., Kleber M., 2015, « The contentious nature of soil organic matter », *Nature*, 528, 7580, p. 60-68.

Lemaire G., Gastal F., Franzluebbers A., Chabbi A., 2015, « Grassland–Cropping Rotations: An Avenue for Agricultural Diversification to Reconcile High Production with Environmental Quality », *Environmental Management*, 56, 5, p. 1065-1077.

- Lessmann M., Ros G.H., Young M.D., Vries W., 2022, « Global variation in soil carbon sequestration potential through improved cropland management », *Global Change Biology*, 28, 3, p. 1162-1177.
- Lichtfouse E., Navarrete M., Debaeke P., Souchère V., Alberola C., Ménassieu J., 2009, « Agronomy for Sustainable Agriculture: A Review », dans LICHTFOUSE E., NAVARRETE M., DEBAEKE P., VÉRONIQUE S., ALBEROLA C. (dirs.), *Sustainable Agriculture*, 1st edition, Dordrecht (NL), Springer, p. 1-7.
- Liu C., Lu M., Cui J., Li B., Fang C., 2014, « Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis », *Global Change Biology*, 20, 5, p. 1366-1381.
- Lorenz K., Lal R., 2014, « Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review », *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 2, p. 443-454.
- Loveland P., Webb J., 2003, « Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review », *Soil and Tillage Research*, 70, 1, p. 1-18.
- Lu M., Zhou X., Luo Y., Yang Y., Fang C., Chen J., Li B., 2011, « Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140, 1-2, p. 234-244.
- Lugato E., Bampa F., Panagos P., Montanarella L., Jones A., 2014, « Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices », *Global Change Biology*, 20, 11, p. 3557-3567.
- Luo Z., Wang E., Sun O., 2010a, « Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis », *Geoderma*, 139, 1-2, p. 211-223.
- Luo Z., Wang E., Sun O.J., 2010b, « Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 1-2, p. 224-231.
- Magdoff F.R., Bartlett R.J., 1985, « Soil pH Buffering Revisited », *Soil Science Society of America Journal*, 49, 1, p. 145-148.
- Magdoff F., Weil R., 2004, « Soil Organic Matter Management Strategies », dans MAGDOFF F., WEIL R. (dirs.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*, 1st Edition, Boca Raton (USA), CRC Press, p. 412.
- Maillard É., Angers D.A., 2014, « Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis », *Global Change Biology*, 20, 2, p. 666-679.
- Martínez I., Chervet A., Weisskopf P., Sturny W.G., Etana A., Stettler M., Forkman J., Keller T., 2016, « Two decades of no-till in the Oberacker long-term field experiment: Part I. Crop yield, soil organic carbon and nutrient distribution in the soil profile », *Soil and Tillage Research*, 163, p. 141-151.
- Mathieu J.A., Hatté C., Balesdent J., Parent É., 2015, « Deep soil carbon dynamics are driven more by soil type than by climate: a worldwide meta-analysis of radiocarbon profiles », *Global Change Biology*, 21, 11, p. 4278-4292.
- Matson P.A., Parton W.J., Power A.G., Swift M.J., 1997, « Agricultural Intensification and Ecosystem Properties », *Science*, 277, 5325, p. 504-509.
- Mazoyer M., Roudart L. 2002 *Histoire des agricultures du monde. Du néolithique à la crise contemporaine.*, Paris (France), Editions du Seuil, 699 p.

- McDaniel M.D., Tiemann L.K., Grandy A.S., 2014, « Does agricultural crop diversity enhance soil microbial biomass and organic matter dynamics? A meta-analysis », *Ecological Applications*, 24, 3, p. 560-570.
- Melillo J.M., Aber J.D., Linkins A.E., Ricca A., Fry B., Knute J.N., 1989, « Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum: Plant litter to soil organic matter », *Plant and Soil*, 115, p. 189-198.
- Melillo J.M., Aber J.D., Muratore J.F., 1982, « Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics », *Ecology*, 63, 3, p. 621-626.
- Meurer K.H.E., Haddaway N.R., Bolinder M.A., Kätterer T., 2018, « Tillage intensity affects total SOC stocks in boreo-temperate regions only in the topsoil—A systematic review using an ESM approach », *Earth-Science Reviews*, 177, p. 613-622.
- Mondelaers K., Aertsens J., Van Huylenbroeck G., 2009, « A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming » VAN HUYLENBROECK G. (dir.), *British Food Journal*, 111, 10, p. 1098-1119.
- Murty D., Kirschbaum M.U.F., Mcmurtrie R.E., Mcgilvray H., 2002, « Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? a review of the literature », *Global Change Biology*, 8, 2, p. 105-123.
- OCDE, 2023, « L'agriculture et l'environnement - De meilleures politiques pour améliorer les performances environnementales du secteur agricole »,.
- Oldfield E.E., Wood S.A., Palm C.A., Bradford M.A., 2015, « How much SOM is needed for sustainable agriculture? », *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13, 10, p. 527-527.
- Panagea I.S., Apostolakis A., Berti A., Bussell J., Čermak P., Diels J., Elsen A., Kusá H., Piccoli I., Poesen J., Stoate C., Tits M., Toth Z., Wyseure G., 2022, « Impact of agricultural management on soil aggregates and associated organic carbon fractions: analysis of long-term experiments in Europe », *SOIL*, 8, 2, p. 621-644.
- Pankhurst C.E., Doube B.M., Gupta V.V.S.R., 1997, « Biological Indicators of Soil Health: Synthesis », dans PANKHURST C.E., DOUBE B.M., GUPTA V.V.S.R. (dirs.), *Biological Indicators of Soil Health*, Wallingford (UK), CAB International, p. 451.
- Paustian K., Six J., Elliott E.T., Hunt H.W., 2000, « Management options for reducing CO2 emissions from agricultural soils », *Biogeochemistry*, 48, 1, p. 147-163.
- Paustian K., Collier S., Baldock J., Burgess R., Creque J., DeLonge M., Dungait J., Ellert B., Frank S., Goddard T., Govaerts B., Grundy M., Henning M., Izaurrealde R.C., Madaras M., McConkey B., Porzig E., Rice C., Searle R., Seavy N., Skalsky R., Mulhern W., Jahn M., 2019, « Quantifying carbon for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system », *Carbon Management*, 10, 6, p. 567-587.
- Pelzer E., Fortino G., Bockstaller C., Angevin F., Lamine C., Moonen C., Vasileiadis V., Guérin D., Guichard L., Reau R., Messéan A., 2012, « Assessing innovative cropping systems with DEXiPM, a qualitative multi-criteria assessment tool derived from DEXi », *Ecological Indicators*, 18, p. 171-182.
- Poeplau C., Don A., 2015, « Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, p. 33-41.
- Poeplau C., Don A., Six J., Kaiser M., Benbi D., Chenu C., Cotrufo M.F., Derrien D., Gioacchini P., Grand S., Gregorich E., Griepentrog M., Gunina A., Haddix M., Kuzyakov Y., Kühnel A., Macdonald

- L.M., Soong J., Trigalet S., Vermeire M.-L., Rovira P., Van Wesemael B., Wiesmeier M., Yeasmin S., Yevdokimov I., Nieder R., 2018, « Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison », *Soil Biology and Biochemistry*, 125, p. 10-26.
- Poeplau C., Herrmann A.M., Kätterer T., 2016, « Opposing effects of nitrogen and phosphorus on soil microbial metabolism and the implications for soil carbon storage », *Soil Biology and Biochemistry*, 100, p. 83-91.
- Post W.M., Izaurralde R.C., Mann L.K., Bliss N., 2001, « Monitoring and Verifying Changes of Organic Carbon in Soil », *Climatic Change*, 51, p. 73-99.
- Pribyl D.W., 2010, « A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor », *Geoderma*, 156, 3-4, p. 75-83.
- Prost L., Berthet E.T.A., Cerf M., Jeuffroy M.-H., Labatut J., Meynard J.-M., 2017, « Innovative design for agriculture in the move towards sustainability: scientific challenges », *Research in Engineering Design*, 28, 1, p. 119-129.
- Qiao N., Xu X., Hu Y., Blagodatskaya E., Liu Y., Schaefer D., Kuzyakov Y., 2016, « Carbon and nitrogen additions induce distinct priming effects along an organic-matter decay continuum », *Scientific Reports*, 6, 1, p. 19865.
- Qiu S.J., Ju X.T., Ingwersen J., Qin Z.C., Li L., Streck T., Christie P., Zhang F.S., 2010, « Changes in soil carbon and nitrogen pools after shifting from conventional cereal to greenhouse vegetable production », *Soil and Tillage Research*, 107, 2, p. 80-87.
- Ramesh T., Bolan N.S., Kirkham M.B., Wijesekara H., Kanchikerimath M., Srinivasa Rao C., Sandeep S., Rinklebe J., Ok Y.S., Choudhury B.U., Wang H., Tang C., Wang X., Song Z., Freeman Ii O.W., 2019, « Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review », dans SPARKS D.L. (dir.), *Advances in Agronomy*, Elsevier, p. 1-107.
- Recous S., Robin D., Darwis D., Mary B., 1995, « Soil inorganic N availability: Effect on maize residue decomposition », *Soil Biology and Biochemistry*, 27, 12, p. 1529-1538.
- Reynolds C.M., Wolf D.C., Gentry T.J., Perry L.B., Pidgeon C.S., Koenen B.A., Rogers H.B., Beyrouthy C.A., 1999, « Plant enhancement of indigenous soil micro-organisms: a low-cost treatment of contaminated soils », *Polar Record*, 35, 192, p. 33-40.
- Royer S., 2023, « Evaluation des meilleurs promoteurs de mémoire de fin d'études de la faculté bioingénieur de l'UCLouvain », *La revue des meilleurs promoteurs de mémoire de fin d'études*, 1, p. 1-2.
- Sadok W., Angevin F., Bergez J.-E., Bockstaller C., Colomb B., Guichard L., Reau R., Messéan A., Doré T., 2009, « MASC, a qualitative multi-attribute decision model for ex ante assessment of the sustainability of cropping systems », *Agronomy for Sustainable Development*, 29, 3, p. 447-461.
- Sanderman J., Hengl T., Fiske G.J., 2017, « Soil carbon debt of 12,000 years of human land use », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114, 36, p. 9575-9580.
- Sauvé S., McBride M., Hendershot W., 1998, « Soil Solution Speciation of Lead(II): Effects of Organic Matter and pH », *Soil Science Society of America Journal*, 62, 3, p. 618-621.
- Sebillotte M., 1990, « Systèmes de culture, un concept opératoire pour les agronomes », dans COMBE L., PICARD D. (dirs.), *Les Systèmes de Cultures*, Paris (FRA), INRA, p. 165-196.

- Senesi N., Plaza C., 2007, « Role of humification processes in recycling organic wastes of various nature and sources as soil amendments », *Clean-Soil Air Water*, 35, p. 26-41.
- Service public de Wallonie, 2020, « Etat de l'environnement wallon : Matière organique dans les sols agricoles »,.
- Service public de Wallonie, 2021, « Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Terrain (MNT) »,.
- Shi P., Castaldi F., Van Wesemael B., Van Oost K., 2020, « Vis-NIR spectroscopic assessment of soil aggregate stability and aggregate size distribution in the Belgian Loam Belt », *Geoderma*, 357, p. 113958.
- Singh B.P., Setia R., Wiesmeier M., Kunhikrishnan A., 2018, « Agricultural Management Practices and Soil Organic Carbon Storage », dans BRAJESH K.S. (dir.), *Soil Carbon Storage*, Elsevier, p. 207-244.
- Skjemstad J.O., Janik L.J., Taylor J.A., 1998, « Non-living soil organic matter: what do we know about it? », *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 38, 7, p. 667-680.
- Spohn M., 2020, « Phosphorus and carbon in soil particle size fractions: A synthesis », *Biogeochemistry*, 147, 3, p. 225-242.
- Srednicka-Tober D., Obiedzinska R., Kazimierzczak R., Rembialkowska E., 2016, « Environmental impact of organic vs. conventional agriculture - a review », *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 61, 4, p. 204-211.
- Studdert G., Echeverría H., Casanovas E., 1997, « Crop-Pasture Rotation for Sustaining the Quality and Productivity of a Typic Argiudoll », *Soil Science Society of America Journal*, 61, 5, p. 1466-1472.
- Stumpf F., Keller A., Schmidt K., Mayr A., Gubler A., Schaepman M., 2018, « Spatio-temporal land use dynamics and soil organic carbon in Swiss agroecosystems », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 258, p. 129-142.
- Sydorovych O., Raczkowski C.W., Wossink A., Mueller J.P., Creamer N.G., Hu S., Bell M., Tu C., 2009, « A technique for assessing environmental impact risks of agricultural systems », *Renewable Agriculture and Food Systems*, 24, 3, p. 234-243.
- Tatzber M., Schlatter N., Baumgarten A., Dersch G., Körner R., Lehtinen T., Unger G., Mifek E., Spiegel H., 2015, « KMnO<sub>4</sub> determination of active carbon for laboratory routines: three long-term field experiments in Austria », *Soil Research*, 53, 2, p. 190-204.
- Theng B.K.G., Tate K.R., Sollens P., 1989, « Constituents of organic matter in temperate and tropical soils », dans COLEMAN D.C., OADES J.M., UEHARA G. (dirs.), *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropic Ecosystems*, Honolulu (USA), Department of Agronomy and Soil Science, University of Hawaii (NifTAL Project), p. 352.
- Thomas F., Archambeaud M. 2013 *Les couverts végétaux. Gestion pratique de l'interculture.*, Editions France Agricole, 306 p.
- Thomsen I.K., Olesen J.E., Møller H.B., Sørensen P., Christensen B.T., 2013, « Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces », *Soil Biology and Biochemistry*, 58, p. 82-87.
- Tiemann L.K., Grandy A.S., Atkinson E.E., Marin-Spiotta E., McDaniel M.D., 2015, « Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem », *Ecology Letters*, 18, 8, p. 761-771.

- Trigalet S., Van Oost K., Roisin C., Van Wesemael B., 2014, « Carbon associated with clay and fine silt as an indicator for SOC decadal evolution under different residue management practices », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 196, p. 1-9.
- Trost B., Prochnow A., Drastig K., Meyer-Aurich A., Ellmer F., Baumecker M., 2013, « Irrigation, soil organic carbon and N<sub>2</sub>O emissions. A review », *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 4, p. 733-749.
- Trumbore S., Zheng S., 1996, « Comparison of Fractionation Methods for Soil Organic Matter 14C Analysis », *Radiocarbon*, 38, 2, p. 219-229.
- Van Wesemael B., Chartin C., Wiesmeier M., Von Lützw M., Hobley E., Carnol M., Krüger I., Champion M., Roisin C., Hennart S., Kögel-Knabner I., 2019, « An indicator for organic matter dynamics in temperate agricultural soils », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 274, p. 62-75.
- Van-Camp L., Bujarrabal B., Gentile A.R., Jones R.J.A., Montanarella L., Olazabal C., Selvaradjou S.-K., 2004, « Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection (EUR 21319 EN/3) », Luxembourg (LU), Office for Official Publications of the European Communities.
- Vandenbygaart B., Bremer E., Mcconkey B.G., Janzen H., Angers D., Carter M.R., Drury C., Lafond G.P., McKenzie R., 2010, « Soil organic carbon stocks on long-term agroecosystem experiments in Canada », *Canadian Journal of Soil Science*, 90, 4, p. 543-550.
- Weil R.R., Kroontje W., 1979, « Physical Condition of a Davidson Clay Loam after Five Years of Heavy Poultry Manure Applications », *Journal of Environmental Quality*, 8, 3, p. 387-392.
- Weil R., Magdoff F., 2004, « Significance of Soil Organic Matter to Soil Quality and Health », dans MAGDOFF F., WEIL R. (dirs.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*, 1st Edition, Boca Raton (USA), CRC Press (Advances in Agroecology), p. 412.
- Weil R.R., Brady N.C. 2016 *The nature and properties of soils*, Harlow (England), Pearson, Fifteenth edition, 1086 p.
- Weil R.R., Islam K.R., Stine M.A., Gruver J.B., Samson-Liebig S.E., 2003, « Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use », *American Journal of Alternative Agriculture*, 18, 1, p. 3-17.
- Weiss M.S., Abele U., Weckesser J., Welte W., Schiltz E., Schulz G.E., 1991, « Molecular Architecture and Electrostatic Properties of a Bacterial Porin », *Science*, 254, 5038, p. 1627-1630.
- Wendt J.W., Hauser S., 2013, « An equivalent soil mass procedure for monitoring soil organic carbon in multiple soil layers », *European Journal of Soil Science*, 64, 1, p. 58-65.
- Werf H.M.G. van der, Petit J., 2002, « Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93, 1-3, p. 131-145.
- West A.W., Sparling G.P., Feltham C.W., Reynolds J., 1992, « Microbial activity and survival in soils dried at different rates », *Australian Journal of Soil Research*, 30, 2, p. 209-222.
- West T.O., Post W.M., 2002, « Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation », *Soil Science Society of America Journal*, 66, 6, p. 1930-1946.
- Wiesmeier M., Urbanski L., Hobley E., Lang B., Von Lützw M., Marin-Spiotta E., Van Wesemael B., Rabot E., Ließ M., Garcia-Franco N., Wollschläger U., Vogel H.-J., Kögel-Knabner I., 2019, « Soil

organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales », *Geoderma*, 333, p. 149-162.

Wilson D.O., Hargrove W.L., 1986, « Release of Nitrogen from Crimson Clover Residue under Two Tillage Systems », *Soil Science Society of America Journal*, 50, 5, p. 1251-1254.

Wolters V., 2000, « Invertebrate control of soil organic matter stability », *Biology and Fertility of Soils*, 31, p. 1-19.

Zhou X., Zhou L., Nie Y., Fu Y., Du Z., Shao J., Zheng Z., Wang X., 2016, « Similar responses of soil carbon storage to drought and irrigation in terrestrial ecosystems but with contrasting mechanisms: A meta-analysis », *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 228, p. 70-81.

Zsolnay Á., 2003, « Dissolved organic matter: artefacts, definitions, and functions », *Geoderma*, 113, 3-4, p. 187-209.





# Impacts de systèmes de culture innovants sur le stock, la distribution et les caractéristiques de la matière organique du sol

Sami Royer

Bien qu'elle ne représente généralement qu'une faible proportion de la masse du sol, la matière organique du sol (MOS) exerce un rôle majeur sur sa qualité. Cependant, à l'heure actuelle, la plupart des sols cultivés sont caractérisés par un déficit important en MOS qui pourrait, à terme, mettre en péril la production agricole. Parallèlement à cela, l'agriculture fait face à un défi de taille : parvenir à nourrir une population mondiale en expansion tout en réduisant son impact sur l'environnement. L'une des solutions face à cette situation réside dans l'élaboration de systèmes de culture innovants, des systèmes de culture faisant appel à de nouvelles technologies et combinaisons de techniques dans le but d'améliorer la durabilité de l'agriculture.

Au travers de cette étude, trois systèmes de culture innovants ont été analysés afin d'évaluer leur impact sur le stock, la distribution et les caractéristiques de la MOS. Ces systèmes de culture ont été implémentés à Gembloux (Belgique) en 2019 dans le cadre d'un essai système sur la production en grande culture en Région Wallonne. Dans chacun de ces systèmes, une campagne d'échantillonnage et de mesure a été réalisée afin de quantifier et caractériser la MOS pour différentes profondeurs de sol. L'ensemble des données mesurées ont ensuite été recalculées dans des couches de sol de masses équivalentes afin de s'affranchir du biais induit par la différence de densité apparente des différents systèmes. Finalement, les données des différents systèmes ont été comparées à celles d'un système témoin en agriculture conventionnelle à l'aide d'outils statistiques.

D'après les résultats obtenus, il semblerait que ces systèmes de culture innovants n'aient eu qu'un faible impact sur la MOS depuis leur implémentation. Ceci n'est pas réellement surprenant puisque les dynamiques de la MOS sont généralement très lentes et sont difficilement observables à l'échelle de l'année. Néanmoins, certaines tendances semblent tout de même se démarquer dans certains systèmes. Dans les systèmes ayant recours au non-labour ou au labour superficiel, il semblerait que ces pratiques aient induit une stratification de la MOS en surface. Les systèmes ayant recours aux engrais organiques semblent également avoir eu un impact positif sur la quantité de MOS. Enfin, l'introduction de prairies temporaires dans la rotation d'un des systèmes a également eu un impact positif sur le stock de MOS dans les horizons de surface.