



Répartition du carbone et de l'azote des fractions de la matière organique du sol sous différents types de rotations, de travail de sol et de sources fertilisantes dans le nord du Québec – Effets à long terme

Mémoire

Julie Forest-Drolet

Maîtrise en biologie végétale - avec mémoire
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

© Julie Forest-Drolet, 2020

Répartition du carbone et de l'azote des fractions
de la matière organique du sol sous différents types
de rotations, de travail de sol et de sources fertilisantes
dans le nord du Québec – Effets à long terme

Mémoire

Julie Forest-Drolet

Sous la direction de :

Caroline Halde, directrice de recherche
Martin Chantigny, codirecteur de recherche
Denis Angers, codirecteur de recherche

Résumé

L'objectif de cette étude était d'évaluer les effets à long terme (28 ans) de huit itinéraires agronomiques sur les stocks de carbone organique du sol (COS) et d'azote (N) du sol, et leur répartition dans les fractions de la matière organique (MOS) par un fractionnement granulodensimétrique (fraction légère [MOL] et fractions lourdes > 53, 53-20, 20-2 et < 2 µm) à deux profondeurs (0-10, 10-30 cm). Le projet, établi en 1989 à Normandin (Québec), consiste en un dispositif en tiroirs à trois facteurs combinant la rotation (monoculture d'orge ou rotation orge grainée-prairie-prairie), le travail du sol (labour ou chisel) et la source fertilisante (engrais minéral ou lisier de bovin). Les résultats ont démontré que les effets de la source fertilisante et du travail de sol sur les stocks de COS et N diffèrent selon la rotation établie. Dans la monoculture d'orge, le chisel a favorisé une accumulation de N en surface alors que l'enfouissement des résidus de cultures par le labour a entraîné des gains de COS et de N en profondeur à la fois dans la fraction légère ainsi que dans les fractions lourdes et fines. Toujours dans la monoculture d'orge, le lisier a enrichi le sol en N dans les 10 premiers cm seulement, particulièrement dans les fractions lourdes > 53, 2-20 et < 2 µm. Les mêmes tendances ont été observées dans la rotation orge-prairies, mais les écarts n'étaient pas significatifs, probablement parce que le sol sous prairie était déjà très riche en MOS. À long terme, les itinéraires à prédominance de prairies représentent des systèmes capables d'atteindre de hauts niveaux de MOS, sans égal aux itinéraires composés strictement de cultures annuelles. De ce fait, l'absence d'augmentation significative du COS et du N selon la source fertilisante dans la rotation orge-prairies suggère que l'accumulation de MOS dans le sol soit sujette à saturation.

Table des matières

Résumé	iii
Liste des tableaux	vii
Liste des figures	viii
Liste des annexes	x
Liste des abréviations	xi
Remerciements	xii
Introduction	1
Chapitre 1 Revue de la littérature	3
1.1. Dynamique de la matière organique du sol	3
1.1.1 Carbone du sol	3
1.1.1.1 Aspects globaux	3
1.1.1.2 Formes minérales et organiques	3
1.1.2 Azote du sol	6
1.1.2.1 Aspects globaux	6
1.1.2.2 Transformations de l'azote dans le sol	7
1.1.3 Modèles de formation et de stabilisation de la matière organique du sol	9
1.1.3.1 Le modèle d'humification classique	9
1.1.3.2 Critiques du modèle classique	12
1.1.3.3 Le modèle de stabilisation de la matière organique du sol selon Cotrufo et al. (2013)	13
1.1.3.4 Le Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) v1.0	16
1.1.3.5 Relation entre carbone et azote	18
1.2. Étude de la matière organique du sol par les méthodes de fractionnement	20
1.2.1 Méthodes chimiques de fractionnement	21
1.2.2 Méthodes physiques de fractionnement	21
1.2.2.1 Fractionnement densimétrique	21
1.2.2.2 Fractionnement granulométrique	22
1.2.2.3 Fractionnement granulo-densimétrique	22
1.2.2.4 Caractéristiques des fractions physiques de la matière organique du sol	23
1.3. Répartition du carbone et de l'azote dans les fractions de la matière organique du sol selon les itinéraires agronomiques	23
1.3.1 Effets de l'inclusion de prairies dans la rotation des cultures	24
1.3.2 Effets du travail de sol	27
1.3.3 Effets des effluents d'élevage	29
1.3.4 Interaction entre les pratiques agricoles	32
Chapitre 2 Objectif et hypothèses de recherche	34
Chapitre 3 Matériel et méthodes	35
3.1. Site de l'essai	35

3.2. Dispositif expérimental	35
3.3. Prélèvement des échantillons de sol	37
3.4. Fractionnement de la matière organique	38
3.5. Analyses du carbone et de l'azote	41
3.6. Calculs des stocks de carbone organique et d'azote dans le sol entier et dans les fractions de la matière organique.....	41
3.7. Saturation du sol en carbone organique et en azote.....	42
3.8. Analyses statistiques.....	42
3.9. Bilan en carbone organique et en azote du sol	43
3.9.1 Bilan en carbone organique du sol	43
3.9.2 Bilan en azote du sol.....	45
Chapitre 4 Résultats	47
4.1. Taux de récupération dans les fractions de la matière organique.....	47
4.2. Densité apparente du sol.....	47
4.3. Stocks de carbone organique et d'azote du sol.....	48
4.4. Effets de la rotation.....	50
4.4.1 Rotation Carbone	50
4.4.2 Rotation Azote	51
4.4.3 Rotation Rapport carbone/azote	53
4.5. Effets du travail de sol.....	53
4.5.1 Travail de sol Carbone.....	53
4.5.2 Travail de sol Azote.....	55
4.5.3 Travail de sol Rapport carbone/azote	57
4.6. Effets de la source fertilisante	58
4.6.1 Source fertilisante Carbone.....	58
4.6.2 Source fertilisante Azote.....	59
4.6.3 Source fertilisante Rapport carbone/azote	60
4.7. Saturation du sol en carbone organique et en azote du sol.....	60
Chapitre 5 Discussion.....	62
5.1. Les stocks de carbone organique et d'azote du sol sont tributaires de la rotation des cultures.....	62
5.2. L'enfouissement des résidus de culture par labour peut mener à des gains de stocks de matière organique en profondeur.....	63
5.3. La capacité des effluents d'élevage à enrichir le sol en matière organique est limitée	64
5.4. Atteinte d'un niveau de saturation en carbone organique du sol en surface	65
5.5. Les résultats du fractionnement physique de la matière organique s'accordent avec le MEMS v1.0.....	66
5.6. À long terme, l'azote est un indicateur plus sensible que le carbone organique du sol aux différentes pratiques agronomiques	68

5.7. Les fractions physiques de la MOS peuvent-elles être reliées à des fonctions dans le sol ?.....	68
5.8. Influence de la méthode sur les résultats obtenus	70
5.9. Taux de récupération dans les fractions de la matière organique.....	71
Conclusions	72
Bibliographie	75
Annexes	88

Liste des tableaux

Tableau 1. Apports moyens annuels en azote (N), phosphore (P ₂ O ₅) et potassium (K ₂ O) par les engrais minéraux et le lisier de bovin pour la période de 1990-2017.....	37
Tableau 2. Apports annuels moyens en carbone organique dans le sol (COS) pour les huit itinéraires agronomiques de 1991 à 2017.....	44
Tableau 3. Bilan pour le carbone organique du sol (COS) en 2017.....	44
Tableau 4. Calculs des pertes environnementales azotées.	46
Tableau 5. Bilan pour l'azote (N) du sol en 2017.	46
Tableau 6. Taux de récupération du sol, du carbone organique (COS) et de l'azote (N) dans les fractions du sol par rapport au sol entier.....	47
Tableau 7. Analyse de la variance des effets des contrastes entre des itinéraires agronomiques sur la densité apparente du sol à deux profondeurs de sol (0-10, 10-30 cm).	48
Tableau 8. Équations de régression en lien avec les proportions (a) de carbone organique et (b) d'azote associés aux limons et aux argiles (0-10 cm).....	61
Tableau 9. Évolution des stocks de carbone organique du sol (COS) selon deux rotations.	66

Liste des figures

Figure 1. Formes et flux d'azote dans un système de production agricole.	9
Figure 2. Modèle d'humification de la matière organique du sol.	11
Figure 3. Procédure d'isolement des substances humiques du sol.	11
Figure 4. Unité structurale théorique d'une substance humique.	11
Figure 5. Dynamique de la décomposition des résidus labiles et des résidus récalcitrants..	15
Figure 6. Modèle conceptuel du MEMS v1.0.	17
Figure 7. Modèle de zones des interactions organominérales.	20
Figure 8. Comparaison du stockage de carbone dans le sol associé à différents changements de pratiques agricoles.	24
Figure 9. Contenu en carbone organique (C) du sol (a) et contenu en azote (N) du sol (b) selon la profondeur de sol dans l'est du Canada (moyenne pour sept sites).	28
Figure 10. Schéma de la méthode de fractionnement de la matière organique du sol.	39
Figure 11. Comparaison entre la granulométrie du sol et la répartition de la matière organique récupérée entre les fractions. MOS, matière organique du sol; MOL, matière organique légère.	47
Figure 12. Densité apparente du sol selon deux rotations à deux profondeurs de sol (0-10, 10-30 cm).	48
Figure 13. Stocks de carbone organique du sol (COS) et des fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.	49
Figure 14. Stocks d'azote (N) du sol et des fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.	49
Figure 15. Différences relatives des effets de la rotation sur les stocks de carbone organique du sol (COS) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.	50
Figure 16. Différences relatives des effets de la rotation sur les stocks d'azote (N) du sol et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.	52
Figure 17. Rapports carbone/azote (C/N) du sol et des fractions de la matière organique selon la rotation de cultures pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.	53

Figure 18. Différences relatives des effets du travail du sol sur les stocks de carbone organique du sol (COS) et les fractions de la matière organique (a, b) sur 0-10 cm et (c, d) sur 10-30 cm, selon la rotation de cultures.	54
Figure 19. Différences relatives des effets du travail du sol sur les stocks d'azote (N) du sol et les fractions de la matière organique (a, b) sur 0-10 cm et (c, d) sur 10-30 cm, selon la rotation de cultures.	56
Figure 20. Rapports carbone/azote (C/N) du sol et des fractions de la matière organique selon le travail de sol et la rotation des cultures en surface (0-10 cm; a, b) et en profondeur (10-30 cm; c, d).	58
Figure 21. Différences relatives des effets de la source fertilisante sur les stocks d'azote (N) du sol et les fractions de la matière organique en surface (0-10 cm) (a) dans la monoculture d'orge et (b) dans la rotation orge-prairies.....	59
Figure 22. Rapports carbone/azote (C/N) du sol et des fractions de la matière organique selon la source fertilisante et la rotation des cultures en surface (0-10 cm) (a) dans la monoculture d'orge et (b) dans la rotation orge-prairies.....	60

Liste des annexes

A1. Apports annuels en azote (N), phosphore (P ₂ O ₅) et potassium (K ₂ O) par le lisier de bovin et l'engrais minéral dans les parcelles d'orge et d'orge grainée pour toute la durée de l'étude (1990-2017).	88
A2. Apports totaux annuels en azote (N), phosphore (P ₂ O ₅) et potassium (K ₂ O) par le lisier de bovin dans les parcelles de plantes fourragères (excluant l'orge grainée) pour la durée de l'étude (1990-2017).	89
A3. Calcul du temps de sédimentation.	90
A4. Moyennes des stocks de carbone organique du sol entier (non fractionné) et dans les fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol 0-10 cm, 10-30 cm et 0-30 cm.	91
A5. Moyennes des stocks d'azote du sol entier (non fractionné) et dans les fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol 0-10 cm, 10-30 cm et 0-30 cm.	92
A6. Moyenne des rapports carbone/azote (C/N) du sol entier (non fractionné) et dans les fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol 0-10 cm et 10-30 cm.	93
A7. Analyse de la variance des effets des contrastes entre les itinéraires agronomiques sur les stocks de carbone organique du sol entier (non fractionné) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm, (b) 10-30 cm et (c) 0-30 cm.	94
A8. Analyse de la variance des effets des contrastes entre les itinéraires agronomiques sur les stocks d'azote du sol entier (non fractionné) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm, (b) 10-30 cm et (c) 0-30 cm.	95
A9. Analyse de la variance des effets des contrastes entre les itinéraires agronomiques sur les rapports carbone/azote (C/N) du sol entier (non fractionné) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.	96

Liste des abréviations

C	Carbone
CEUS	Coefficient d'efficacité d'utilisation du substrat
COS	Carbone organique du sol
DOM	Matière organique dissoute
K	Potassium
MOL	Matière organique légère
MOS	Matière organique du sol
N	Azote
NaI	Iodure de sodium
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO ₃ ⁻	Nitrates
P	Phosphore
POM	Matière organique particulaire

Remerciements

Ce présent mémoire n'aurait pas pu être réalisé sans la collaboration et le soutien de nombreuses personnes.

D'abord, je tiens à remercier ma directrice, Caroline Halde, et mes codirecteurs de recherche, Martin Chantigny et Denis Angers, envers qui les mots ne suffisent pas pour exprimer toute ma gratitude. Je suis choyée d'avoir eu trois merveilleux mentors qui ont autant à cœur l'apprentissage de leurs étudiants. Caroline, merci pour ta grande disponibilité, tes encouragements et ton enthousiasme tout au long du projet. C'est toujours un plaisir que de jaser avec toi, comme on jase à une grande amie. Martin, merci de m'avoir accueillie dans ton équipe. Ce mémoire a bénéficié de ton œil avisé et de tes nombreux conseils. Merci pour ta rigueur, ta bienveillance, ton humanisme et le calme que tu inspires. Denis, merci pour tes précieux encouragements, ton écoute, ton dévouement et ton expertise. Tu m'inspires la confiance et le dépassement de soi, en plus d'avoir énormément contribué à cultiver cet amour de la science du sol.

Mon passage à Agriculture et Agroalimentaire Canada a été un terrain d'apprentissage important. Je souhaite exprimer ma reconnaissance tout spécialement à Gabriel Lévesque, Johanne Tremblay, Annie Robichaud, Normand Bertrand, Marie-Line Leclerc, Émilie Maillard, David Pelster, Emmanuelle D'Amours, Stéphanie Houde et Jean Lafond pour le support technique ou moral apporté. Je tiens également à remercier Cindy Denoncourt qui m'a été une aide inestimable pour un nombre incalculable de fois, et qui m'a initiée à ce qui deviendra ma deuxième passion (après la matière organique du sol !), la danse contemporaine. Je remercie Angela Doré pour tous les fous rires, tu étais mon petit rayon de soleil au laboratoire.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude envers mes ami.e.s et collègues du laboratoire d'agroécologie de l'Université Laval, avec qui j'ai eu des discussions les plus enrichissantes les unes que les autres. Plus particulièrement, merci à Marihouma Koné, Stéphanie Lavergne, et Audrey-Kim Minville.

Enfin, je remercie ma sœur et mes parents, qui ont toujours cru en moi et me poussent à donner le meilleur de moi-même. À ma belle-famille qui m'a soutenue tout au long de mon parcours, merci de vos chaleureux encouragements. Enfin, Samuel, mon amoureux, mon ami, mon partenaire de vie depuis les sept dernières années, tu es pour moi une source inépuisable d'inspiration me conduisant à constamment me dépasser. Merci d'avoir été à mes côtés tout au long de ce cheminement. Tu m'as insufflé le courage nécessaire pour surmonter l'insurmontable, une étape à la fois.

Introduction

La matière organique du sol (MOS) est au cœur de plusieurs services écosystémiques rendus par les sols. Composante essentielle de leur fertilité, elle contribue à la production de fibres, de nourriture et de bioénergie (Lal, 2004). De plus, elle protège les sols en limitant l'érosion (Cogo et al., 1984) et en augmentant la résistance à la compaction (Soane, 1990). Toutefois, la situation actuelle sur la dégradation des terres, étayée dans le rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) en août 2019, est alarmante et place la MOS au cœur de nos préoccupations (GIEC, 2019).

La MOS regorge d'éléments nutritifs qui contribuent à maintenir la fertilité du sol. Entre autres, on estime que les teneurs en N total peuvent atteindre jusqu'à 13 t ha^{-1} dans les 50 premiers cm des sols minéraux (Batjes, 2014). Cette immense réserve de N consiste jusqu'à 95 % en des composés organiques azotés. Du reste, la majorité se trouve sous forme ammoniacale fixée dans les feuillets d'argiles, dont une partie est inaccessible aux plantes (Kudeyarov, 1981; Stevenson et Cole, 1999; Nannipieri et Eldor, 2009; Bingham et Cotrufo, 2016). Par conséquent, les cultures n'ont accès qu'à une très faible proportion de N sous une forme minérale. Le N organique doit d'abord être minéralisé pour être assimilable par les plantes, et le processus de minéralisation est essentiellement modulé par les microorganismes du sol. Par conséquent, tous les facteurs agissant sur l'activité et le développement des microorganismes peuvent influencer les teneurs en N du sol. Parmi ces facteurs, le climat (la température et les précipitations) joue un rôle majeur, tandis qu'à plus petite échelle, les propriétés physicochimiques du sol, par exemple le pH, la porosité, la texture ou encore la composition chimique de la roche-mère, peuvent affecter les teneurs en MOS.

À l'échelle de la ferme, les pratiques de rotation, de travail de sol et de fertilisation régulent également cette dynamique (Robertson et Groffman, 2007; Bingham et Cotrufo, 2016). L'inclusion de prairies dans une rotation de même que les applications répétées d'effluents d'élevage sont des pratiques capables d'accroître considérablement les stocks de carbone organique du sol (COS) et la réserve de N dans le sol, d'autant plus lorsqu'elles sont combinées (Nyiraneza et al., 2010; Maillard et Angers, 2014). Le travail réduit du sol concentre les résidus de cultures en surface tandis que le labour intègre les résidus dans toute

la profondeur de sol travaillée (Angers et al., 1997; Baker et al., 2007; Poirier, 2007; Luo et al., 2010). À la suite d'un changement de pratiques agricoles, la quantité et la qualité des fractions de la MOS peuvent s'en trouver affectées. Les fractions grossières de la MOS, composées majoritairement de résidus végétaux labiles, varient selon la rotation des cultures et la quantité de la biomasse produite (Bu et al., 2015). D'autre part, certains auteurs suggèrent que les effluents d'élevage favorisent l'accumulation de MOS dans les complexes organominéraux fins et stables (Maillard et al., 2015).

Bien que plusieurs facteurs influençant la MOS soient déjà bien identifiés, on comprend peu les interactions entre les pratiques agricoles et leurs répercussions à long terme sur les stocks de C et de N du sol. Dans ce contexte, l'étude de la MOS sur le long terme est primordiale pour mieux comprendre les mécanismes d'accumulation et de restitution dans le sol, par exemple lorsqu'un arrière-effet azoté est attendu. Ce projet de recherche, mené dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, vise à documenter les effets à long terme de différents itinéraires agronomiques sur les stocks de C et de N du sol, et sur leur répartition dans les fractions physiques de la MOS.

Chapitre 1 Revue de la littérature

1.1.DYNAMIQUE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL

1.1.1 CARBONE DU SOL

1.1.1.1 Aspects globaux

À l'échelle planétaire, les trois compartiments majeurs impliqués dans le cycle du C sont les océans, l'atmosphère et les systèmes terrestres (Batjes, 2014). L'océan contient près de 40 000 Gt C surtout sous la forme de C inorganique dissous (38 000 Gt C), mais également sous la forme de carbonate de calcium (CaCO_3 , 1600 Gt C), de C organique dissous (700 Gt C) et de sédiments organiques (150 Gt C). L'atmosphère a une concentration de plus de 410 ppm de dioxyde de C (CO_2 ; Global Monitoring Laboratory, 2020), soit l'équivalent de plus de 870 Gt C en utilisant un facteur de conversion de $2,123 \text{ Gt C ppm}^{-1}$ (Enting et al., 1994). Elle renferme également du méthane (CH_4 , 3,7 Gt C) et du monoxyde de C (CO , 0,2 Gt C) (Ciais et al., 2014; Le Quéré et al., 2018). Enfin, les systèmes terrestres comportent de 450 à 650 Gt C dans la biosphère et 2200 Gt C dans les 100 premiers cm de sol, dont 1500 Gt C sont sous forme organique, sans compter les milieux humides qui contiennent entre 300 et 700 Gt C et les 1700 Gt C sous le pergélisol (Ciais et al., 2014; Le Quéré et al., 2018). Ainsi, les sols figurent parmi les plus grands réservoirs de C organique.

Globalement, la répartition des stocks de COS dépend fortement du climat, de l'utilisation des sols et du type de sol (Lefèvre et al., 2017). Les végétaux, par le processus de photosynthèse, produisent l'essentiel des apports primaires. Ils retirent de cette façon environ 123 Gt C- CO_2 de l'atmosphère par année qui sont transformées majoritairement (50 à 70 %) en polysaccharides (Ciais et al., 2014; Gunina et Kuzyakov, 2015). Une fois apportés au sol, les résidus végétaux frais sont dégradés par les microorganismes et la grande partie (50-80 %) est minéralisée en moins d'une année (Rubino et al., 2010; Cotrufo et al., 2015), retournant le C sous la forme de CO_2 dans l'atmosphère (Calvet et al., 2015). Dans un système en équilibre, le stockage de C se produit annuellement au même rythme que sa minéralisation.

1.1.1.2 Formes minérales et organiques

Le C inorganique du sol se présente principalement sous la forme de CaCO_3 et/ou de dolomites (MgCO_3), communs dans les sols calcaires ou dans les zones arides (Batjes, 2014).

Au Québec, les horizons de surface sont généralement acides (IRDA, 2019). Ils contiennent donc très peu de carbonates ou en sont dépourvus.

Comme le C est le constituant élémentaire majeur de la MOS, il est courant d'utiliser les teneurs en COS comme indicateur de MOS. Bien qu'il existe une grande variabilité dans les coefficients de conversion proposés, il est généralement admis que la MOS est constituée en moyenne de 58 % de C organique (McConkey et al., 2005; Calvet et al., 2015). Les sols minéraux à vocation agricole contiennent généralement une petite quantité de MOS, allant à moins de 1 % dans les sols pauvres jusqu'à 8 ou 9 % dans les sols riches (Campbell et Paustian, 2015).

En général, seulement 15 % de la MOS est vivante, laquelle est majoritairement représentée par les microorganismes (75-90 %) et, dans une moindre mesure, par les racines (5-15 %) et la faune (5-10 %) (Dinel et al., 1990; Calvet et al., 2015). Il n'en demeure pas moins que la majeure partie de la MOS est morte, formant un continuum de composés organiques hétérogènes, plus ou moins dégradés et plus ou moins associés à la matrice minérale. Ainsi, la MOS fait principalement référence aux constituants organiques morts dans le sol.

Parmi ces constituants, on retrouve la matière organique particulaire (POM pour *particulate organic matter*) qui compte généralement pour 3 à 10 % du COS total pour les sols cultivés, et même plus dans le cas des prairies (Gregorich et al., 2006; Calvet et al., 2015). Elle est constituée de fragments de plantes, d'hyphes fongiques ou d'animaux peu altérés (Zeller et Dambrine, 2011). Sa composition est similaire à la composition des résidus dont ils sont issus, et dépend donc en bonne partie de la nature des couverts végétaux (Gregorich et al., 1996; Gregorich et al., 2006).

La matière organique non particulaire fait référence à des composés de poids moléculaire élevé (polysaccharides, lipides, protéines, etc.) ou faible (acides aminés, sucres, etc.) et dont on ne reconnaît plus la structure cellulaire d'origine (Calvet et al., 2015). Il peut s'agir de molécules excrétées par des microorganismes, des composés exsudés par les racines, ou encore des composés organiques transformés chimiquement. Les méthodes de caractérisation ou de fractionnement de la MOS ne parviennent pas toujours à séparer les différentes classes de ces composés, étant donné la complexité des transformations que la matière organique

initiale peut avoir subie et les interactions entre la MOS et la matrice minérale. Néanmoins, certains groupes de molécules peuvent être identifiés.

Les hydrates de carbone forment 5 à 25 % du COS sous la forme de sucres simples (comme le glucose) ou de polyosides (comme la cellulose), et constituent la principale source d'énergie pour les microorganismes du sol (Stevenson et Cole, 1999; Gunina et Kuzyakov, 2015; Paul, 2016). Ils sont d'origine végétale, fongique ou bactérienne et leur provenance peut être estimée par une analyse des ratios des monomères constitutifs des polymères. Les résidus végétaux sont détectables par la présence de xylose et de l'arabinose provenant des hémicelluloses (Paul, 2016). Les champignons laissent derrière eux des résidus de mannose, de fucose et de rhamnose, tandis que les bactéries produisent des résidus de glucose, de fructose, de mannose, de galactose, de rhamnose et de fucose (Paul, 2016). Ces composés peuvent s'accumuler en tant que produits microbiens, par exemple dans les biofilms extracellulaires, et sont connus pour jouer un rôle dans la stabilisation des agrégats (Six et al., 2002). Étant donné la spécificité de certains monomères, il est donc possible de déterminer si la composition de la MOS, ou de ses fractions, dérive davantage d'une source végétale ou microbienne en utilisant par exemple le ratio (galactose + mannose) sur (arabinose + xylose) (Oades, 1984; Gunina et Kuzyakov, 2015).

Les lipides sont des molécules insolubles dans l'eau, mais solubles dans la plupart des solvants organiques comme l'hexane et le chloroforme (Horwath, 2007). Dans un sol minéral, ils représentent généralement 4 à 8 % du COS, bien qu'ils puissent représenter jusqu'à 20 % dans les sols acides et les tourbières (Dinel et al., 1990; Stevenson, 1994). Les acides gras libres, de même que les composés à longues chaînes aliphatiques et les phospholipides, sont décomposés relativement vite dépendamment de leur degré d'insaturation, tandis que les composés plus complexes comme les cires, les résines et les cutines, dont la décomposition nécessite plusieurs groupes d'enzymes, peuvent persister longtemps dans un sol (Horwath, 2007; Paul, 2016). L'abondance et la composition de certains acides gras phospholipidiques, principaux constituants des membranes cellulaires, sont reconnues comme étant spécifiques à certains microorganismes et sont utilisées pour décrire la composition taxonomique des communautés microbiennes (ISO, 2010).

Les composés azotés représentent de 20 à 35 % des composés organiques du sol et comprennent différentes classes comme les protéines, les peptides, les acides aminés et les sucres aminés (Paul, 2016). Les dérivés de protéines proviennent des enzymes excrétées par les organismes ou libérées dans l'environnement extracellulaire du sol lors de la lyse cellulaire à la mort des organismes, tandis que les sucres aminés proviennent des parois cellulaires des microorganismes.

Les composés aromatiques phénoliques, ou polyphénols, regroupent un grand nombre de substances comme les tannins (Min et al., 2015). Les tannins sont des métabolites secondaires majoritairement hydrosolubles qui ont la capacité de précipiter les protéines, ils occupent donc un rôle clé dans la régulation des transformations des résidus organiques lorsqu'ils sont apportés au sol (Adamczyk et al., 2013). Le contenu des sols en composés aromatiques phénoliques est généralement faible (< 2 %), avec de plus fortes teneurs sous couvert forestier que dans un sol agricole (Calvet et al., 2015).

La lignine est le second composé organique le plus présent dans les résidus végétaux après la cellulose et représente environ 20 % des apports carbonés de la plante au sol (Datta et al., 2017). Elle consiste en des unités phénylpropanoïdes dont l'assemblage aléatoire lui procure une hydrophobicité et une structure non spécifique, ce qui en fait un composé relativement récalcitrant à la dégradation (Kögel-Knabner, 2000; Thevenot et al., 2010; Klotzbücher et al., 2011). Sa présence est connue pour modifier la dynamique de la minéralisation de la MOS, ce qui a mené à l'utilisation du rapport lignine/N comme indicateur des taux de minéralisation (Horwath, 2007; Min et al., 2015; Paul, 2016). En conditions aérobies, certains Basidiomycètes, soit les pourritures blanches et les pourritures brunes, sont les plus efficaces dans la décomposition de la lignine (Horwath, 2007). La lignine a longtemps été considérée comme un précurseur important des substances humiques à cause de leur composition chimique similaire et de leur résistance à la dégradation (Stevenson et Cole, 1999; Hernes et Hedges, 2004).

1.1.2 AZOTE DU SOL

1.1.2.1 Aspects globaux

Le N est un élément essentiel à tout organisme vivant, puisqu'il entre dans la formation des acides nucléiques qui composent l'ADN et l'ARN, en plus d'être nécessaire à la formation

des acides aminés, constituants de base aux peptides et aux protéines. Chez les organismes photosynthétiques, il entre également dans la composition de la chlorophylle.

Les composés azotés représentent de 20 à 35 % des composés organiques du sol (Paul, 2016). Le N du sol est retrouvé à plus de 95 % sous une forme organique, ne laissant qu'une faible proportion sous forme inorganique davantage disponible aux plantes (Bingham et Cotrufo, 2016). On estime qu'entre 35 et 75 % des besoins azotés des cultures sont comblés par la minéralisation de la réserve azotée contenue dans la MOS (Nyiraneza et al., 2010; Thivierge et al., 2015). Comme la minéralisation du N est modulée surtout par les microorganismes du sol et que les besoins des plantes en N sont souvent élevés comparativement aux autres nutriments, la productivité d'un système est souvent limitée à la capacité des microorganismes à libérer le N sous des formes assimilables par les plantes (Galloway et al., 2004; Robertson et Groffman, 2007).

1.1.2.2 Transformations de l'azote dans le sol

Le cycle biogéochimique du N comprend huit différentes formes minérales (figure 1). L'atmosphère est sans contredit le plus grand réservoir de N, où il est présent à 78 % sous la forme inerte de N diatomique (N_2). Ce dernier entre dans le système sol-plante par la fixation biologique sous forme organique et en moindres mesures par les dépositions atmosphériques. La fixation, qu'elle soit symbiotique ou libre, est un phénomène exclusivement assuré par des procaryotes. Depuis 1913, la mise au point du procédé Haber-Bosch permet d'apporter davantage de N au sol sous forme d'engrais azotés (Galloway et al., 2004).

Par la minéralisation, les microorganismes excrètent des enzymes extracellulaires pour réduire les résidus organiques en des formes plus simples et ultimement jusqu'à des formes minérales (NH_4^+ , NO_3^-). Ces organismes peuvent ainsi acquérir le C et les autres nutriments (dont le N) nécessaires à leur croissance. Lorsque les résidus contiennent davantage de N que les besoins des microorganismes, le N minéralisé excédentaire est relâché dans l'environnement comme un sous-produit et devient disponible aux autres organismes et aux plantes. Si les résidus ont un contenu en N faible (rapport C/N > 25), le N est retenu et peut parfois être prélevé dans la solution du sol ce qui provoque un effet d'immobilisation (Calvet et al., 2015). La minéralisation et l'immobilisation s'exercent simultanément sur des

quantités relativement faibles de la réserve de N du sol. Ainsi, au net, seulement 1 à 2 % du N organique est minéralisé par année dans les sols minéraux en climat tempéré (Stevenson et Cole, 1999). Plusieurs facteurs affectent le taux de minéralisation par les microorganismes, comme la température, le taux d'humidité, la qualité et la quantité des résidus organiques. Les ions NH_4^+ se lient facilement aux charges négatives à la surface des argiles et de la MOS. Cependant, des conditions alcalines favorisent le relâchement d'un proton (H^+) et entraînent des risques de pertes environnementales par volatilisation de la forme ammoniacale gazeuse NH_3 (Stevenson et Cole, 1999).

La nitrification est la conversion biochimique des formes réduites de N en des formes oxydées, principalement par des β -protéobactéries (ex. *Nitrosomonas*), mais également quelques γ -protéobactéries et des archées (Robertson et Groffman, 2007). Le NH_3 est d'abord converti en nitrite (NO_2^-) qui est rapidement converti en nitrate (NO_3^-). Ce processus dépend en grande partie de la quantité de NH_4^+ disponible et de l'aération des sols. Ainsi, le travail du sol et les engrais ammoniacaux ont tendance à augmenter la production de NO_3^- parce qu'ils augmentent les quantités de NH_4^+ (CRAAQ, 2010). Contrairement aux ions NH_4^+ , les NO_3^- , par leur nature anionique et leur forte solubilité dans l'eau, sont peu retenus par la matrice du sol et sont sensibles aux pertes par lessivage. Ils sont également sujets à la dénitrification, qui consiste en une conversion des NO_3^- en oxyde nitreux (N_2O) puis en N_2 par une grande diversité de bactéries anaérobies. Ce processus est favorisé par des conditions anaérobies ou microaérobies (Butterbach-Bahl et al., 2013) et constitue l'étape ultime de retour du N à l'atmosphère.

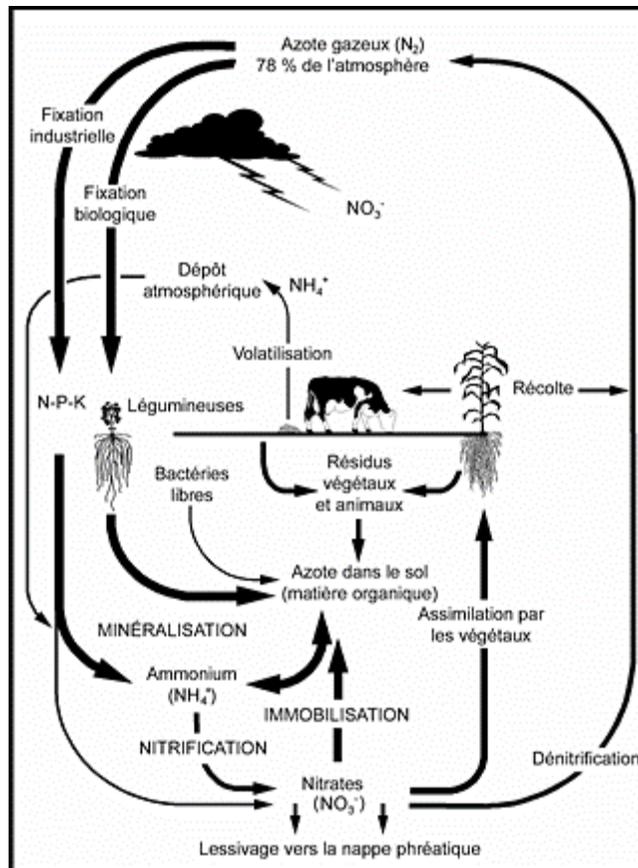


Figure 1. Formes et flux d'azote dans un système de production agricole.
Tirée de McKague et al. (2005).

1.1.3 MODÈLES DE FORMATION ET DE STABILISATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL

L'étude de la MOS assez récente dans l'histoire des connaissances sur le sol. En effet, ce n'est qu'au 19^e siècle que certains scientifiques se penchent sur le devenir des composés organiques du sol et les cycles biogéochimiques de certains éléments, notamment le C et le N (Bouline, 1989; Manlay et al., 2007). Il ne faut donc pas s'étonner qu'encore aujourd'hui, plusieurs processus édaphiques soient peu compris. La question concernant la persistance de la MOS dans les sols en est un bon exemple (Schmidt et al., 2011). Parmi les concepts qui ont été élaborés, le modèle classique de l'humification tel que proposé par Kononova (1961) a été largement adopté par les scientifiques.

1.1.3.1 Le modèle d'humification classique

Selon le modèle d'humification classique (figure 2), les produits de décomposition (complète ou partielle) des résidus végétaux s'assemblent avec des produits récalcitrants, comme la

lignine, par des processus abiotiques (physico-chimiques) ou biotiques (enzymatiques) pour former des molécules complexes à masse moléculaire élevée et récalcitrantes à la décomposition (MacCarthy, 2001). Ces réactions de condensation se produiraient aléatoirement en fonction des propriétés physico-chimiques du milieu (pH, température, surfaces minérales, etc.) et de la qualité des composés (ratio C/N, groupements fonctionnels actifs, etc.) (Bosatta et Ågren, 1999; Piccolo, 2001). Les produits nouvellement formés auraient une structure moléculaire complexe et difficilement accessible aux attaques des exoenzymes des microorganismes, ce qui les préserverait d'une décomposition ultérieure. Ces composés pourraient ainsi persister pendant plusieurs années, voire des siècles dans le sol. Cela conduirait à la formation de trois types de substances humiques, soit les acides fulviques, les acides humiques et l'humine, qui se différencient entre eux par leur masse moléculaire, leur degré d'oxydation, leur acidité échangeable et leur degré de polymérisation (Stevenson et Cole, 1999). Comme il a été jusqu'ici impossible de purifier ou d'établir expérimentalement la structure moléculaire de ces substances, sauf dans quelques expériences de laboratoire sous des conditions extrêmes de température et de pH, la définition des substances humiques est strictement fondée sur une base opérationnelle, suivant une procédure de fractionnement décrite à la section 1.2.1 (figure 3), et la structure de base des molécules humifiées demeure théorique (figure 4) (Lehmann et Kleber, 2015; Kleber et Lehmann, 2019).

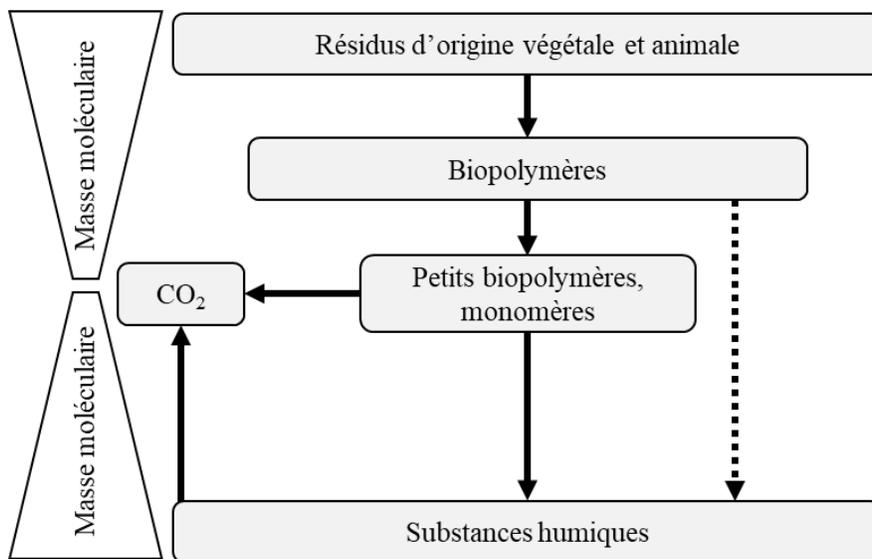


Figure 2. Modèle d'humification de la matière organique du sol.

Adaptée de Lehmann et Kleber (2015). Les flèches représentent des processus qui dépendent de la température, de l'humidité du sol et des microorganismes actifs présents. Les flèches pleines réfèrent à des transferts biotiques et la flèche pointillée réfère principalement à des transferts abiotiques.

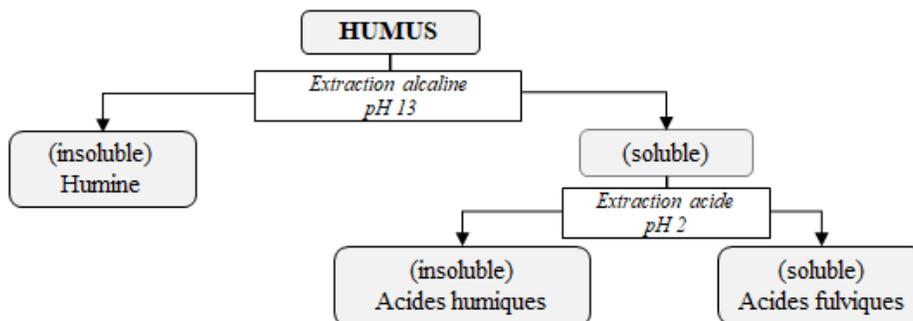


Figure 3. Procédure d'isolement des substances humiques du sol.

Adaptée de Stevenson et Cole (1999).

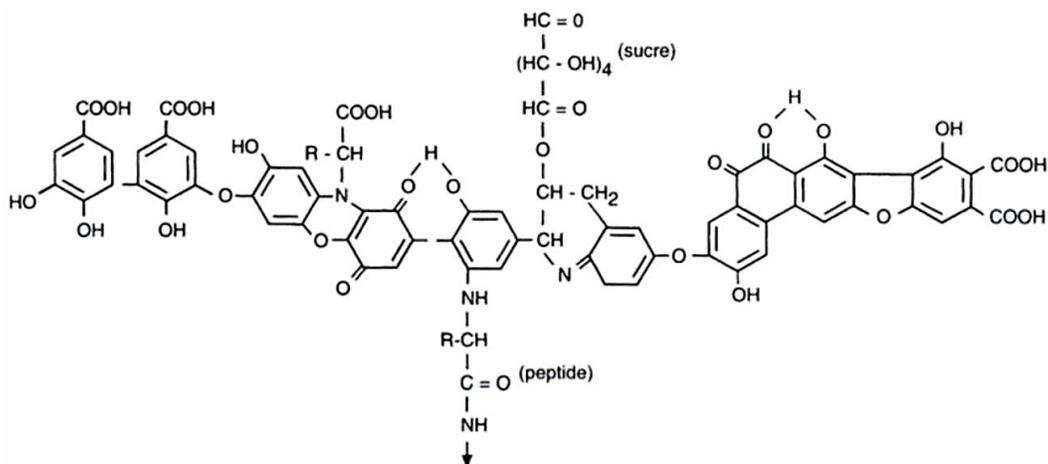


Figure 4. Unité structurale théorique d'une substance humique.

Par Oades (1989), cité par Stengel et Gelin (1998).

De manière générale, les acides fulviques ont une masse moléculaire plus faible et un contenu en oxygène plus élevé que les acides humiques. De plus, les acides fulviques ont un petit noyau aromatique et de grandes chaînes aliphatiques, tandis que les acides humiques auraient un plus grand noyau aromatique et des chaînes aliphatiques plus courtes. Quant à l'humine, ce serait un résidu très variable, constitué en grande partie (plus de 60 %) de composés organiques, mais aussi de substances non-humiques et de minéraux (Stevenson et Cole, 1999; Rice, 2001). Bien que ces produits soient très hétérogènes, le modèle théorique couramment accepté suggère une prépondérance de cycles aromatiques dans les structures moléculaires (figure 4).

1.1.3.2 Critiques du modèle classique

Dans les années 1990, des méthodes d'analyse non-destructives par spectrométrie ont été développées, ce qui a permis d'analyser la structure moléculaire d'un échantillon de MOS en évitant les risques inhérents d'artéfacts de l'extraction chimique classique (figure 3). Contrairement aux résultats attendus, les analyses ne démontrent pas de prépondérance de noyaux aromatiques dans la MOS, ce qui remet en question la validité des résultats des extractions alcalines (Piccolo, 2001; Sutton et Sposito, 2005). En effet, une étude menée par Piccolo (2001) mentionne que les « substances humiques » seraient plutôt des associations de petites molécules aliphatiques reconnaissables, à prédominance de peptides et de polysaccharides, liées entre elles par des liaisons hydrogène et des liaisons hydrophobes. On reconnaît maintenant que les métabolites microbiens et les membranes cellulaires des microorganismes du sol contribueraient majoritairement à la formation de la MOS (Miltner et al., 2012; Schurig et al., 2013). Ainsi, contrairement à l'idée première, seulement une petite fraction de la MOS est composée de molécules aromatiques (Sutton et Sposito, 2005). Des composés aromatiques sont effectivement observés, tels que des mélanines, des tannins et des antibiotiques (Burdon, 2001). Néanmoins, contrairement à ce qui est proposé par le modèle classique d'humification, ces composés sont synthétisés par les microorganismes et par les plantes et ne seraient donc pas le fruit d'un processus aléatoire de condensation en cours de décomposition (Lehmann et Kleber, 2015).

Les structures aromatiques observées suite à l'extraction alcaline seraient donc probablement des artéfacts créés lors de la procédure d'extraction, causés par les conditions extrêmes

d'alcalinité (pH 13) et d'acidité (pH 2). En effet, la procédure favorise l'ionisation de groupements fonctionnels qui, dans des conditions normales d'un sol (pH habituellement entre 3,5 et 8,5), n'auraient pas réagi autant (Kleber et Lehmann, 2019).

D'autre part, en suivant la décomposition de résidus organiques enrichis avec l'isotope ^{13}C , Bird et al. (2008) et Rubino et al. (2010) mettent en évidence que les jeunes racines et les jeunes feuilles contribuent majoritairement au COS par l'entremise de la production de produits microbiens, tandis que d'autres résultats de recherches démontrent que les produits récalcitrants comme la lignine ne s'accumulent pas nécessairement à long terme dans le sol (Lützow et al., 2006; Marschner et al., 2008). Ces résultats sont contraires aux hypothèses avancées par le modèle classique d'humification, qui veulent que les produits ligneux contribuent en grande majorité à l'humus du sol (Waksman, 1936; Stevenson et Cole, 1999).

Bref, les résultats des études récentes non-destructives sont incohérents avec les prédictions du modèle d'humification classique, ce qui pousse à revoir notre conception du processus de stabilisation de la MOS. Parmi les hypothèses alternatives qui ont été développées (Lehmann et Kleber, 2015), le MEMS v1.0 (*Microbial Efficiency-Matrix Stabilization*) développé par Cotrufo et al. (2013) et Robertson et al. (2019) a été retenu dans le cadre de ce mémoire.

1.1.3.3 Le modèle de stabilisation de la matière organique du sol selon Cotrufo et al. (2013)

Cotrufo et al. (2013) proposent une alternative au modèle d'humification classique afin d'expliquer la stabilisation de la MOS. Ce modèle repose sur deux postulats :

1. Plus les substrats d'origines animale et végétale sont incorporés efficacement dans la biomasse microbienne et ses métabolites (polysaccharides, enzymes, etc.) plus leur contribution à la formation de MOS est importante.
2. La quantité et la force des liens assurant la cohésion des complexes organominéraux contrôlent la stabilisation de la MOS à long terme.

Un troisième point est implicitement lié aux deux postulats. Il s'agit de l'importance des facteurs environnementaux sur les processus de stabilisation de la MOS. En accord avec Schmidt et al. (2011), le modèle de Cotrufo et al. (2013) soutient que :

3. La décomposition, la transformation et la stabilisation de la MOS évoluent en fonction des propriétés d'un écosystème donné.

À ceux-ci s'ajoutent deux postulats :

4. La MOS se forme selon deux processus distincts (Cotrufo et al., 2015).
5. Les sols ont une limite supérieure à stabiliser le COS (Six et al., 2002).

Les cinq postulats sont décrits plus amplement dans les sections suivantes.

- 1. Plus les substrats d'origines animale et végétale sont incorporés efficacement dans la biomasse et les métabolites microbiens (polysaccharides, enzymes, etc.) plus leur contribution à la formation de la MOS est importante.*

Depuis le début des années 2000, plusieurs études (Huang et al., 1998; Gleixner et al., 1999; Sollins et al., 2009) ont démontré l'importance des produits microbiens (glucides, peptides, lipides) à la formation de la MOS. Or, la contribution des substrats à la MOS varie selon la qualité du substrat et l'efficacité avec laquelle les microorganismes les décomposent. Selon Cotrufo et al. (2013), un substrat de « bonne » qualité fait référence, par exemple, à un rapport C/N bas, à une masse moléculaire faible, à une solubilité plus grande et à une structure peu complexe. Ainsi, les jeunes graminées et les jeunes racines sont des substrats de « bonne qualité » (labiles), tandis que la lignine est un composé de « faible qualité » (récalcitrant). L'efficacité de décomposition par les microorganismes, quant à elle, dépend de la composition des communautés microbiennes et de différents facteurs environnementaux qui facilitent ou qui inhibent les activités microbiennes. Dans un même ordre d'idées, la contribution des différents substrats à la formation de MOS peut s'expliquer par le coefficient d'efficacité d'utilisation du substrat (CEUS), qui représente la proportion du substrat qui est utilisée dans les processus anaboliques (production de métabolites microbiens) par rapport à ce qui est minéralisé ou utilisé dans les processus cataboliques (respiration cellulaire). Ainsi, le CEUS peut atteindre 73 % pour le glucose (Dijkstra et al., 2011) alors que la lignine a un CEUS entre 8 et 31 % (Bahri et al., 2008).

Afin de mieux saisir cette idée, Cotrufo et al. (2013) l'illustre par un simple diagramme (figure 5). Selon la figure 5, les composés labiles (de bonne qualité, en vert) sont rapidement

décomposés par les microorganismes et servent à former des métabolites microbiens qui rejoignent le sol par excrétion ou à la lyse cellulaire. D'un autre côté, les résidus récalcitrants (de faible qualité, en rouge) se décomposent moins vite. Cependant, comme ils sont plutôt minéralisés ou utilisés pour produire de l'énergie (respiration), leur contribution à la MOS à long terme est moindre que les composés labiles.

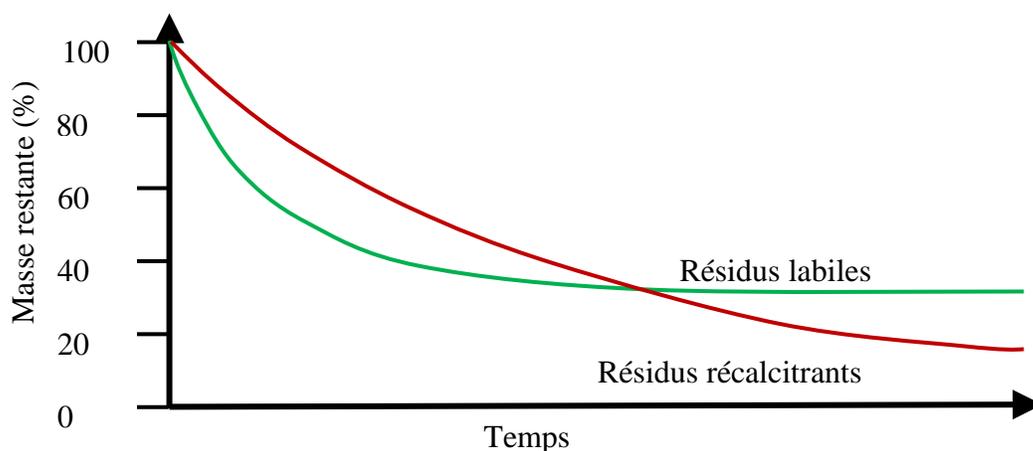


Figure 5. Dynamique de la décomposition des résidus labiles et des résidus récalcitrants.
Adaptée de Cotrufo et al. (2013).

2. *La quantité et la force des liens dans les complexes organominéraux contrôlent la stabilisation de la MOS à long terme.*

Toujours selon Cotrufo et al. (2013), les interactions que forment les composés organiques avec la matrice minérale déterminent la stabilisation à long terme de la MOS. Ces interactions varient à la fois selon la composition de la MOS, mais également selon la nature des constituants de la matrice minérale. Les principales caractéristiques de la matrice minérale qui contrôlent la stabilisation de la MOS sont la présence de phyllosilicates (gonflants ou non), d'oxydes de Fe, d'Al ou de Mn, de cations polyvalents (Ca^{2+} , Mg^{2+}) et/ou d'allophanes (Lützw et al., 2006; Cotrufo et al., 2013). Bien que ces caractéristiques peuvent se retrouver simultanément dans un même sol, certains mécanismes de stabilisation prédominent dans certains types de sol. En effet, les oxydes de Fe, d'Al ou de Mn se produisent généralement dans des sols acides, tandis que dans les sols neutres ou alcalins, les cations polyvalents prédominent (Lützw et al., 2006).

3. *La décomposition, la transformation et la stabilisation de la MOS évoluent en fonction des propriétés d'un écosystème donné (Schmidt et al., 2011).*

Alors que le modèle d'humification classique se concentre sur les propriétés biochimiques intrinsèques des substances humiques pour expliquer leur persistance dans les sols, de nombreuses recherches démontrent que les facteurs physicochimiques et biologiques de l'environnement peuvent modifier les vitesses de décomposition de la MOS (Schmidt et al., 2011). Ainsi, la stabilisation de la MOS est affectée par le climat (température, précipitations), le type de végétation, le pH du sol et par la nature de la matrice minérale, de même que par les différentes communautés microbiennes dominantes. C'est pourquoi la décomposition, la transformation et la stabilisation de la MOS évoluent en fonction des propriétés d'un écosystème donné (Schmidt et al., 2011).

1.1.3.4 Le Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) v1.0

Plus récemment, Robertson et al. (2019) ont développé le MEMS v1.0 (« Efficience microbienne et stabilisation matricielle »), un modèle mathématique basé sur les idées proposées par Cotrufo et al. (2013) (figure 6). Contrairement aux modèles conventionnels qui proposent des compartiments de C basés sur les temps de résidence, les différents compartiments de C sont ici déterminés selon des processus biochimiques connus et représentent des fractions facilement quantifiables et isolables. En plus d'appuyer les postulats mentionnés ci-haut, le modèle se précise davantage en affirmant que la formation de MOS passe par deux processus de décomposition distincts, décrits au point suivant, puis en prenant en compte le concept de saturation du sol en COS.

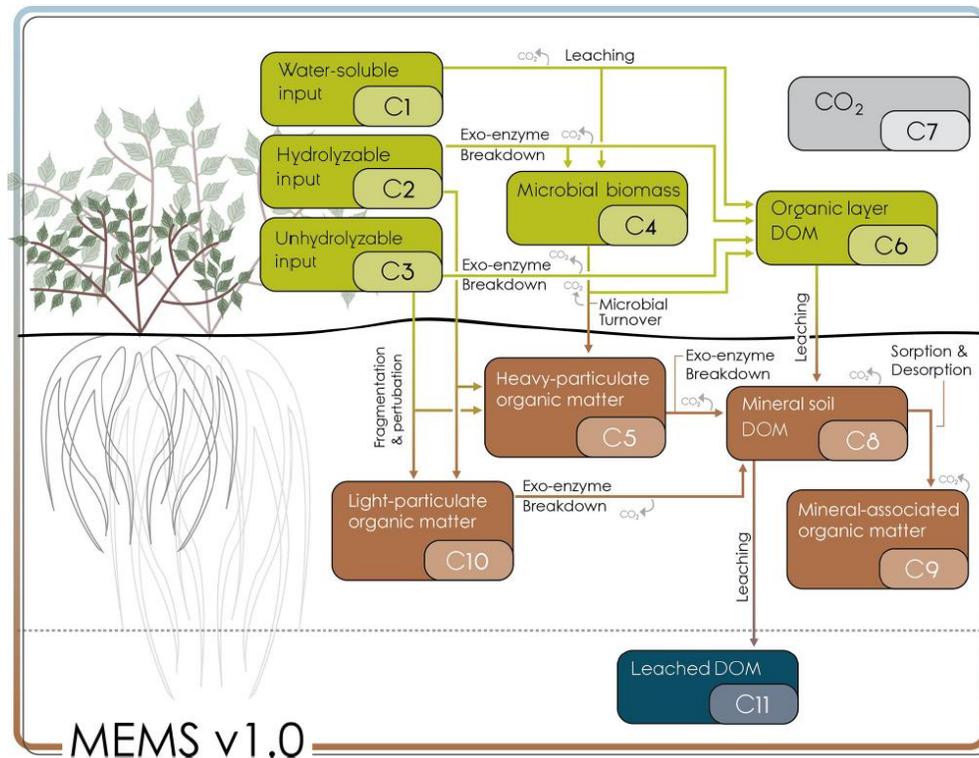


Figure 6. Modèle conceptuel du MEMS v1.0.
Tirée de Robertson et al. (2019).

4. La MOS se forme selon deux processus distincts (Cotrufo et al., 2015).

Cotrufo et al. (2015) ont mis en évidence que deux processus de formation de MOS ont lieu dans le sol : une fragmentation physique des résidus (voie physique) et une stabilisation des produits dissous d'origine microbienne ou végétale sur la matrice minérale (voie biochimique). À l'ajout de résidus frais au sol, la décomposition des composés labiles est surtout gouvernée par des mécanismes microbiens qui libèrent des composés organiques dissous (DOM pour *dissolved organic matter*). Vers les stades plus avancés de la décomposition, les résidus récalcitrants subissent plutôt une fragmentation physique qui contribue alors à alimenter la POM. Ces deux voies de formation de la MOS impliqueraient donc des mécanismes de stabilisation différents. Dans tous les cas, une protection par une inclusion dans les agrégats de sol est possible.

5. Les sols ont une limite supérieure à stabiliser le C organique (Six et al., 2002).

Tel qu'avancé par Six et al. (2002), le MEMS v1.0 prend en compte le concept de saturation en COS des sols. Chaque type de sol a une capacité finie de stocker du COS qui se définit

par la proportion de particules minérales inférieures à 53 μm (les limons et les argiles). Cette capacité des particules fines de stabiliser la MOS à long terme s'explique par des mécanismes biochimiques et physiques tels que la liaison avec les cations polyvalents, l'adsorption en surface des minéraux et l'agrégation (Six et al., 2002). La saturation du sol en COS dépend donc de l'interaction entre les quantités de COS apporté, la texture du sol et la minéralogie. Bien qu'elle peut être modélisée en utilisant une régression entre le contenu en argile et en limon avec la concentration en COS (Six et al., 2002), Robertson et al. (2019) utilise la relation empirique entre le contenu en argile, la capacité d'adsorption maximale de la fonction isotherme de Langmuir (1918; cité dans Robertson et al., 2019) et une estimation de l'affinité spécifique du sol.

Pour résumer, les apports végétaux sont constitués de composés labiles (C1), intermédiaires (C2) et récalcitrants (C3). Les composés C3 ne contribuent pas à l'augmentation de la biomasse microbienne (C4), mais toutes les fractions peuvent produire des molécules organiques solubles (C6) qui intégreront la solution du sol (C8). Les composés C3 sont plutôt fragmentés (dégradation physique) en POM et se retrouvent dans la POM légère (C10) ou la POM lourde (C5). Cette dernière contient à la fois des composés de fragmentation de C3 et des produits microbiens provenant de C4 retrouvés à la surface des particules de sable. Une fois sous forme de C8, les composés sont sujets au lessivage (C11) ou peuvent être adsorbés aux particules minérales (C9), menant à une stabilisation de la molécule selon la force du lien (Robertson et al., 2019).

1.1.3.5 Relation entre carbone et azote

Bien que les cycles du C et du N aient été traités séparément, il ne faut pas perdre de vue que le contenu du sol en N influence le contenu en COS et vice versa. Notamment, il est bien connu que la fertilisation azotée entraîne généralement une augmentation de la biomasse végétale produite, ce qui a pour conséquence d'augmenter la quantité de résidus retournés au sol et, par conséquent, d'accroître le contenu en COS (Paustian et al., 1997). Ce n'est toutefois pas le seul rôle du N. De plus en plus d'études tendent à démontrer que le N joue également un rôle dans la stabilisation de la MOS à long terme (Kirkby et al., 2013; Chen et al., 2018a). En effet, la MOS associée aux fractions lourdes a un rapport C/N entre 7 et 14, tandis que le C/N de la MOS extraite à l'eau varie généralement entre 26 et 55 (Aufdenkampe

et al., 2001), ce qui indique un enrichissement en N dans la MOS adsorbées aux particules minérales, et suggère donc une adhésion préférentielle aux surfaces minérales des composés riches en N par rapport à d'autres composés organiques plus riches en C. Des études ont démontré que les composés stabilisés sont de nature peptidique (Knicker, 2011). Les protéines joueraient un rôle clé d'abord parce qu'elles sont relativement abondantes dans le sol, mais également parce qu'elles sont capables de former des liaisons covalentes avec les surfaces minérales. De plus, une protéine adsorbée peut être dénaturée et réarrangée, exposant ou inhibant différents sites chimiques, modifiant sa réactivité (Knicker, 2011).

Un modèle conceptuel à trois couches a été développé par Kleber et al. (2007), inspiré du modèle bicouche de Wershaw et al. (1996) (figure 7). Ce modèle assume que les composés organiques sont généralement des composés amphiphiles, c'est-à-dire qu'ils possèdent à la fois une portion polaire et une portion non-polaire. Kleber et al. (2007) proposent que les composés organiques se lient aux particules minérales par couche en suivant une certaine séquence. La première couche est la zone de contact entre la surface minérale et les composés organiques. Ces composés seraient essentiellement de nature peptidique. Les charges positives des protéines (groupements amines ionisés) formeraient des liens puissants avec les charges négatives des surfaces minérales. En adhérant à la surface minérale, les protéines peuvent se dénaturer et exposer différents sites polaires ou non-polaires. À la manière d'une micelle, les groupements non-polaires se regroupent à la couche supérieure en ce que Kleber et al. (2007) nomment la zone hydrophobique. Un groupement polaire peut se retrouver au bout de la partie hydrophobe, dépendamment de la molécule. Finalement, la couche la plus extérieure est définie comme une zone cinétique où ont lieu les échanges avec l'environnement. Les molécules organiques de cette zone formeraient des liaisons grâce à des cations multivalents. Les liaisons formées et les échanges moléculaires dépendraient de multiples facteurs du milieu, comme l'orientation stéréochimique, le degré d'amphiphilicité, le contenu en cations de la solution du sol, le pH, la température, etc. Le modèle décrit par Kleber et al. (2007) implique donc deux compartiments de C et de N organiques : un compartiment stable et susceptible d'avoir un temps de résidence long dans la zone de contact, ainsi que le compartiment des couches supérieures qui fluctuent davantage selon les conditions du milieu et dont les temps de résidence seraient plus courts.

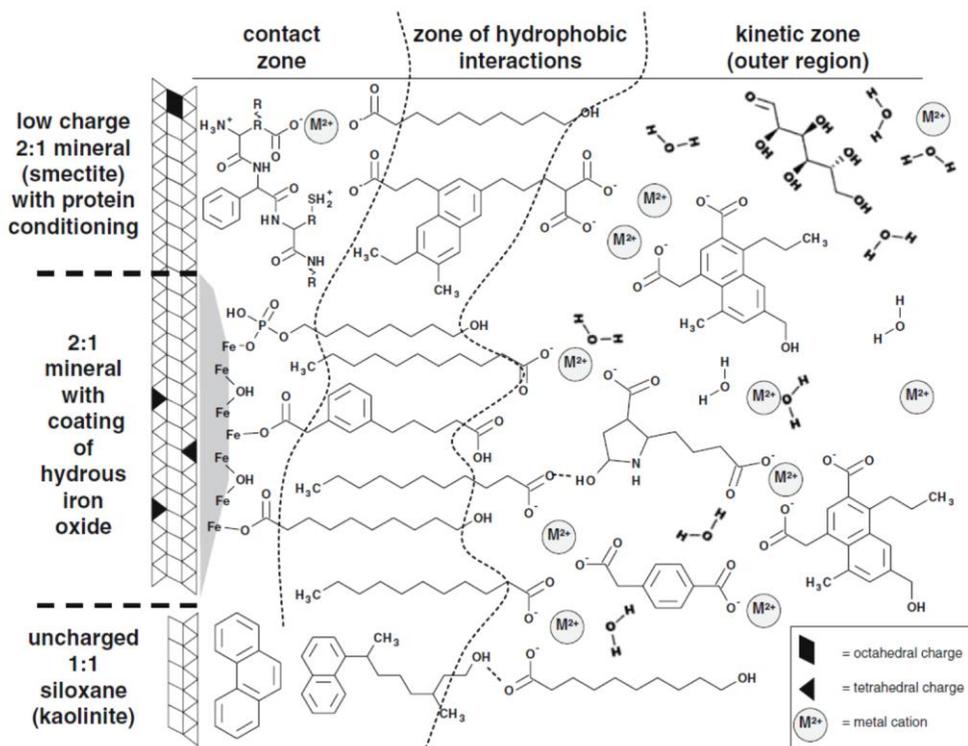


Figure 7. Modèle de zones des interactions organominérales.
Tirée de Kleber et al. (2007).

Ce modèle reste incomplet, d'abord parce qu'il ne prend pas en considération la stœchiométrie du phosphore (P), problème soulevé par d'autres auteurs (Kirkby et al., 2011), mais également parce que le C/N (≈ 18 et plus) n'atteint pas les valeurs attendues (≈ 10) (Kögel-Knabner et Rumpel, 2018). Quoi qu'il en soit, le N du sol et le COS sont étroitement liés et sont impliqués dans les mécanismes de stabilisation, bien que notre compréhension des interactions entre le N et le COS soit encore limitée (Gårdenäs et al., 2011; Knicker, 2011).

1.2.ÉTUDE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL PAR LES MÉTHODES DE FRACTIONNEMENT

Comme la MOS est un mélange hétérogène de différents composés organiques, sa caractérisation nécessite d'abord un fractionnement. En dépit des nombreuses approches possibles, l'objectif premier reste le même, soit d'obtenir des fractions ayant des fonctions et/ou des temps de résidence similaires (Cambardella et Elliott, 1993; Balesdent, 1996; Poeplau et al., 2018). Dans le cadre de ce travail, seules les méthodes chimiques et physiques sont abordées.

1.2.1 MÉTHODES CHIMIQUES DE FRACTIONNEMENT

Les méthodes chimiques utilisent des réactifs pour extraire ou oxyder la MOS. Les fractions sont obtenues par solubilisation, par hydrolyse ou par oxydation des composés organiques. L'extraction des substances humiques repose sur la solubilité des composés organiques à des valeurs de pH extrêmes (figure 3). Bien que la méthode remonte au 18^e siècle, la procédure est essentiellement restée la même (Bouline, 1989). Le sol est mélangé à une solution à pH 13 d'hydroxyde de sodium (NaOH), de pyrophosphate de sodium (Na₄P₂O₇) ou d'une combinaison de ces deux solutions (Anderson et Schoenau, 2008). La fraction insoluble est récupérée et représente l'humine. On procède ensuite à une deuxième extraction en acidifiant l'extrait jusqu'à un pH de 2. La fraction qui floccule est récupérée et contient les acides humiques, tandis que les acides fulviques sont les composés qui sont demeurés solubles.

Outre l'extraction des substances humiques, d'autres méthodes chimiques ont également été développées. Les méthodes d'extraction et d'hydrolyse utilisent généralement de l'eau, de l'acide hydrofluorhydrique, du pyrophosphate de sodium (Na₄P₂O₇) ou l'acide sulfurique (H₂SO₄). Les méthodes d'oxydation utilisent l'hypochlorite de sodium (NaOCl) et le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), qui miment des attaques enzymatiques dans la décomposition de la MOS (Poeplau et al., 2018). Les fractions récupérées sont ensuite classées selon leur sensibilité à la décomposition (labile à récalcitrante).

1.2.2 MÉTHODES PHYSIQUES DE FRACTIONNEMENT

Dans un souci de minimiser les modifications des structures chimiques et des propriétés des constituants organiques, les méthodes d'analyse par fractionnement physique sont de plus en plus employées. Ce type de fractionnement consiste à déterminer la répartition des constituants organiques du sol selon des critères de masse volumique (fractionnement densimétrique), de taille (fractionnement granulométrique) ou d'une combinaison de ces critères (Cambardella et Elliott, 1993; Poeplau et al., 2018).

1.2.2.1 Fractionnement densimétrique

Le fractionnement densimétrique permet la séparation de la MOS par flottaison. La procédure est basée sur les différences de masse volumique des résidus frais ($\approx 1,5 \text{ g cm}^{-3}$) et des particules minérales du sol ($\approx 2,6 \text{ g cm}^{-3}$) à l'aide d'un liquide de densité fixée entre 1,6 et 2,6 g cm^{-3} (Sohi et al., 2001; Moni et al., 2012; Diochon et al., 2016; Poeplau et al., 2018).

Cette méthode mène à l'obtention d'une fraction légère, riche en résidus végétaux frais ou peu décomposés, et d'une fraction lourde, riche en complexes organominéraux (Calvet et al., 2015). Dans les premières années, des liquides organiques comme le bromoforme (CHBr_3) et le tétrabromoéthane ($\text{C}_2\text{H}_2\text{Br}_4$) étaient utilisés. Cependant, leur toxicité et les risques de contamination de la MOS ont diminué leur usage. De nos jours, les solutions de sels inorganiques comme l'iodure de sodium (NaI) et le polytungstate de sodium ($\text{Na}_6(\text{H}_2\text{W}_{12}\text{O}_{40})$) sont plus couramment utilisées (Calvet et al., 2015).

1.2.2.2 Fractionnement granulométrique

Le fractionnement granulométrique est basé sur des critères de taille (diamètre moyen), et il peut être utilisé sur les agrégats et/ou les particules de sol. Lorsque le fractionnement est effectué sur les agrégats, les classes généralement retenues sont les microagrégats (< 200 ou $250 \mu\text{m}$) et les macroagrégats (> 200 ou $250 \mu\text{m}$). La répartition de la taille des agrégats est utile pour étudier la susceptibilité des sols à l'érosion, par exemple (Amézketa, 1999; Nciizah et Wakindiki, 2015).

Pour ce qui a trait à la séparation des particules de sol, une dispersion est d'abord nécessaire. Celle-ci peut être effectuée avec une solution d'hexamétaphosphate ($\text{Na}_6\text{P}_6\text{O}_{18}$), par agitation avec des billes de verre ou par sonication avec un appareil à ultrasons (Poeplau et al., 2018). Suivant la dispersion, des méthodes de tamisage ou de sédimentation sont utilisées selon les seuils établis pour l'analyse de la texture des sols. La tendance actuelle est d'effectuer une séparation de fractions de la MOS en utilisant les seuils de taille particulière utilisés pour déterminer les classes texturales des sols, selon une subdivision des sables ($50\text{-}2000 \mu\text{m}$), des limons ($2\text{-}50 \mu\text{m}$) et des argiles ($< 2 \mu\text{m}$).

1.2.2.3 Fractionnement granulo-densimétrique

Il est possible de combiner le fractionnement granulométrique au fractionnement densimétrique. Le plus courant consiste à séparer la fraction légère de la fraction lourde, puis à procéder à un fractionnement granulométrique sur cette dernière. Dans la littérature scientifique, on remarque une grande hétérogénéité des méthodes utilisées, et le choix de la méthode influence la répartition du COS récupéré dans chacune des fractions (Poeplau et al., 2018). Une étude comparant une vingtaine de méthodes conclut que la combinaison de

méthodes s'avère plus efficace que les méthodes granulométriques et densimétriques individuelles pour l'étude de la MOS (Poeplau et al., 2018). Ainsi, une dispersion des agrégats suivie par un fractionnement granulo-densimétrique permet d'obtenir des fractions ayant des propriétés contrastées.

1.2.2.4 Caractéristiques des fractions physiques de la matière organique du sol

Baldock et al. (1992) ont caractérisé les fractions physiques en utilisant la spectroscopie par résonance magnétique nucléaire du ^{13}C pour déterminer le contenu de la MOS en groupements alkyles, O-alkyle, carboxyles et aromatiques. Leurs résultats montrent une progression dans la composition des fractions qui correspond à la décomposition oxydative des résidus végétaux. Les résidus végétaux sont en grande partie récupérés dans les fractions grossières et les résidus fortement dégradés, de plus petite taille, sont récupérés majoritairement dans les fractions fines. Ainsi, ils suggèrent que les différences observées entre les compositions chimiques des fractions reflètent l'évolution de la décomposition de résidus végétaux vers des complexes organominéraux. Depuis plus de 20 ans, plusieurs études ont appuyé cette hypothèse et ont démontré l'importance des métabolites microbiens dans les fractions fines (Guggenberger et al., 1995; Huang et al., 1998; Gleixner et al., 1999; Gregorich et al., 2006; Sollins et al., 2009), ce qui est en accord avec ce que propose le MEMS v1.0 (Cotrufo et al., 2013; Robertson et al., 2019).

1.3. RÉPARTITION DU CARBONE ET DE L'AZOTE DANS LES FRACTIONS DE LA MATIÈRE ORGANIQUE DU SOL SELON LES ITINÉRAIRES AGRONOMIQUES

Plusieurs facteurs sont déjà connus pour induire des changements de stocks de C et de N du sol : le climat, le travail du sol, la couverture végétale, la fertilisation et les propriétés physico-chimiques du sol pour ne nommer que ceux-ci. L'ampleur des changements varie également en fonction d'autres facteurs tels que les stocks initiaux (Reeves et al., 1997). Les sections qui suivent traiteront des effets de la rotation des cultures, du travail du sol et de la source fertilisante sur les stocks de C et de N du sol. Il sera ensuite question des interactions entre ces trois facteurs.

1.3.1 EFFETS DE L'INCLUSION DE PRAIRIES DANS LA ROTATION DES CULTURES

Il est bien établi que l'usage et la gestion des cultures influencent le contenu en MOS (figure 8). La conversion d'une prairie permanente en cultures annuelles provoque de fortes diminutions des stocks de COS, avec un déclin rapide dès les premières années. Au Québec, de 1981 à 2001, la réduction des superficies plantées en plantes fourragères au profit de cultures annuelles a engendré une réduction du COS de 83 % des sols agricoles, avec des pertes moyennes de $-18 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (McConkey et al., 2005). Inversement, le remplacement des cultures annuelles par des cultures pérennes engendre une séquestration du C dans le sol, bien qu'à un rythme beaucoup plus lent (Arrouays et al., 2002). Pour un total de sept sites canadiens, la mise en place de cultures pérennes a entraîné un gain moyen des stocks de COS de $9,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ dans les 30 premiers cm de sol sur une durée moyenne de 17 ans (VandenBygaart et al., 2010).

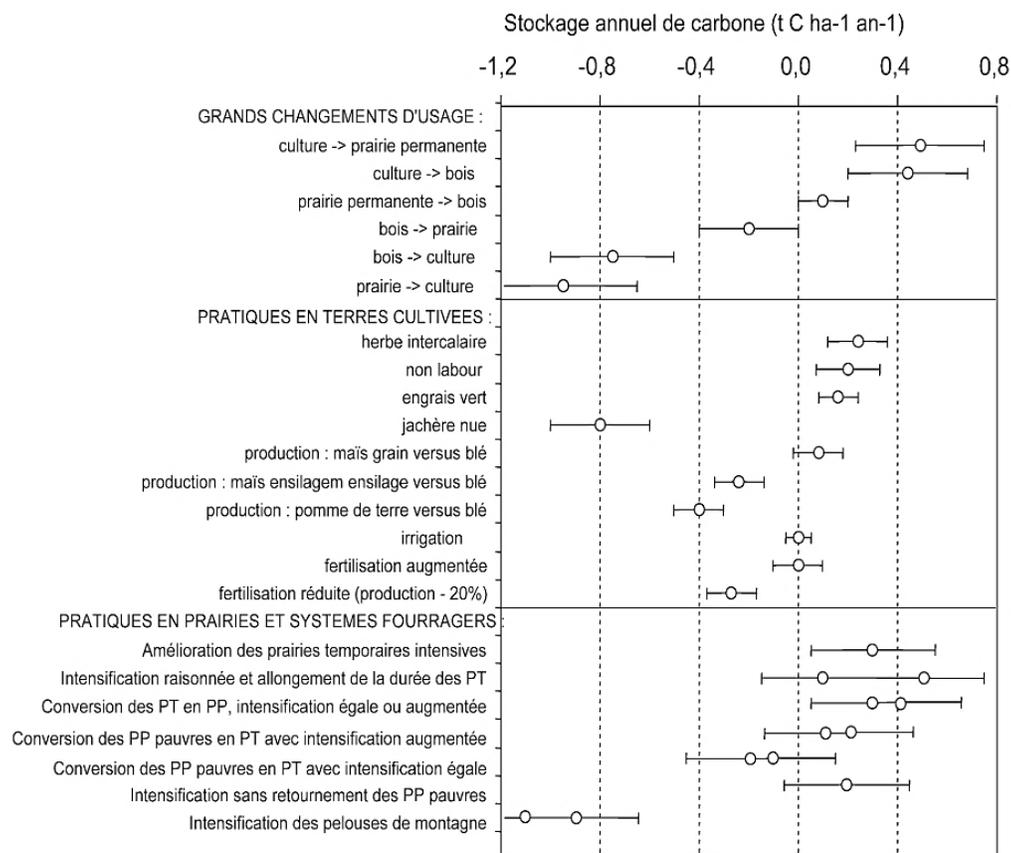


Figure 8. Comparaison du stockage de carbone dans le sol associé à différents changements de pratiques agricoles.

La barre d'erreur correspond à un intervalle de confiance à 95 %. PT, prairie temporaire; PP, prairie permanente. Tirée de Arrouays et al. (2002).

Dans un même ordre d'idées, les sols sous prairies ont de plus grandes réserves de N que les sols sous cultures annuelles. Dans le Centre-Ouest de la France, le sol d'une prairie permanente contenait 35 % plus de N (0-10 cm) comparativement à une rotation de cultures annuelles après neuf ans (Crème et al., 2018). Dans l'état du Wyoming (États-Unis), une prairie âgée de 15 ans avait des stocks de N supérieurs d'un peu plus de 30 % dans la couche 0-15 cm qu'un sol cultivé en régie conventionnelle (blé (*Triticum aestivum* L.)-jachère) (Norton et al., 2012). Au Wisconsin (États-Unis), après 24 ans, le sol sous pâturage de bovins laitiers (*Bos taurus* L.) contenait 46 % plus de N total que sous cultures annuelles maïs (*Zea mays* L.)-soya (*Glycine max* (L.) Merr.) dans les premiers 25 cm (Cates et al., 2016).

Comme pour le COS, la conversion d'une prairie en cultures annuelles provoque une minéralisation rapide des réserves de N du sol dès les premières années (Nyiraneza et al., 2010; Crème et al., 2018). Cet appauvrissement du sol s'explique par une réduction de la production de la biomasse végétale, et une augmentation de l'oxygène et de la température du sol consécutives aux perturbations liées au travail de sol qui accélèrent la minéralisation de la MOS. Il en résulte que toutes les propriétés du sol en lien avec la MOS en sont affectées, qu'elles soient chimiques (i.e. réserve en éléments nutritifs, capacité d'échange cationique), physiques (i.e. porosité, rétention en eau utile, résistance à la compaction, stabilité des agrégats, résistance à l'érosion) ou biologiques (i.e. abondance et diversité microbiennes). À mi-chemin entre les prairies permanentes et les cultures annuelles, l'inclusion de prairies temporaires dans une rotation permet de restaurer une partie du COS et du N du sol à un niveau intermédiaire. Plus la durée de la prairie est longue, plus le stockage de MOS est grand, jusqu'à l'atteinte du niveau de saturation du sol ou d'un niveau d'équilibre (Hassink, 1997; Arrouays et al., 2002; Six et al., 2002; Pravia et al., 2019). À chaque retournement, une partie de la MOS stockée est à nouveau minéralisée.

Un changement dans la couverture végétale peut induire une modification dans « la nature de la MOS, la concentration des nutriments de même que la quantité et l'activité de la biomasse microbienne » [traduction libre] (Crème et al., 2018). Ces changements peuvent se refléter sur la répartition du COS et du N dans les fractions physiques de la MOS (Six et al., 2002). En Saskatchewan (Canada), Janzen et al. (1992) ont démontré qu'une diminution de la fréquence de la jachère a favorisé de plus grandes quantités de la MOL, tant dans les

céréales en continu que dans les rotations longues qui incluent des plantes fourragères. La MOL fluctuait selon les phases des rotations, atteignant un maximum durant l'année de céréales grainées et le plus bas durant les années de jachère. En Nouvelle-Zélande, Gregorich et al. (2015) ont démontré que le retournement d'une prairie permanente a causé une diminution des stocks de COS et de N total de 30 % et 38 % respectivement après 11 ans de cultures annuelles. Les fractions les plus sensibles à cette perte de MOS étaient les fractions de la taille des sables (50-2000 μm) et des limons (5-50 μm), qui ont vu des diminutions respectives de 44 % et 34 % pour le COS, ainsi que de 56 % et 37 % pour les contenus en N total. Dans la fraction la plus fine (< 5 μm), riche en COS et en N, les pertes *relatives* étaient faibles bien que les volumes de pertes *absolues* équivalaient à ceux des autres fractions.

En Chine, après 30 ans, le N total du sol, le N organique particulaire et le N potentiellement minéralisable étaient plus élevés dans les rotations qui incluent des plantes fourragères en mélange graminée-légumineuse comparativement à une culture de céréale en continu. Ceci suggère que les rotations diversifiées avec davantage de biomasse racinaire retournée au sol favorisent le stockage de N organique, sa minéralisation et sa disponibilité (Fu et al., 2019).

Durant les dernières décennies, la POM a retenu l'attention des chercheurs parce qu'elle répond généralement rapidement aux changements de rotation de cultures (Cambardella et Elliott, 1992; Cambardella et Elliot, 1994; Bayer et al., 2001; Six et al., 2002; Bu et al., 2015). Magid et al. (2010) rapportent que les sols sous une rotation à prédominance de prairies contenaient entre trois et quatre fois plus de COS sous forme de POM (> 100 μm et de masse volumique < 1,85 g cm^{-3}) comparativement aux mêmes sols sous des cultures annuelles en continu. Dans un même ordre d'idées, selon Cates et al. (2016), la POM (> 53 μm) était enrichie en COS et en N dans le système de pâturages et de plantes fourragères, par rapport aux systèmes de cultures annuelles.

Dans une autre étude, l'inclusion d'une prairie dans la rotation a augmenté le COS et le N de la POM, notamment grâce à la présence du trèfle rouge (*Trifolium pratense* L.), une plante fourragère fixatrice de N atmosphérique (Nyiraneza et al., 2010). Malgré cette sensibilité de la POM aux différentes rotations, les effets peuvent être difficilement détectés lorsque les rotations à l'étude ont des apports de biomasses similaires (Córdoba et al., 2018). Finalement, la POM pourrait avoir un rôle dans la fourniture du sol en N parce que les fractions

granulométriques de la MOS de taille grossière ($> 53 \mu\text{m}$), riches en débris végétaux, sont généralement plus labiles que la MOS des fractions granulométriques fines ($< 53 \mu\text{m}$) (Christensen, 2001; Bu et al., 2015).

1.3.2 EFFETS DU TRAVAIL DE SOL

Le travail du sol fait référence à une perturbation du sol engendrée par le passage d'outils aratoires, par exemple lors de la préparation du lit de semences, de la répression de plantes adventices ou lors du retournement d'une prairie. Il permet une aération du sol et un réchauffement plus rapide au printemps, ce qui stimulent les processus microbiens liés à la minéralisation des résidus et de diminuer le niveau de protection physique des débris accumulés dans les agrégats (Oades, 1995; Balesdent, 1996). Dépendamment de l'équipement utilisé, différentes quantités de résidus sont laissés à la surface du sol. Le travail conventionnel fait référence au labour réalisé avec une charrue à versoirs; il ne laisse que très peu de résidus végétaux en surface puisque ces derniers sont enfouis. Le travail réduit, par exemple l'utilisation d'un chisel, laisse au moins 30 % des résidus à la surface après le semis, tandis que le semis direct est une pratique de non-travail du sol qui laisse 70-75 % des résidus de la culture précédente à la surface (Arrouays et al., 2002; AITC-Canada, 2019).

Plusieurs études ont rapporté un appauvrissement de la MOS dans les zones de sol travaillées qui serait causé par l'utilisation récurrente du labour (Six et al., 1998; Arrouays et al., 2002). Par conséquent, afin de limiter les pertes de COS, des pratiques de conservation des sols sont de plus en plus recommandées (Lal, 2004; GIEC, 2019). Cependant, un examen plus approfondi des protocoles de recherche laisse croire que les résultats ont été biaisés parce que les profondeurs d'échantillonnage étaient insuffisantes (< 30 cm) et ne tenaient généralement pas compte des résidus accumulés à la base de la couche de labour. Effectivement, en climat tempéré, lorsqu'on considère une plus grande profondeur de sol, les stocks de COS ne sont pas nécessairement plus élevés sous un travail réduit comparativement au labour puisque les résidus sont redistribués dans l'épaisseur de sol travaillé (Angers et al., 1997; Baker et al., 2007; Angers et Eriksen-Hamel, 2008; Wiesmeier et al., 2019). Selon une méta-analyse menée par Luo et al. (2010), des gains allant de 0,7 à 5,6 t C ha⁻¹ ont été notés dans les premiers 10 cm du sol dans un système en semis direct, tandis que les stocks de COS dans la couche 20-40 cm ont diminué de 1,7 à 4,9 t C ha⁻¹. En somme, aucune différence significative en COS n'a été observée entre le semis direct et le labour en considérant le profil complet de sol (0-40 cm). Ainsi, lorsque le travail de sol n'implique aucun changement d'apports en résidus, l'emplacement des résidus dans le profil explique les différences observées. Le comportement du N est similaire à celui du COS tel que décrit précédemment (figure 9).

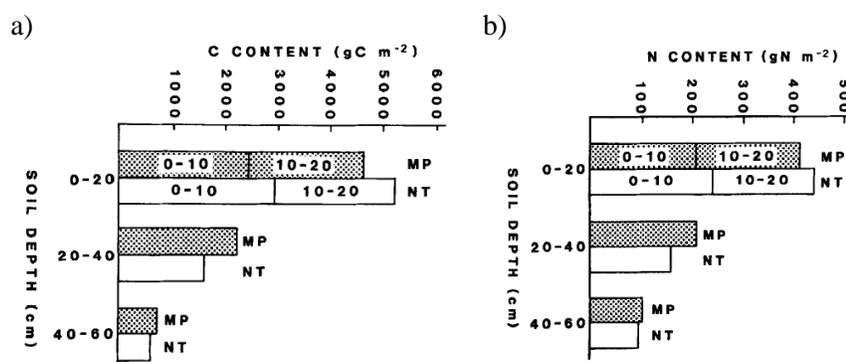


Figure 9. Contenu en carbone organique (C) du sol (a) et contenu en azote (N) du sol (b) selon la profondeur de sol dans l'est du Canada (moyenne pour sept sites).
Tirée de Angers et al. (1997).

Bien que les stocks de COS ou de N du sol soient équivalents d'un type de travail de sol à un autre dans tout le profil, la répartition du COS et du N dans les fractions granulométriques de la MOS peut varier. Généralement, on retrouve une diminution du contenu

en COS et en N des fractions grossières avec une augmentation de l'intensité du travail du sol. Au Québec, après 11 ans de maïs en monoculture, Angers et al. (1993) ont détecté un contenu plus élevé de COS dans la fraction de la taille des sables sous travail réduit, mais une augmentation des stocks de N contenu dans les complexes organominéraux de la taille des argiles sous labour. Au Nebraska (États-Unis), dans une rotation blé-jachère depuis 27 ans, la réduction de l'intensité du travail de sol a augmenté le contenu en COS et en N dans la POM fine (53-250 µm) incluse dans les macroagrégats stables (Six et al., 1998).

D'autres études se sont penchées sur les effets de l'intensité du travail du sol sur les contenus en N labile. Les résultats sont incohérents entre eux : pour certains auteurs, la diminution de l'intensité du travail du sol engendre une accumulation de N labile du sol (Martínez et al., 2017), tandis que pour d'autres, on observe une diminution des quantités de N minéralisé bien que les contenus en POM, en COS et en N total soient équivalents entre le chisel et le labour (Raiesi et Kabiri, 2017).

Bien que les pratiques de conservation des sols n'augmentent pas forcément le stockage du COS sous les climats tempérés, d'autres bonnes raisons encouragent à adopter des pratiques de conservation (Baker et al., 2007). En effet, les résidus de surface protègent le sol en diminuant l'érosion éolienne et l'érosion hydrique (Arrouays et al., 2002). De plus, l'abandon du labour entraînerait une diminution de la consommation des énergies fossiles (Al-Kaisi et Yin, 2004) et une diminution des coûts (Phillips et al., 1980, cités par Baker et al., 2007). Finalement, les résidus peuvent nourrir les microorganismes, les insectes et les petits animaux (AITC-Canada, 2019).

1.3.3 EFFETS DES EFFLUENTS D'ÉLEVAGE

Au Québec, les déjections animales fournissent environ les deux tiers du N épandu sur les sols agricoles (Hébert et al., 2008). Les bovins laitiers produisent 46 % de la masse totale de ces fumiers, qui équivalent à une valeur fertilisante de 54 000 t N (Barrington et al., 1997). Les engrais de synthèse, quant à eux, représentent 100 000 t N chaque année (Ziadi et al., 2007). Par la nature de leurs constituants organiques, les fumiers représentent des apports carbonés qui comportent de nombreux bénéfices secondaires liés à l'amélioration des propriétés physiques et biochimiques du sol (Schröder et al., 2005; CRAAQ, 2010; Li et al., 2018). D'un autre côté, ils ont de plus faibles coefficients d'efficacité d'utilisation de leur N

par les cultures que les engrais minéraux (Sørensen et Jensen, 1998; CRAAQ, 2010). Néanmoins, les nutriments qui ne sont pas absorbés par les cultures ne sont pas nécessairement perdus puisqu'ils peuvent être stockés dans la réserve du sol (Webb et al., 2013).

À long terme, l'application de fumiers entraîne généralement une hausse des stocks de COS en comparaison à un engrais minéral (Maillard et Angers, 2014; Hao et al., 2017; Li et al., 2018) et une hausse du N total (Liang et al., 2014; Ozlu et al., 2018). Dans une méta-analyse de 49 sites provenant de diverses régions du globe, Maillard et Angers (2014) ont calculé des stocks de COS 26 % supérieurs en moyenne pour les cultures fertilisées avec des effluents d'élevage par rapport aux cultures fertilisées avec des engrais de synthèse, avec un coefficient de rétention du COS des effluents d'élevage variant de 8 à 16 % sur une durée moyenne de 18 ans.

Les effluents d'élevage contribuent également à enrichir la réserve de N dans le sol sous la forme organique (Webb et al., 2013). Dix-huit mois après une application de fumier, Sørensen et Jensen (1998) ont estimé que 61 % du N contenu dans les fumiers étaient présents dans le sol sous une forme organique dans la couche de surface (1-8 cm). Sur la même échelle de temps, au Québec, Chantigny et al. (2004; 2014) ont aussi démontré que 50 à 65 % du N de lisier de porc (*Sus scrofa domesticus* L.) demeurait sous formes organique et fixée dans les argiles dans les 30 premiers cm de sol. De plus, 25 % en moyenne du N appliqué avec le lisier de porc semble se stabiliser dans la réserve du sol au cours des trois premières années suivant l'apport (Chantigny et al., 2014). Sørensen (2004) propose qu'une partie du NH_4^+ -N contenu dans le lisier de porc soit immobilisée rapidement après l'application au sol, mais le N se minéraliserait lentement dans les années subséquentes. Au Québec, après 20 ans, les applications de $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ de lisier de porc sur des prairies ont augmenté les stocks de N de 29 % par rapport au témoin (0-15 cm). Le taux de rétention du N a été évalué entre 16 à 20 % de la quantité totale appliquée sur 20 ans (Angers et al., 2010).

D'un autre côté, la réponse des stocks de COS et de N du sol aux effluents d'élevage n'est pas nécessairement positive. Dans la même étude citée ci-dessus, Angers et al. (2010) ont noté que les doses annuelles de $50 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de lisier ont accéléré la minéralisation des composés organiques (effet de *priming*) et ont amené les teneurs en COS à un niveau inférieur

au témoin sans application. En doublant la dose à $100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, les stocks de COS ont atteint des niveaux similaires au témoin dans tout le profil étudié. Finalement, l'absence de gain en COS peut également être une conséquence d'une saturation du sol en COS (Gulde et al., 2008).

Le fumier contient des composés organiques dont la minéralisation survient dans les mois ou les années ultérieures, libérant alors des nutriments dont la culture pourra profiter : c'est ce qu'on appelle l'arrière-effet. Bien que l'arrière-effet azoté soit un phénomène couramment observé au champ, il reste difficile à mesurer et les résultats des mesures dépendent de la méthode utilisée (Loiseau, 1989). Webb et al. (2013) mentionnent une contribution à l'arrière-effet azoté allant entre 3 et 6 % du N total du fumier la deuxième année, et cette contribution diminue à 1 à 2 % la troisième année. Bien que les quantités de N libéré par l'arrière-effet soient relativement petites, l'effet des épandages répétés est cumulatif. Petersen et Sørensen (2008) ont fait des estimations des taux de minéralisation des effluents d'élevage en se basant sur des données issues de la littérature. Selon leur modèle, dix ans d'applications annuelles de lisier de bovin occasionnent un effet résiduel équivalent entre 9 et 14 % du N total appliqué (Jensen, 2013; Webb et al., 2013).

La proportion des quantités minéralisées qui sera prélevée par la culture dépend du synchronisme entre la minéralisation du fumier et les besoins de la culture. Ainsi, généralement, une culture qui a une plus longue saison de croissance bénéficiera davantage de l'arrière-effet (Sørensen et Amato, 2002). L'arrière-effet entraîne généralement une hausse du rendement en matière sèche et une hausse du prélèvement en N des cultures sur des sols ayant des antécédents d'application de fumier, contrairement aux cultures fertilisées aux engrais minéraux (Schröder et al., 2005; Schröder et al., 2007; Nyiraneza et al., 2010).

Les applications antérieures de fumier doivent donc être considérées dans le plan de fertilisation afin d'éviter d'appliquer des fertilisants en excès, ce qui représentent des risques de pertes environnementales plus élevées. Les méthodes utilisées pour estimer les quantités de N qui sera fourni par la réserve du sol au cours d'une saison sont encore très approximatives. Au Québec, les estimations de l'arrière-effet sont basées sur le N organique des apports jusqu'à deux années antérieures en considérant le rapport C/N de l'engrais organique (CRAAQ, 2013).

En ce sens, le fractionnement physique de la MOS pourrait éventuellement donner des précisions supplémentaires sur l'ampleur de l'arrière-effet attendu ou la quantité de N potentiellement minéralisable (Janzen, 1987). En effet, certaines fractions physiques sont plus sensibles aux apports d'engrais organiques, ce qui laisse croire qu'elles peuvent être impliquées plus que d'autres fractions dans le processus. En Chine, l'utilisation répétée d'effluents d'élevage dans une rotation de cultures annuelles a enrichi les fractions physiques de la MOS en COS et en N comparativement à une fertilisation à base d'engrais minéraux, avec des écarts relatifs qui ont décliné des fractions grossières vers les fractions fines (Liang et al., 2014). En Colombie-Britannique, dans un loam sableux fin, Maillard et al. (2015) ont montré que les fortes doses de lisier enrichissent en COS la fraction lourde associée aux sables et la fraction lourde associée aux argiles et aux limons jusqu'à 20 cm par rapport à une fertilisation à base d'engrais minéraux. La fraction grossière lourde était la plus réactive aux apports de fumier que la fraction lourde et fine. Des apports de fumier de bovin combinés aux applications d'engrais minéral peuvent également favoriser un gain des teneurs en N total et des fractions de N labiles comparativement aux applications d'engrais minéraux seuls (Chen et al., 2018b).

À la différence des fractions grossières, les fractions fines accumulent le C beaucoup plus lentement sous l'effet des applications d'effluents d'élevage. Plusieurs années, voire plusieurs décennies sont nécessaires pour percevoir des changements significatifs dans les gains de COS dans les stocks des fractions fines (Trigalet et al., 2014). Les effets des applications de fumier sur la répartition du N dans les fractions physiques de la MOS sont peu documentés, mais l'étroite corrélation entre le COS et le N laisse croire que le comportement du N du sol est similaire à celui du COS (Bosshard et al., 2008; Kirkby et al., 2011).

1.3.4 INTERACTION ENTRE LES PRATIQUES AGRICOLES

L'inclusion de prairies dans une rotation jumelée à l'application d'effluents d'élevage peut avoir un effet synergique sur les stocks de MOS. Dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean (Québec), une fertilisation à base de lisier de bovin a augmenté de 22 % (0-10 cm) et de 16 % (0-30 cm) les stocks en COS sous une rotation orge (*Hordeum vulgare* L.)-prairies sans toutefois augmenter les stocks de manière significative sous une monoculture d'orge

(Maillard et al., 2016). Cet effet synergique (cultures pérennes – lisier) est perceptible également sur la dynamique du N du sol. En effet, le prélèvement azoté d'une culture de maïs fertilisée avec l'engrais minéral était de 47 kg N ha⁻¹ dans une rotation de cultures annuelles (Nyiraneza et al., 2010). Cette quantité a doublé (98 kg N ha⁻¹) pour du maïs établi dans une rotation de cultures annuelles recevant une fertilisation mixte (fumier + engrais minéral), tandis qu'elle a quadruplé (208 kg N ha⁻¹) lorsque l'itinéraire agronomique incluait à la fois une fertilisation mixte et des cultures pérennes (Nyiraneza et al., 2010). La fertilisation mixte a eu tendance à augmenter les contenus en N dans la POM et les différentes tailles d'agrégats avec des valeurs plus élevées dans la rotation céréales-fourrages que les céréales en continu.

À ma connaissance, aucune étude n'a mesuré les effets d'une combinaison du type de travail du sol à différentes rotations de cultures ou à différentes sources fertilisantes sur les stocks de COS et de N dans les fractions physiques de la MOS.

Chapitre 2 Objectif et hypothèses de recherche

La revue de la littérature met en lumière l'influence des pratiques agricoles dans les processus de stabilisation de la MOS, de même que le potentiel des méthodes physiques de fractionnement dans l'étude et la caractérisation de la MOS. Par contre, on en sait peu sur l'influence des interactions entre différentes pratiques, constituant un itinéraire agronomique, sur les changements nets de COS et de N total. Dans le but de contribuer à l'avancement des connaissances, ce projet de recherche a pour objectif d'évaluer l'effet à long terme de différentes pratiques (inclusion de prairies dans la rotation, travail de sol, application d'effluents d'élevage) sur les stocks de COS et de N du sol et des fractions de la MOS. En considérant les informations tirées de la littérature scientifique, il est possible de formuler l'hypothèse que la répartition du COS et de N entre les fractions physiques de la MOS diffère selon les pratiques. Plus exactement :

- (a) Le lisier de bovin favorise l'accumulation de COS et de N stable (fraction lourde et fine) comparativement à un engrais minéral;
- (b) L'inclusion d'une prairie dans une rotation augmente l'accumulation de COS et de N labile (fractions légère et grossière lourde);
- (c) La combinaison d'apports de lisier de bovin et de l'inclusion d'une prairie dans la rotation provoque une accumulation de COS et de N plus importante que la somme des deux pratiques prises isolément (effet synergique);
- (d) Comparativement à un labour, un travail réduit du sol favorise une accumulation plus grande de COS et de N dans les fractions labiles de l'horizon de surface (0-10 cm), mais plus faible en profondeur (10-30 cm).

Afin de valider ces hypothèses, une expérience à long terme a été menée sur un site expérimental au Québec. Le site et la méthodologie sont décrits à la section suivante.

Chapitre 3 Matériel et méthodes

3.1.SITE DE L'ESSAI

Les parcelles du projet de recherche ont été établies à l'automne 1989 à la ferme expérimentale d'Agriculture et Agroalimentaire Canada à Normandin (48°50' N, 72°33' O), dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean, au Québec, Canada. Le sol est un gleysol humique dont les parcelles sont aménagées sur une argile limoneuse de la série Labarre (Bissonnette et al., 2001; Lafond et al., 2017).

La région se caractérise par un climat continental frais. De 1990 à 2017, la température annuelle moyenne était de 1,7 °C et les précipitations totales annuelles s'élevaient à 823 mm. La saison de croissance s'étend généralement de mai à octobre, où la température moyenne est de 12,4 °C et les précipitations totales moyennes sont de 504 mm (333-756 mm) (Lafond et al., 2017; Environnement Canada, 2018).

En 1989, à l'établissement des parcelles, l'horizon 0-15 cm du sol avait un pH à l'eau de 5,6, une densité apparente de 1,36 g cm⁻³ et était composé de 49 % d'argile, 43 % de limon et de 8 % de sable. Les contenus en COS et en N (0-15 cm) étaient de 53,7 et 3,5 Mg ha⁻¹ respectivement, et les contenus en P et en potassium (K) déterminés par la méthode Mehlich-3 étaient respectivement de 45 et 253 kg ha⁻¹. La rotation en place avant le début de l'étude était une rotation orge-luzerne (*Medicago sativa* L.). La culture de luzerne a été détruite à l'automne 1989 par une application de glyphosate puis a été incorporée par un chisel ou par une charrue à versoirs, dépendamment du dispositif décrit ci-dessous (Bissonnette et al., 2001; Maillard et al., 2016; Lafond et al., 2017). Au printemps 1990, les premières parcelles d'orge, d'orge grainée et de prairies ont été semées.

3.2.DISPOSITIF EXPÉRIMENTAL

L'expérience était de type factoriel selon un dispositif en tiroirs composé de quatre blocs aléatoires à trois facteurs de deux niveaux chacun, totalisant huit itinéraires agronomiques. La rotation de cultures était le facteur principal (parcelles principales), le type de travail de sol était le facteur secondaire (sous-parcelles), puis la source fertilisante était le facteur tertiaire (sous-sous-parcelles). Les unités expérimentales étaient des parcelles de 10 m × 5 m.

Concernant les rotations de cultures, une monoculture d'orge était comparée à une rotation sur trois ans d'orge-prairies, où la première année était semée en orge grainée avec un mélange de plantes fourragères suivie par deux ans de production fourragère. L'orge (cultivar Chapais) a été semée à un taux de 170 kg ha⁻¹ dans les parcelles en monoculture, et à un taux de 128 kg ha⁻¹ dans les parcelles en rotation. De 1990 à 1999, le mélange de plantes fourragères était composé de fléole des prés (*Phleum pratense* L., cultivar Champ, 5 kg ha⁻¹) et de trèfle rouge (cultivar Prosper, 5 kg ha⁻¹). À partir de 2000, un mélange de dactyle pelotonné (*Dactylis glomerata* L., cultivar Okay, 7 kg ha⁻¹) et de trèfle rouge (7 kg ha⁻¹) était semé. Dans chacun des blocs, on retrouvait une parcelle en monoculture d'orge et trois parcelles représentant chaque phase de la rotation (orge grainée; prairie première année; prairie deuxième année). Des herbicides ont été utilisés selon les recommandations agronomiques régionales pour la répression des plantes adventices dans tous les traitements (Lafond et al., 2017).

Pour le travail du sol primaire, un passage de chisel (profondeur de 15 cm) était comparé à un passage de charrue à versoirs (profondeur de 20 cm). À partir de 2000, la prairie était détruite par une application de glyphosate avant le travail de sol (Lafond et al., 2017). Le travail du sol primaire était effectué à l'automne de chaque année dans les parcelles en monoculture d'orge et à l'automne à tous les trois ans (avant le retour à l'orge grainée) dans les parcelles en rotation orge-prairies. Le travail de sol variait donc en fréquence (à tous les ans versus tous les trois ans) et en intensité (chisel versus charrue à versoirs) entre les deux types de travail de sol testés, selon les rotations dans lesquelles ils étaient effectués.

Dans les sous-sous-parcelles, les sources fertilisantes étaient des engrais minéraux ou du lisier de bovin provenant d'un troupeau local. Suivant les recommandations agronomiques locales, pour la durée de l'étude (1990-2017), les parcelles d'orge grainée et en monoculture d'orge avec engrais minéraux ont reçu une moyenne annuelle de 70 kg N ha⁻¹ sous forme de nitrate d'ammonium (NH₄NO₃), 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ sous forme de superphosphate triple, et 70 kg K₂O ha⁻¹ sous forme de chlorure de potassium (KCl). Pour la même période, les parcelles de prairies avec engrais minéraux ont reçu, quant à elles, une moyenne annuelle de 127 kg N ha⁻¹, 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ et 120 kg K₂O ha⁻¹. Les doses étaient fractionnées au semis (75 kg N ha⁻¹) tandis que le reste du N minéral (50 kg N ha⁻¹) était appliqué suite à la

première coupe. Exceptionnellement en 2000, une dose supplémentaire de N (50 kg N ha⁻¹) fut appliquée après la deuxième coupe.

De 1990 à 2017, toutes les parcelles sous lisier de bovin recevaient des applications printanières de 50 m³ ha⁻¹ de lisier de bovin provenant d'un troupeau laitier local. À partir de 1996, pour les prairies, une dose additionnelle d'environ 30 m³ ha⁻¹ était appliquée après la première coupe. De plus, en 2000, une dose supplémentaire de 30 m³ ha⁻¹ a été appliquée après la deuxième coupe. Pour les parcelles en orge, le lisier de bovin représentait un apport annuel moyen de 106 kg N ha⁻¹ tandis que les parcelles sous prairies ont reçu des apports annuels moyens de 162 kg N ha⁻¹. Le tableau 1 résume les quantités de nutriments apportés aux différentes cultures selon la source fertilisante, tandis que les tableaux A1 et A2 en annexe décrivent les apports annuels en N, P₂O₅ et K₂O par les sources fertilisantes pour la durée de l'étude.

Tableau 1. Apports moyens annuels en azote (N), phosphore (P₂O₅) et potassium (K₂O) par les engrais minéraux et le lisier de bovin pour la période de 1990-2017.

	ORGE ET ORGE GRAINÉE			PLANTES FOURRAGÈRES		
	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹
Engrais minéral						
Moyenne	70	40	70	127	40	120
Minimum	70	40	70	90	40	70
Maximum	70	40	70	175	40	140
Lisier de bovin						
Moyenne	106	40	140	162	60	215
Minimum	73	25	76	73	32	76
Maximum	153	64	207	242	101	371

Dans les parcelles de monoculture d'orge et d'orge grainée, deux jours précédant le semis, les engrais minéraux étaient appliqués à la volée tandis que le lisier de bovin était épandu en surface. Les engrais étaient immédiatement enfouis par un passage d'une herse à disques (profondeur de 7,5 cm). Dans les parcelles de prairies, pour les deux années de production, les fertilisants (engrais minéraux ou lisier de bovin) étaient appliqués à la volée sans être enfouis.

3.3. PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS DE SOL

Des échantillons de sol des parcelles en monoculture d'orge et en deuxième année de prairie ont été prélevés les 25 et 26 septembre 2017, après les récoltes et avant la destruction de la

prairie. Dans chaque unité expérimentale, trois trous ont été creusés et la densité apparente du sol a été mesurée à l'aide d'un cylindre en acier inoxydable de 100 cm³ à deux profondeurs : 0-10 et 10-30 cm (Hao et al., 2007). Le contenu des cylindres des trois trous a été regroupé par profondeur, puis a été séché à 105 °C au laboratoire pour connaître la densité apparente du sol. Un échantillon de sol supplémentaire a été collecté pour chacune des deux profondeurs et le sol des trois trous a été regroupé par profondeur pour former un échantillon composite par profondeur par unité expérimentale. Le sol a été tamisé à 6 mm directement au champ puis séché à l'air ambiant.

3.4.FRACTIONNEMENT DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

La méthode de fractionnement est inspirée de la méthode décrite par Maillard et al. (2015), laquelle combine un fractionnement densimétrique à l'aide d'une solution aqueuse de NaI (1,7 g cm⁻³), suivi par un fractionnement granulométrique de la fraction lourde. Les fractions obtenues sont la matière organique légère (MOL) et les fractions lourdes > 53, 20-53, 2-20 et < 2 µm (figure 10).

Fraction légère

Vingt-cinq (25,0) g de sol tamisé et séché ont été placés dans une bouteille à centrifuger de 250 mL, auxquels ont été ajoutés 100 mL d'une solution aqueuse de NaI d'une densité ajustée à 1,7 g cm⁻³. Le contenu a été traité aux ultra-sons (Modèle Q500, QSonica Sonicators, Newtown, CT, USA) pendant 240 s afin d'obtenir une énergie de dispersion avoisinant les 450 J g⁻¹ de sol. L'échantillon a ensuite été centrifugé 45 min à 3800 RPM (équivalent à 4100 × g).

Après centrifugation, la MOL flottant sur la solution de NaI a été délicatement récupérée par aspiration puis filtrée sous vide sur un filtre en nylon de 0,45 µm (Nylaflo, Pall Corporation, Ann Arbor, MI, USA). La MOL a ensuite été rincée avec 400 mL d'eau distillée avant d'être placée dans un plat de Pétri et mise à sécher à 55 °C pendant 24 h.

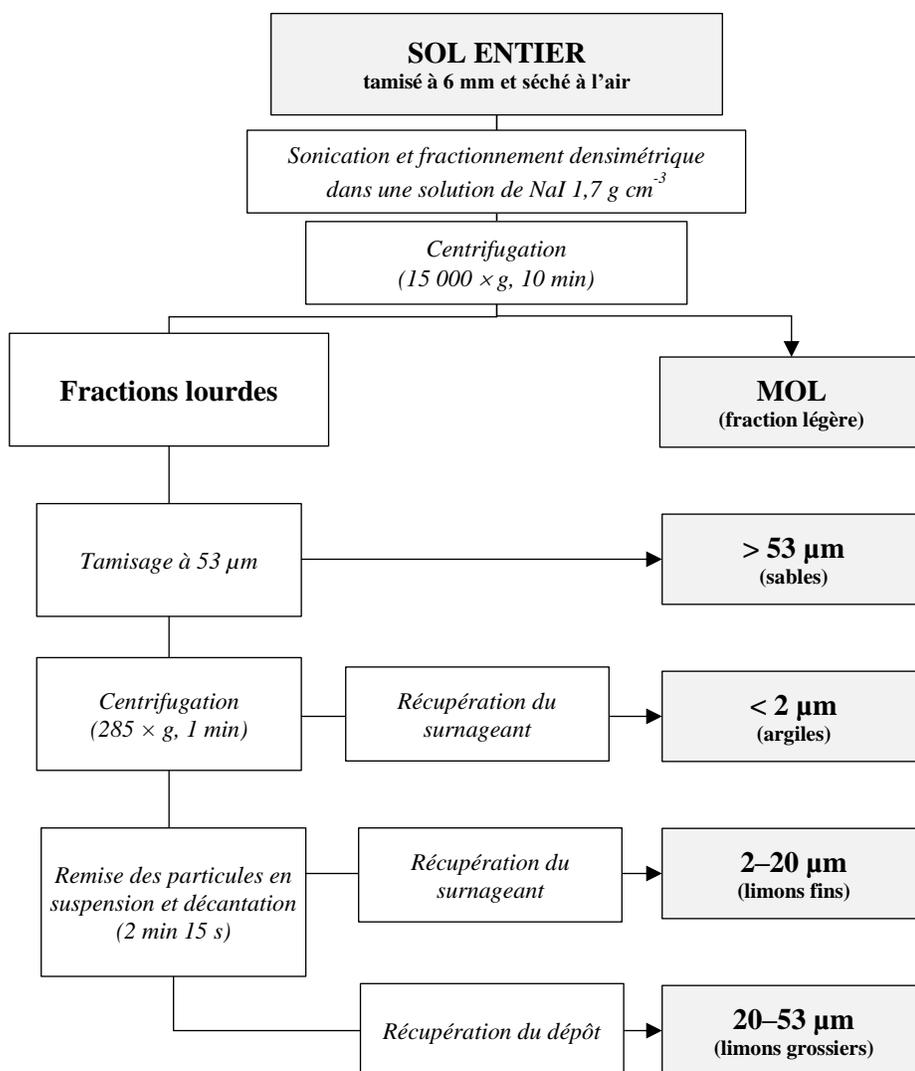


Figure 10. Schéma de la méthode de fractionnement de la matière organique du sol. MOL, matière organique légère.

Fractions lourdes

Une fois la MOL aspirée, le culot de centrifugation contenait les fractions lourdes, lesquelles ont été séparées par un fractionnement granulométrique. Vingt billes en verre de borosilicate (6 mm de diamètre) et environ 175 mL d'eau distillée ont été ajoutés à la fraction lourde. Le culot a été remis en suspension en brassant vigoureusement avant d'être centrifugé 10 min à 10 000 RPM (équivalent à 15 000 × g) (Sohi et al., 2001; Maillard et al., 2015). Le surnageant a ensuite été aspiré et jeté. Le culot de centrifugation a été lavé avec 175 mL d'eau distillée puis centrifugé deux autres fois afin d'éliminer un maximum de NaI de la fraction lourde.

Fraction lourde grossière (> 53 μm)

À la suite des trois lavages, 150 mL d'eau distillée ont été ajoutés au culot final. Le contenu a été brassé sur un agitateur automatique (120 coups min^{-1}) pendant 30 min avant d'être passé au tamis 53 μm au-dessus d'un cylindre de 1 L lequel servait à récupérer l'eau de rinçage. Les billes de verre ont été retirées puis le contenu du tamis a été rincé rigoureusement avec de l'eau distillée, transvidé dans un bécher préalablement pesé, et mis à sécher pendant 72 h à 55 °C.

Séparation des limons et des argiles

L'eau de rinçage récupérée lors du tamisage contenait les particules inférieures à 53 μm et a été répartie dans quatre bouteilles graduées de 250 mL. Le niveau de chacune des bouteilles a été ajusté avec de l'eau distillée de manière à obtenir un volume de 200 mL, puis les quatre bouteilles ont été centrifugées à 1000 RPM (équivalent à 285 \times g) pendant 1 min. Délicatement, par aspiration, les 7 premiers cm de surnageant ont été récupérés. La fraction aspirée contenait les particules de la taille des argiles (< 2 μm) (Poppe et al., 1988). Les étapes précédentes (ajuster le volume d'eau à 200 mL, centrifuger et aspirer) ont été répétées deux autres fois afin de maximiser la récupération des argiles. Les trois volumes d'eau ainsi aspirés ont été combinés et transférés dans un bécher préalablement pesé et mis à sécher pendant 72 h à 55 °C.

Séparation des limons fins et des limons grossiers

Les culots de centrifugation ont été combinés dans une seule bouteille à centrifuger, et le volume a été ajusté à 200 mL avec de l'eau distillée. Le culot a été remis en suspension puis la bouteille a été laissée au repos sur le comptoir pour décantation. Après 2 min 15 s, les 5 premiers cm de surnageant ont été récupérés délicatement par aspiration. Le temps de sédimentation a été calculé à partir de la Loi de Stokes et est présenté en annexe (A3). Ces dernières étapes (ajuster le volume à 200 mL, agiter, décanter et aspirer) ont été répétées quatre autres fois pour un total de cinq cycles. La fraction aspirée contenait les limons fins (2-20 μm) tandis que le dépôt dans la bouteille représentait la fraction de limons grossiers

(20-53 μm). Chacune de ces fractions a été transférée dans un bécher préalablement pesé et mise à sécher pendant 72 h à 55 °C.

3.5.ANALYSES DU CARBONE ET DE L'AZOTE

Une fois séchées, les fractions lourdes ont été pesées puis broyées finement par un broyeur à billes métalliques (modèle MM 400, Retsch, Newtown, PA, USA) à 30 Hz jusqu'à l'obtention d'une poudre fine exempte de flocons (5 à 60 s par fraction) avant d'être analysées. Les contenus en C total et N total du sol entier (non fractionné) et de chaque fraction (MOL, > 53, 53-20, 20-2, < 2 μm) ont été déterminés par combustion sèche avec un analyseur CNS (modèle TruMac, LECO Corp. Saint-Joseph, MI, USA).

3.6.CALCULS DES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE ET D'AZOTE DANS LE SOL ENTIER ET DANS LES FRACTIONS DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Les masses des cinq fractions d'un échantillon (MOL, > 53, 20-53, 2-20, < 2 μm) ont été additionnées afin de calculer la quantité de sol récupéré. Le pourcentage de récupération a été calculé en divisant la masse de sol récupérée par la masse de sol initiale (25,0 g).

Les comparaisons de stocks de COS et de N du sol ont été faites sur une masse équivalente en considérant la profondeur d'échantillonnage et la densité apparente du sol (Ellert et Bettany, 1995). Pour calculer les stocks de COS (kg C m^{-2}), la concentration en COS (g C kg^{-1} sol entier) a été multipliée par la densité apparente du sol (g cm^{-3}) et par la profondeur d'échantillonnage (0,1 ou 0,2 m, respectivement pour les couches 0-10 et 10-30 cm). De la même manière, les stocks de COS provenant des fractions (kg C m^{-2}) ont été calculés en multipliant la concentration en COS de la fraction (g C kg^{-1} fraction) par la densité apparente (g cm^{-3}) et la profondeur (m), puis en multipliant le résultat par le rapport de la masse de la fraction sur la masse du sol entier (g fraction g^{-1} sol entier). Les mêmes calculs ont été appliqués pour les stocks de N (kg N m^{-2}). Les stocks de COS et de N des fractions ont été additionnés puis comparés aux stocks en COS et en N du sol entier pour connaître les taux de récupération du COS et du N. Les stocks de COS et de N (kg m^{-2}) du profil 0-30 cm ont été obtenus en additionnant les stocks des couches 0-10 et 10-30 cm.

3.7.SATURATION DU SOL EN CARBONE ORGANIQUE ET EN AZOTE

Les résultats de Hassink (1997) suggèrent que les particules minérales ayant un diamètre inférieur à 20 μm ont une limite à stocker de la MOS. Ainsi, les stocks de COS et de N contenus dans les fractions fines seraient corrélés à leur proportion dans le sol. Suivant la même démarche que Hassink (1997), une corrélation et une régression entre la proportion des limons et de l'argile avec les quantités de COS et de N associés à ces fractions (g kg^{-1} sol entier) ont été produites pour les parcelles en rotation orge-prairies et les parcelles en monoculture d'orge séparément, sur 0-10 cm. Deux critères de taille de particules ont été testés, soit 0-20 et 0-53 μm (Six et al., 2002). Les corrélations de Pearson ont été testées avec la procédure CORR du programme SAS University Edition (©2018-2020, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA).

3.8.ANALYSES STATISTIQUES

Les moyennes des stocks de COS, des stocks de N et des rapports C/N du sol entier et des fractions de la MOS ont été analysées par sept contrastes *a priori*. Les trois premiers s'appliquent sur les effets principaux étudiés :

(i)	Rotation	CC c. F2
(ii)	Travail de sol	CHI c. LAB
(iii)	Source fertilisante	MIN c. ORG

Puisque la monoculture d'orge et la rotation orge-prairies ont des fréquences de travail de sol et des doses d'engrais qui diffèrent l'une de l'autre, les effets du travail de sol et de la source fertilisante des contrastes d'interaction ont été testés en isolant les deux rotations (rotation \times travail du sol; rotation \times source fertilisante) :

(iv)	Travail de sol dans la monoculture d'orge	CC-CHI c. CC-LAB
(v)	Travail de sol dans la rotation orge-prairies	F2-CHI c. F2-LAB
(vi)	Source fertilisante dans la monoculture d'orge	CC-MIN c. CC-ORG
(vii)	Source fertilisante dans la rotation orge-prairies	F2-MIN c. F2-ORG

Les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant la procédure MIXED du logiciel SAS University Edition (©2018, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA). L'homogénéité de la variance et la normalité des résidus ont été vérifiées graphiquement par la procédure

UNIVARIATE. Lorsque nécessaire, l'hétérogénéité de la variance a été corrigée en modélisant selon le facteur principal *Rotation* avec la fonction REPEATED de SAS. Les résultats ont été considérés significatifs lorsque la valeur de P était inférieure à 0,05, et considérés comme une tendance lorsque la valeur de P était entre 0,05 et 0,10.

3.9.BILAN EN CARBONE ORGANIQUE ET EN AZOTE DU SOL

À partir des stocks de COS et de N de 2017 dans les 30 premiers cm du sol, une évaluation relative des changements de stocks (Δ stocks) a été calculée pour les huit itinéraires agronomiques. Une valeur de zéro a été attribuée pour les stocks de l'itinéraire agronomique de référence, à savoir les parcelles en monoculture travaillée par labour sous engrais minéral (CC-LAB-MIN). Les valeurs représentent des gains (Δ positif) ou des pertes (Δ négatif) de stocks par rapport au traitement de référence après 27 ans de pratiques culturales répétées. Finalement, afin d'améliorer l'interprétation des résultats, le bilan a été calculé en considérant les entrées et les sorties de chacun des itinéraires agronomiques de 1991 à 2017. Les entrées et les sorties de l'année 1990 n'ont pas été considérées puisque les premières parcelles ont été semées au printemps 1990. Ainsi, les parcelles dont le traitement était en 2^e année de prairies n'étaient pas représentatives en termes de biomasse produite et de rendements. Le bilan a été obtenu en soustrayant les entrées de C ou de N à la somme des sorties et des Δ stocks (bilan = sorties + Δ stocks – entrées). La valeur du bilan est une indication que certaines sources d'apports (entrées) ou de pertes (sorties) de COS et de N du sol sont sous-estimées, surestimées ou manquantes pour expliquer l'accumulation dans les sols (valeur positive) ou l'appauvrissement (valeur négative) des stocks du sol.

3.9.1 BILAN EN CARBONE ORGANIQUE DU SOL

Pour le COS, les entrées équivalent à la somme du C contenu dans les résidus de cultures et dans les engrais (tableau 2). Aucun des engrais minéraux ne contenait de C, par conséquent, les entrées liées à la fertilisation s'appliquent seulement aux parcelles qui ont reçu des applications de lisier de bovin. Les apports en COS des résidus de cultures ont été calculés selon la méthode proposée par Bolinder et al. (2007) qui considère les apports provenant des résidus de cultures, des tissus racinaires et de la rhizodéposition, en assumant une teneur en C de 45 % dans toutes les parties de la plante. La quantité de C apporté par le lisier de bovin a été calculé en multipliant la dose de lisier de bovin appliqué par le pourcentage de matière

sèche (MS) et par le contenu en C du lisier de bovin, établi à 390 g C kg⁻¹ MS (Maillard et al., 2016). Les sorties en COS correspondaient au contenu carboné des exportations, c'est-à-dire le rendement en grains dans l'orge et l'orge grainée, et le rendement en fourrages dans les parcelles de 1^e et 2^e année de prairie (tableau 3). La paille de l'orge n'a pas été exportée des parcelles. Les pertes environnementales possibles de COS (ex. lessivage de C organique dissout) n'ont pas été considérées dans le calcul.

Tableau 2. Apports annuels moyens en carbone organique dans le sol (COS) pour les huit itinéraires agronomiques de 1991 à 2017.

	APPORTS DE LA CULTURE kg C ha ⁻¹ an ⁻¹	APPORTS DU LISIER DE BOVIN kg C ha ⁻¹ an ⁻¹	APPORTS TOTAUX kg C ha ⁻¹ an ⁻¹
CC-CHI-MIN	2475	0	2475
CC-CHI-ORG	2222	945	3166
CC-LAB-MIN	2555	0	2555
CC-LAB-ORG	2025	945	2970
ROT-CHI-MIN	2146	0	2146
ROT-CHI-ORG	2413	1236	3649
ROT-LAB-MIN	2082	0	2082
ROT-LAB-ORG	2363	1236	3599

CC, monoculture d'orge; ROT, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

Tableau 3. Bilan pour le carbone organique du sol (COS) en 2017.

	ENTRÉES 1991 à 2017 Mg C ha ⁻¹	SORTIES 1991 à 2017 Mg C ha ⁻¹	STOCKS COS 2017 Mg C ha ⁻¹	Δ STOCKS COS trt de réf. : CC-LAB-MIN Mg C ha ⁻¹	BILAN Mg C ha ⁻¹
CC-CHI-MIN	67	34	60	- 8	- 41
CC-CHI-ORG	85	29	64	- 4	- 61
CC-LAB-MIN	69	38	68	0	- 31
CC-LAB-ORG	80	30	70	2	- 48
ROT-CHI-MIN	58	52	94	26	20
ROT-CHI-ORG	99	58	88	20	- 20
ROT-LAB-MIN	56	53	103	35	31
ROT-LAB-ORG	97	59	96	28	- 10

ENTRÉES = contenu en carbone (C) dans les résidus de cultures selon Bolinder et al. (2007) + C de la fertilisation (dose de lisier de bovin × pourcentage de matière sèche (MS) × contenu en C du lisier de bovin de 390 g kg⁻¹ MS).

SORTIES = contenu en C × exportations (rendements en grains dans l'orge et l'orge grainée, rendement en fourrages dans les parcelles de 1^e et 2^e année de prairie). **Δ STOCKS COS** = stocks COS 2017 – stocks COS dans le traitement de référence (CC-LAB-MIN). **BILAN** = sorties + Δ stocks COS – entrées.

CC, monoculture d'orge; ROT, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

3.9.2 BILAN EN AZOTE DU SOL

Pour le bilan en N du sol, les entrées équivalent à la somme des quantités de N apporté par la fixation par les organismes non-symbiotiques [4 kg N ha⁻¹ an⁻¹, Yang et al. (2010)], les dépôts atmosphériques [4,55 kg N ha⁻¹ an⁻¹, Zhang et al. (2009)] et le N total apporté par la fertilisation (tableaux A1 et A2 en annexe). Les apports provenant de la fixation symbiotique des légumineuses ont été omis. Les sorties équivalent à la somme du contenu azoté des exportations et des estimations des pertes environnementales (tableaux 4 et 5). Les exportations correspondent au N contenu dans les récoltes, c'est-à-dire au rendement en grains dans l'orge et l'orge grainée, et le rendement en fourrages dans les parcelles de 1^e et 2^e année de prairie, multiplié par leur teneur en N respective. Les estimations des pertes environnementales consistent en une approximation des pertes par dénitrification (N_{N_2O, N_2}), par volatilisation (N_{NH_3}) et par lessivage (N_{NO_3}). Le tableau 4 résume les calculs et les valeurs utilisées pour l'estimation des pertes environnementales.

Tableau 4. Calculs des pertes environnementales azotées.

PERTES ENVIRONNEMENTALES	CALCULS	RÉFÉRENCES
N_{N_2O, N_2}	= Pertes N_2O + Pertes N_2	
	Pertes N_2O = $N_{ferti} \times 0,017 \times RF_{fill} \times RF_{text}$	Rochette et al. (2008)
	0,017 coefficient d'émission	
	RF_{fill} 1,1 (chisel)	
	1,0 (labour)	
	RF_{text} 1,2 (argile)	
	Pertes N_2	Annexe de Butterbach-Bahl et al. (2013), p. 17
	$N_2O / (N_2O + N_2) = 0,150$	
	Donc $(N_2O + N_2) / N_2O = (1/0,150) = 6,67$	
	On multiplie les estimations de pertes N_2O (ci-haut) par 6,67 pour estimer les pertes totales par dénitrification ($N_2O + N_2$).	
N_{NH_3}	= $N_{ferti} \times F_{NH_3-N}$	Styles et al. (2015)
	F_{NH_3-N} 1,8 % (engrais minéral)	
	8,0 % (lisier de bovin)	
N_{NO_3}	= $N_{ferti} \times F_{NO_3-N}$	Styles et al. (2015)
	F_{NO_3-N} 10 % (engrais minéral)	
	4 % (lisier de bovin-orge ou orge grainée) *	
	5 % (lisier de bovin-prairie 1 ^e ou 2 ^e année) *	

* Les coefficients sont les mêmes que ceux utilisés par D'Amours (2018) qui a fait un bilan de N antérieurement sur le même dispositif.

N_{N_2O, N_2} , pertes par dénitrification; N_2O , oxyde nitreux; N_2 , diazote; N_{NH_3} , pertes par volatilisation; N_{NO_3} , pertes par lessivage; N_{ferti} , N total apporté par la fertilisation; RF_{fill} , facteur-ratio pour le travail de sol; RF_{text} , facteur-ratio pour la texture; F_{NH_3-N} , facteur de volatilisation; F_{NO_3-N} , facteur de pertes par lessivage.

Tableau 5. Bilan pour l'azote (N) du sol en 2017.

	ENTRÉES 1991 à 2017 kg N ha ⁻¹	SORTIES 1991 à 2017		STOCKS N 2017 kg N ha ⁻¹	Δ STOCKS N trt réf. : CC-LAB-MIN kg N ha ⁻¹	BILAN kg N ha ⁻¹
		Exportations	Pertes environ.			
		kg N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹			
CC-CHI-MIN	2121	1494	506	4833	- 431	- 552
CC-CHI-ORG	3136	1282	1074	5226	- 38	- 819
CC-LAB-MIN	2121	1648	480	5264	0	7
CC-LAB-ORG	3136	1323	1034	5844	580	- 199
ROT-CHI-MIN	3151	3131	781	7293	2029	2791
ROT-CHI-ORG	4107	3466	1712	7366	2102	3173
ROT-LAB-MIN	3151	3344	742	7747	2483	3418
ROT-LAB-ORG	4107	3583	1659	7579	2315	3450

ENTRÉES = apports par la fixation par les organismes non-symbiotiques selon Yang et al. (2010) + dépôts atmosphériques selon Zhang et al. (2009) + N total apporté par la fertilisation (tableaux A1 et A2 en annexe). **SORTIES** = exportations (rendement \times contenu en N) + pertes environnementales (approximation des pertes par dénitrification, par volatilisation et par lessivage). **Δ STOCKS N** = stocks N 2017 – stocks N dans le traitement de référence (CC-LAB-MIN). **BILAN** = sorties + Δ stocks N – entrées.

CC, monoculture d'orge; ROT, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

Chapitre 4 Résultats

4.1.TAUX DE RÉCUPÉRATION DANS LES FRACTIONS DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Suivant le fractionnement, les taux de récupération du sol, du COS et du N du sol sont présentés dans le tableau 6.

Tableau 6. Taux de récupération du sol, du carbone organique (COS) et de l'azote (N) dans les fractions du sol par rapport au sol entier.

	TAUX DE RÉCUPÉRATION		
	Sol (%)	COS (%)	N (%)
Moyenne	98	93	92
Minimum	96	84	83
Maximum	99	103	103

La proportion des fractions de la matière organique récupérées sont présentées dans la figure 11. À titre de comparaison, la granulométrie du sol est représentée ci-dessous.

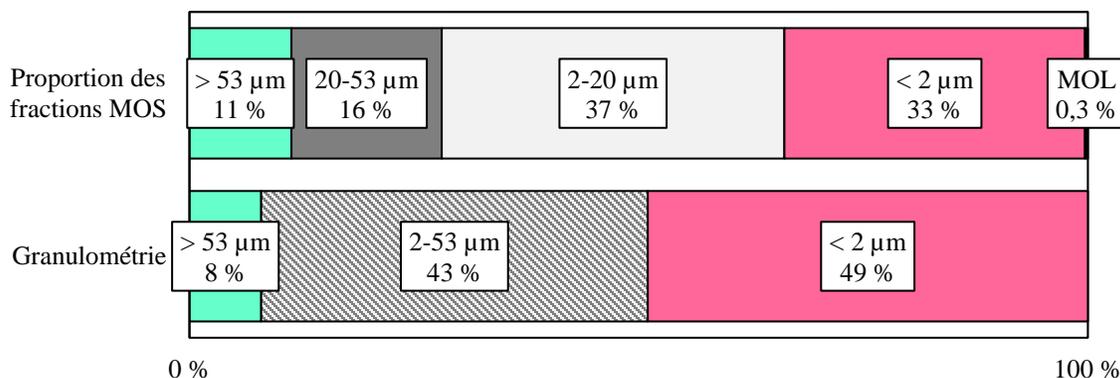


Figure 11. Comparaison entre la granulométrie du sol et la répartition de la matière organique récupérée entre les fractions. MOS, matière organique du sol; MOL, matière organique légère.

4.2.DENSITÉ APPARENTE DU SOL

La densité apparente du sol a été affectée par la rotation établie, tant dans la couche de surface (0-10 cm) que dans la couche inférieure (10-30 cm) (tableau 7). En effet, la densité apparente du sol s'est améliorée avec la présence de prairies dans la rotation, passant en moyenne de $1,23 \text{ g cm}^{-3}$ dans la monoculture d'orge à $1,18 \text{ g cm}^{-3}$ dans la rotation orge-prairies en surface, et de $1,34 \text{ g cm}^{-3}$ à $1,23 \text{ g cm}^{-3}$ en profondeur (figure 12).

Tableau 7. Analyse de la variance des effets des contrastes entre des itinéraires agronomiques sur la densité apparente du sol à deux profondeurs de sol (0-10, 10-30 cm).

CONTRASTES	0-10 cm	10-30 cm
CC c. F2	0,009	< 0,001
CHI c. LAB	NS	NS
MIN c. ORG	NS	NS
CC-LAB c. CC-CHI	NS	NS
F2-LAB c. F2-CHI	NS	NS
CC-MIN c. CC-ORG	0,087	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS

CC, Monoculture d'orge; F2, orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

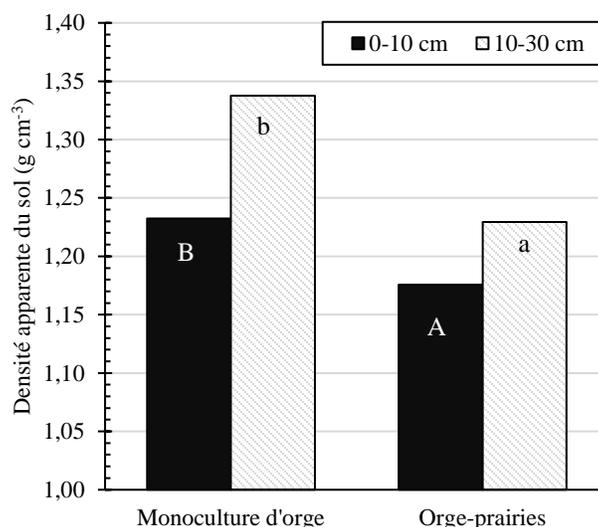


Figure 12. Densité apparente du sol selon deux rotations à deux profondeurs de sol (0-10, 10-30 cm). Les différentes lettres dans un même graphique indiquent une différence significative avec une marge d'erreur de 0,05 (LSD) entre les traitements.

4.3.STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE ET D'AZOTE DU SOL

Les moyennes détaillées des stocks de COS, des stocks de N et des rapports C/N sont disponibles dans les tableaux A4, A5 et A6 en annexe, alors que les analyses de variance respectives sont présentées dans les tableaux A7, A8 et A9 en annexe. Les moyennes des stocks de COS et de N des fractions de la MOS sont rapportées respectivement dans les figures 13 et 14. Pour chaque itinéraire agronomique, la somme des stocks des fractions correspond aux stocks dans le sol entier. Bien que les échantillons de sol n'aient pas été tamisés à 2 mm pour respecter la limite supérieure associée aux sables, les échantillons étaient dépourvus de cailloux. Ainsi, la masse de la fraction de MOS récupérée dans la fraction lourde > 53 µm est considérée équivalente à la MOS associée aux sables. Pour tous les traitements, les fractions lourdes contenaient la majorité des stocks de COS et de N du

sol, et plus spécifiquement dans les fractions < 20 µm. En surface, 77 à 81 % des stocks de N du sol étaient associés aux fractions < 20 µm, alors que les proportions s'élèvent jusqu'à 84 % dans la couche de sol 10-30 cm. Pour les stocks de COS, les fractions < 20 µm représentent 70 à 74 % des stocks de COS en surface, et jusqu'à 78 % en profondeur.

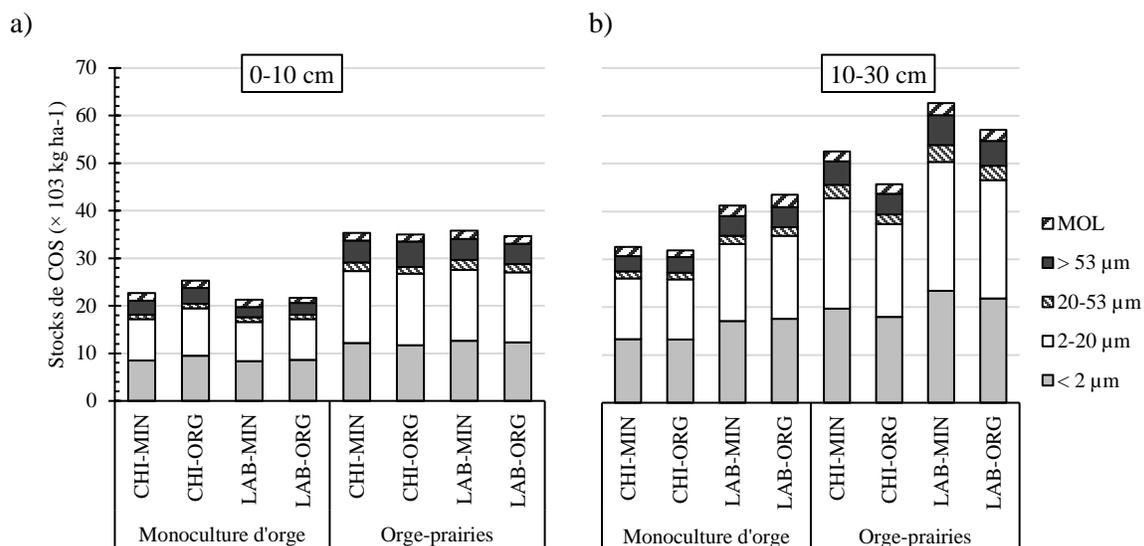


Figure 13. Stocks de carbone organique du sol (COS) et des fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm. CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin; MOL, matière organique légère.

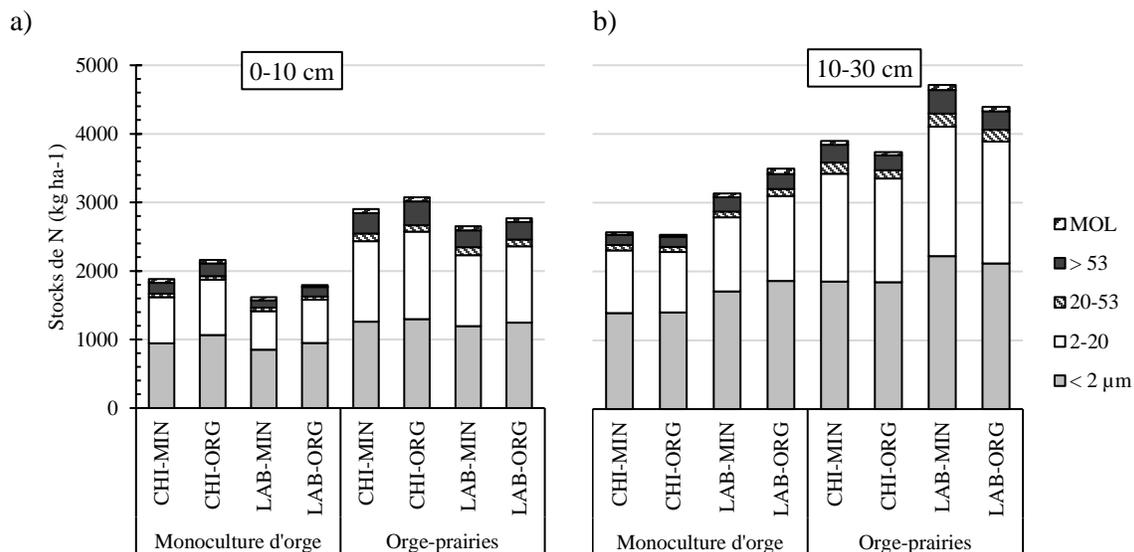


Figure 14. Stocks d'azote (N) du sol et des fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm. CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin; MOL, matière organique légère.

4.4.EFFETS DE LA ROTATION

4.4.1 ROTATION | CARBONE

Globalement, les parcelles en rotation orge-prairies ont accumulé plus de COS en surface (0-10 cm) et en profondeur (10-30 cm) par rapport aux parcelles en monoculture d'orge (annexe A7 a, b). En effet, en surface, le sol entier des parcelles en rotation orge-prairies a accumulé en moyenne $13,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ (53 %) de plus de COS que le sol entier sous monoculture d'orge (figure 15a). Cette augmentation de COS s'observe dans toutes les fractions lourdes du sol : les fractions 2-20 et $< 2 \mu\text{m}$ ont des hausses relatives respectives moyennes de $6,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ (68 %) et $3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ (40 %) tandis que les fractions > 53 et 20-53 μm montrent des gains moyens respectifs de $2,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ (72 %) et $0,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ (85 %).

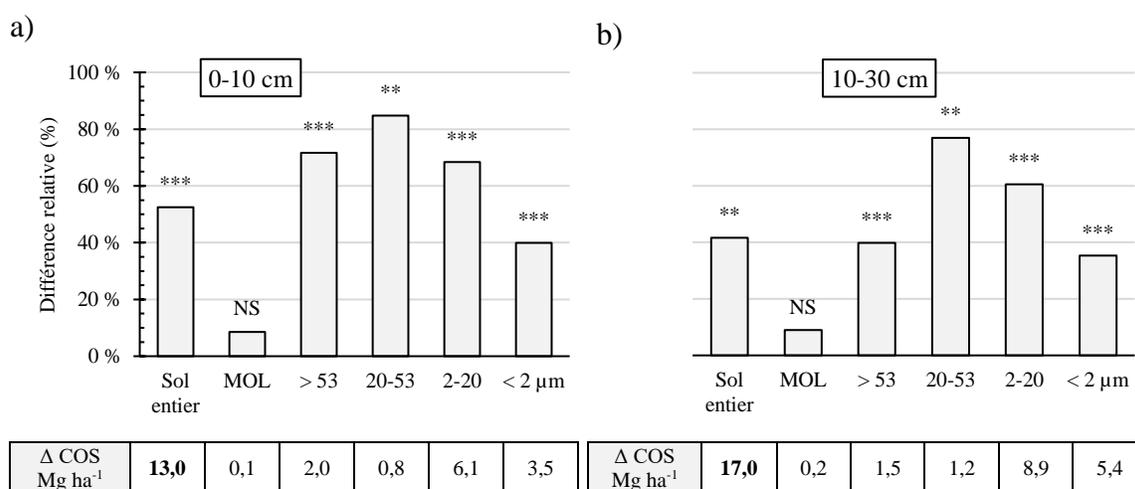


Figure 15. Différences relatives des effets de la rotation sur les stocks de carbone organique du sol (COS) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.

Les différences absolues (ΔCOS) et les différences relatives sont calculées par rapport aux stocks de la monoculture d'orge comme traitement de référence. SE, sol entier non fractionné; MOL, matière organique légère. *** significatif à $P < 0,001$; ** significatif à $P < 0,01$; NS, non significatif.

Les mêmes effets ont été observés dans la couche 10-30 cm, où le sol entier sous rotation orge-prairies a accumulé en moyenne 42 % de plus de COS que le sol sous monoculture d'orge, soit une accumulation nette de $17,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (figure 15 b). Encore une fois, cela s'explique en grande partie par l'augmentation de COS dans les fractions fines, soient de 2-20 et $< 2 \mu\text{m}$, qui présentent des hausse moyennes de stocks de $8,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (61 %) et $5,4 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (35 %) en faveur de la rotation orge-prairies. Les fractions grossières lourdes, quant à elles, ont montré des stocks de COS respectifs de 40 % (moyenne de $1,5 \text{ Mg C ha}^{-1}$, fraction $> 53 \mu\text{m}$) et 77 % (moyenne de $1,2 \text{ Mg C ha}^{-1}$, fraction 20-53 μm) supérieures à la monoculture d'orge.

En somme, dans le profil entier (0-30 cm), les stocks de COS s'élevaient en moyenne à 95,4 Mg ha⁻¹ avec la rotation orge-prairies et à 65,5 Mg ha⁻¹ pour la monoculture d'orge (annexe A7 c). Ainsi, pour une durée de 28 ans, l'inclusion de deux années de prairies sur trois a résulté à une accumulation nette de 29,9 Mg C ha⁻¹ par rapport à une monoculture d'orge. Une très grande majorité de la différence de stocks de COS (23,9 Mg ha⁻¹) est expliquée par les gains de COS complexé aux particules fines (< 20 µm), alors que les stocks des fractions grossières lourdes ne représentent qu'une faible proportion des différences de stocks. Le type de rotation n'a pas eu d'incidence sur les stocks de COS de la MOL.

4.4.2 ROTATION | AZOTE

La rotation a eu un effet prépondérant sur les stocks de N du sol, tant lorsqu'on considère les couches 0-10 cm et 10-30 cm séparément que dans le profil entier (0-30 cm) (voir annexe A8 a-c). Dans la couche 0-10 cm, le sol entier avait des stocks moyens de 2049 kg N ha⁻¹ dans la monoculture d'orge et de 3072 kg N ha⁻¹ dans la rotation orge-prairies, engendrant un écart de 1023 kg N ha⁻¹ entre les deux rotations (figure 16 a). L'effet de la rotation s'observe dans toutes les fractions de la MOS. La MOL de la rotation orge-prairies contenait en moyenne 61 kg N ha⁻¹, ce qui correspond à 15 kg N ha⁻¹ (33 %) de plus que la monoculture d'orge. Les fractions > 53 et 20-53 µm ont démontré en moyenne des contenus en N respectifs de 287 et 103 kg N ha⁻¹ dans la rotation orge-prairies, soit 139 kg N ha⁻¹ (94 %) et 52 kg N ha⁻¹ (102 %) de plus que dans la monoculture d'orge. Finalement, toujours dans la rotation orge-prairies, les fractions fines lourdes, soit 2-20 et < 2 µm, avaient des stocks de N respectifs moyens de 1151 et 1250 kg N ha⁻¹, démontrant des écarts de 484 kg N ha⁻¹ (73 %) et 298 kg N ha⁻¹ (31 %).

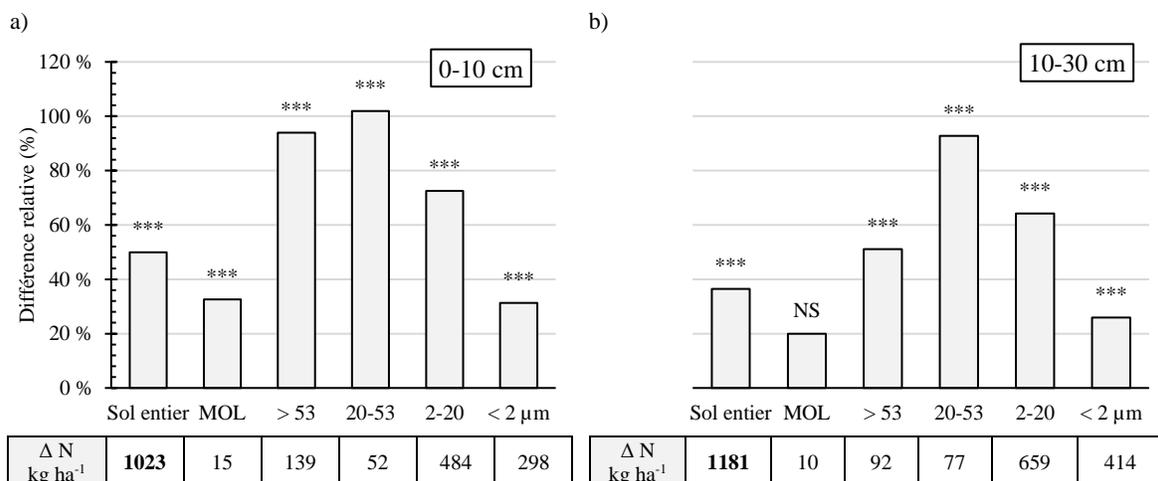


Figure 16. Différences relatives des effets de la rotation sur les stocks d'azote (N) du sol et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.

Les différences absolues (ΔN) et les différences relatives sont calculées avec les stocks de la monoculture d'orge comme traitement de référence. MOL, matière organique légère. *** significatif à $P < 0,001$; NS, non significatif.

Dans la couche 10-30 cm, dans la rotation orge-prairies, le sol entier avait un contenu en N de 4424 kg ha⁻¹, soit 1181 kg N ha⁻¹ de plus (36 %) que dans la monoculture d'orge (figure 16 b). Les effets de la rotation sont ressentis dans toutes les fractions lourdes, mais aucun effet n'est observé dans la MOL. Les contenus moyens du sol en N des fractions > 53 et 20-53 µm sont respectivement de 272 et 160 kg N ha⁻¹ pour la rotation orge-prairies, qui correspondent à des hausses respectives de 51 % et 93 % par rapport à la monoculture d'orge. Les contenus moyens du sol en N des fractions 2-20 et < 2 µm sont respectivement de 1686 et 2009 kg N ha⁻¹, qui correspondent à des hausses respectives de 64 % et 26 %.

Globalement, dans la couche 0-30 cm, les parcelles en orge-prairies avaient des stocks de N moyens de 7496 kg ha⁻¹, contre 5292 kg N ha⁻¹ pour les parcelles en monoculture d'orge, soit une augmentation de 42 % lorsque l'orge est mise en rotation avec une prairie. Cet écart important en faveur de la rotation orge-prairies s'explique par d'importants gains de N dans les fractions fines, soit 1854 kg N ha⁻¹ pour les fractions < 20 µm, par rapport à la monoculture d'orge. En moyenne, les fractions > 53 µm et 20-53 µm ont démontré des hausses respectives de 230 kg N ha⁻¹ (70 %) et de 129 kg N ha⁻¹ (96 %) en orge-prairies par rapport à la monoculture d'orge.

4.4.3 ROTATION | RAPPORT CARBONE/AZOTE

Dans l'ensemble, les sols entiers des deux rotations de cultures ont des rapports C/N similaires. Des différences sont cependant perceptibles dans certaines fractions de la MOS en surface et en profondeur (voir annexe A9 a, b). Dans la couche de surface, les rapports C/N sont plus élevés dans la monoculture d'orge pour la MOL ainsi que pour les fractions grossières lourdes, $> 53 \mu\text{m}$ et $20-53 \mu\text{m}$, en comparaison avec la rotation orge-prairies (figure 17 a). En profondeur, la fraction $> 53 \mu\text{m}$ a un rapport C/N plus élevé dans la monoculture d'orge, tandis qu'aucune autre différence significative n'est détectée dans les autres fractions de la MOS (figure 17 b).

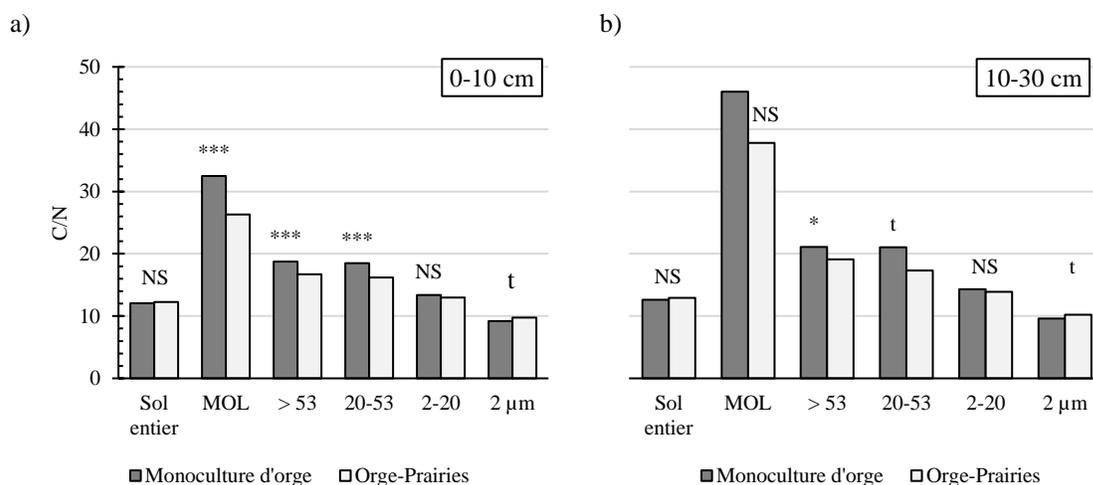


Figure 17. Rapports carbone/azote (C/N) du sol et des fractions de la matière organique selon la rotation de cultures pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm. MOL, matière organique légère. *** significatif à $P < 0,001$; * significatif à $P < 0,05$; t, tendance à P entre 0,05 et 0,10; NS, non significatif.

4.5.EFFETS DU TRAVAIL DE SOL

4.5.1 TRAVAIL DE SOL | CARBONE

Les effets du travail du sol sur les stocks de COS diffèrent dépendamment de la rotation mise en place et de la profondeur étudiée. En surface (0-10 cm), dans la monoculture d'orge, l'utilisation du chisel a entraîné une accumulation de $0,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ de plus dans la fraction $> 53 \mu\text{m}$ par rapport au labour, ce qui représente une hausse de 37 % (figure 18 a). Les autres fractions n'ont pas été affectées par l'utilisation du chisel. Le choix du travail de sol n'a pas eu d'incidence sur les stocks de COS dans la rotation orge-prairies (figure 18 b).

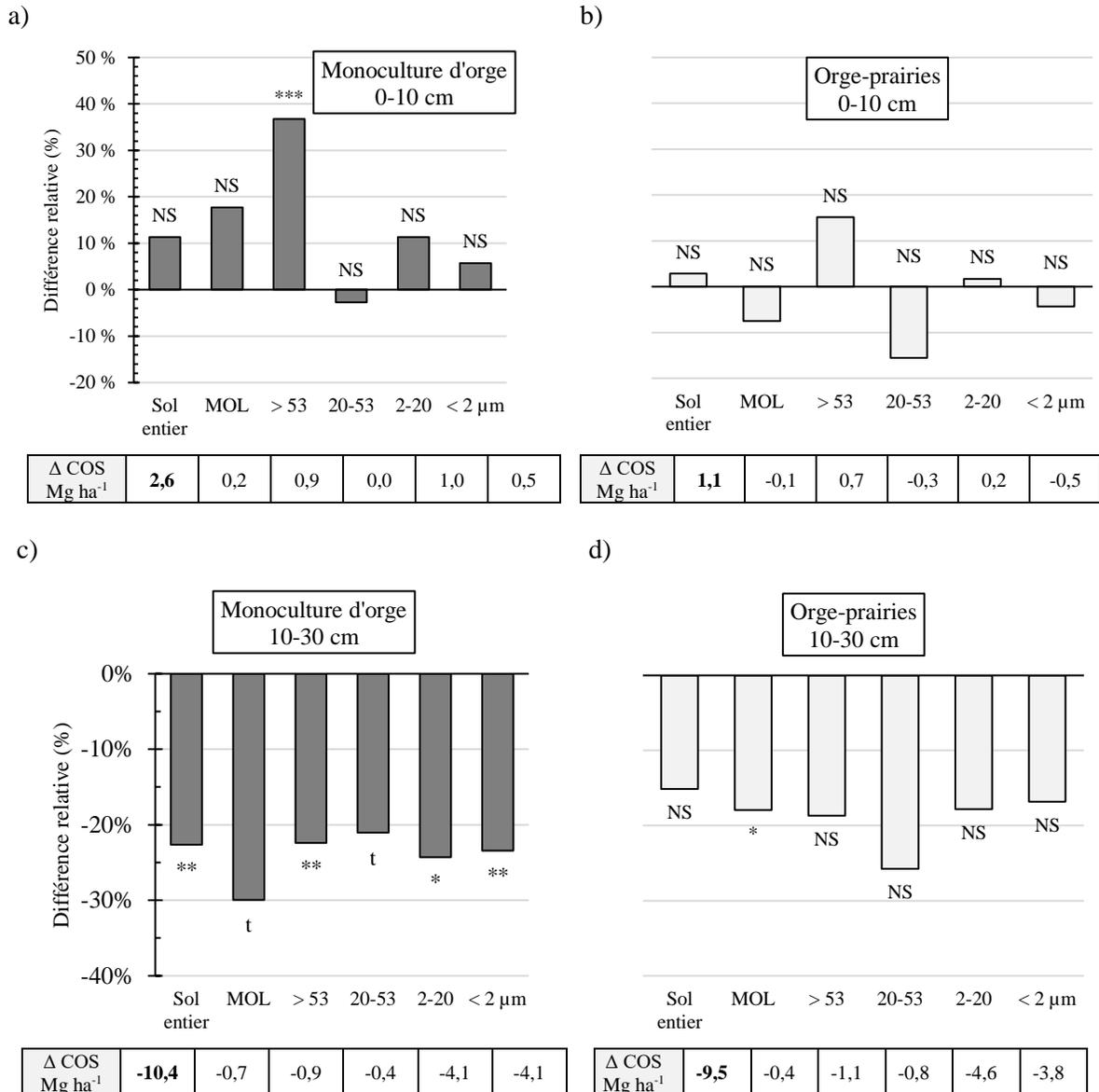


Figure 18. Différences relatives des effets du travail du sol sur les stocks de carbone organique du sol (COS) et les fractions de la matière organique (a, b) sur 0-10 cm et (c, d) sur 10-30 cm, selon la rotation de cultures. Les différences absolues (Δ COS) et les différences relatives sont calculées avec les stocks du labour comme traitement de référence. MOL, matière organique légère. *** significatif à $P < 0,001$; ** significatif à $P < 0,01$; * significatif à $P < 0,05$; t, tendance à P entre 0,05 et 0,10; NS, non significatif.

En profondeur (10-30 cm), les effets du travail de sol sont plus contrastés qu'en surface (figure 18 c, d). Dans la monoculture d'orge, les parcelles travaillées avec chisel montrent des stocks de COS inférieurs de 10,4 Mg ha⁻¹ dans le sol entier, ce qui correspond à une diminution de 23 %, par rapport aux parcelles labourées. Cette diminution est perceptible tant dans la fraction > 53 μm, dont les stocks de COS ont diminué de 22 % (0,9 Mg C ha⁻¹), que dans les fractions fines 2-20 et < 2 μm, dont les stocks de COS ont diminué

respectivement de 24 % (4,1 Mg C ha⁻¹) et 23 % (4,1 Mg C ha⁻¹). Dans la rotation orge-prairies, l'utilisation du chisel a entraîné une diminution des stocks de COS de 0,4 Mg ha⁻¹ dans la MOL par rapport au labour, ce qui représente une baisse relative de 18 %. Les autres fractions n'ont pas été affectées par le type d'équipement de travail de sol.

4.5.2 TRAVAIL DE SOL | AZOTE

Les réponses des stocks de N au choix du travail de sol sont contrastées selon la rotation mise en place ainsi que la profondeur étudiée (figure 19). Dans la couche de surface (0-10 cm) de la monoculture d'orge, l'utilisation répétée du chisel sur 28 ans a favorisé l'accumulation moyenne de 2210 kg N ha⁻¹ dans le sol, soit un contenu supérieur de 322 kg N ha⁻¹ (17 %) par rapport aux parcelles labourées (figure 19 a). Plus spécifiquement, les contenus moyens en N étaient supérieurs de 14 kg N ha⁻¹ (36 %) dans la MOL et de 50 kg N ha⁻¹ (41 %) dans la fraction grossière (> 53 µm) avec le chisel comparativement au labour. Les fractions 2-20 et < 2 µm, quant à elles, présentaient des stocks de N supérieurs respectivement de 142 kg N ha⁻¹ (24 %) et de 106 kg N ha⁻¹ (12 %) en moyenne en faveur du chisel. Au contraire, dans la rotation orge-prairies, les stocks de N étaient équivalents dans le sol entier peu importe le type de travail de sol utilisé, et le même constat a été fait pour toutes les fractions sauf celle > 53 µm où le contenu en N était supérieur de 27 % (moyenne de 69 kg N ha⁻¹) avec le chisel comparativement au labour (figure 19 b). Une tendance similaire ($P = 0,054$), a été notée dans la MOL, soit une augmentation de 6 kg N ha⁻¹ (10 %) supérieure avec le chisel en comparaison au labour.

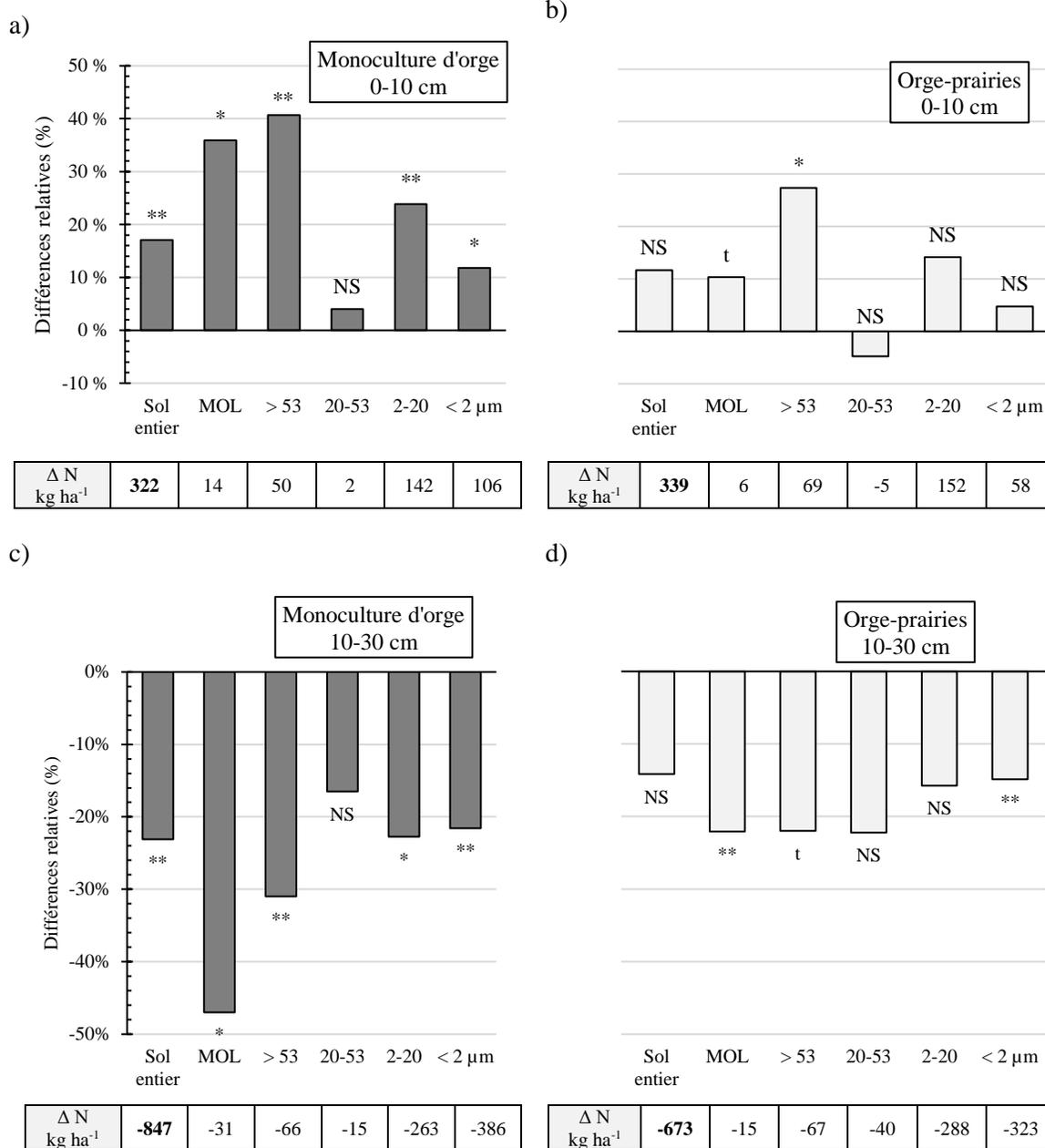


Figure 19. Différences relatives des effets du travail du sol sur les stocks d'azote (N) du sol et les fractions de la matière organique (a, b) sur 0-10 cm et (c, d) sur 10-30 cm, selon la rotation de cultures.

Les différences absolues (ΔN) et les différences relatives sont calculées avec les stocks du labour comme traitement de référence. MOL, matière organique légère. ** significatif à $P < 0,01$; * significatif à $P < 0,05$; t, tendance à P entre 0,05 et 0,10; NS, non significatif.

Contrairement à la couche 0-10 cm, le labour a induit une plus grande accumulation de N dans le sol entier et dans les fractions de la MOS par rapport au chisel dans la couche sous-jacente (10-30 cm). Dans la monoculture d'orge, le sol entier contenait en moyenne 2820 kg N ha⁻¹ dans les parcelles travaillées avec chisel, ce qui représente une diminution de

847 kg N ha⁻¹ (23 %) par rapport aux parcelles labourées (figure 19 c). Plus précisément, les contenus moyens en N de la MOL et de la fraction > 53 µm étaient inférieurs de 47 % et de 31 % avec le chisel par rapport au labour. En ce qui concerne les fractions 2-20 et < 2 µm, leurs contenus respectifs en N étaient inférieurs de 23 % et 22 % en moyenne. Dans la rotation orge-prairies, pour la même couche de sol, les stocks de N étaient équivalents dans le sol entier quel que soit le type de travail de sol employé (figure 19 d). Néanmoins, le labour a permis de stocker davantage de N dans la MOL et dans la fraction < 2 µm, soit respectivement 15 kg N ha⁻¹ (22 %) et 323 kg N ha⁻¹ (15 %) de plus qu'avec le chisel.

Lorsqu'on considère le profil entier (0-30 cm), dans la monoculture d'orge, les effets observés en surface s'annulent avec ceux retrouvés en profondeur, ce qui résulte en des contenus en N équivalents dans les parcelles labourées et celles travaillées au chisel (voir annexe A8 c). Dans la rotation orge-prairies, bien que les stocks de N dans le sol entier soient équivalents entre les deux régimes de travail de sol, le labour a entraîné un gain moyen du stock de N dans la MOL de 8 % en comparaison au chisel.

4.5.3 TRAVAIL DE SOL | RAPPORT CARBONE/AZOTE

En surface, les rapports C/N diffèrent dépendamment de la rotation établie, bien que certaines similitudes soient observables (figure 20). Dans les deux types de rotations, la MOL démontre les C/N les plus élevés (intervalle de 24 à 35) et ayant les écarts les plus importants entre les traitements. Dans les fractions lourdes de la MOS (> 53, 20-53, 2-20, < 2 µm), les C/N sont davantage similaires. Globalement, sans distinction quant au travail de sol et à la profondeur de sol, les rapports C/N décroissent des fractions grossières vers les fractions fines.

À long terme, par rapport à un labour, l'utilisation du chisel dans la rotation orge-prairies engendre une diminution du rapport C/N dans les fractions lourdes grossière (> 53 µm) et fine (< 2 µm), tandis qu'une tendance similaire est perceptible dans les fractions intermédiaires (2-20 et 20-53 µm; figure 20 b). Dans la monoculture d'orge, le travail du sol n'a engendré aucune différence significative entre les rapports C/N des fractions lourdes, bien qu'une tendance vers des valeurs plus faibles soit perceptible dans la fraction 2-20 µm (figure 20 a). En profondeur, le type de travail du sol a eu peu d'influence sur les rapports C/N du sol et des fractions de la MOS, peu importe la rotation, à l'exception de la fraction

grossière lourde ($> 53 \mu\text{m}$) dans la monoculture d'orge, où le labour a favorisé une diminution du C/N par rapport au chisel.

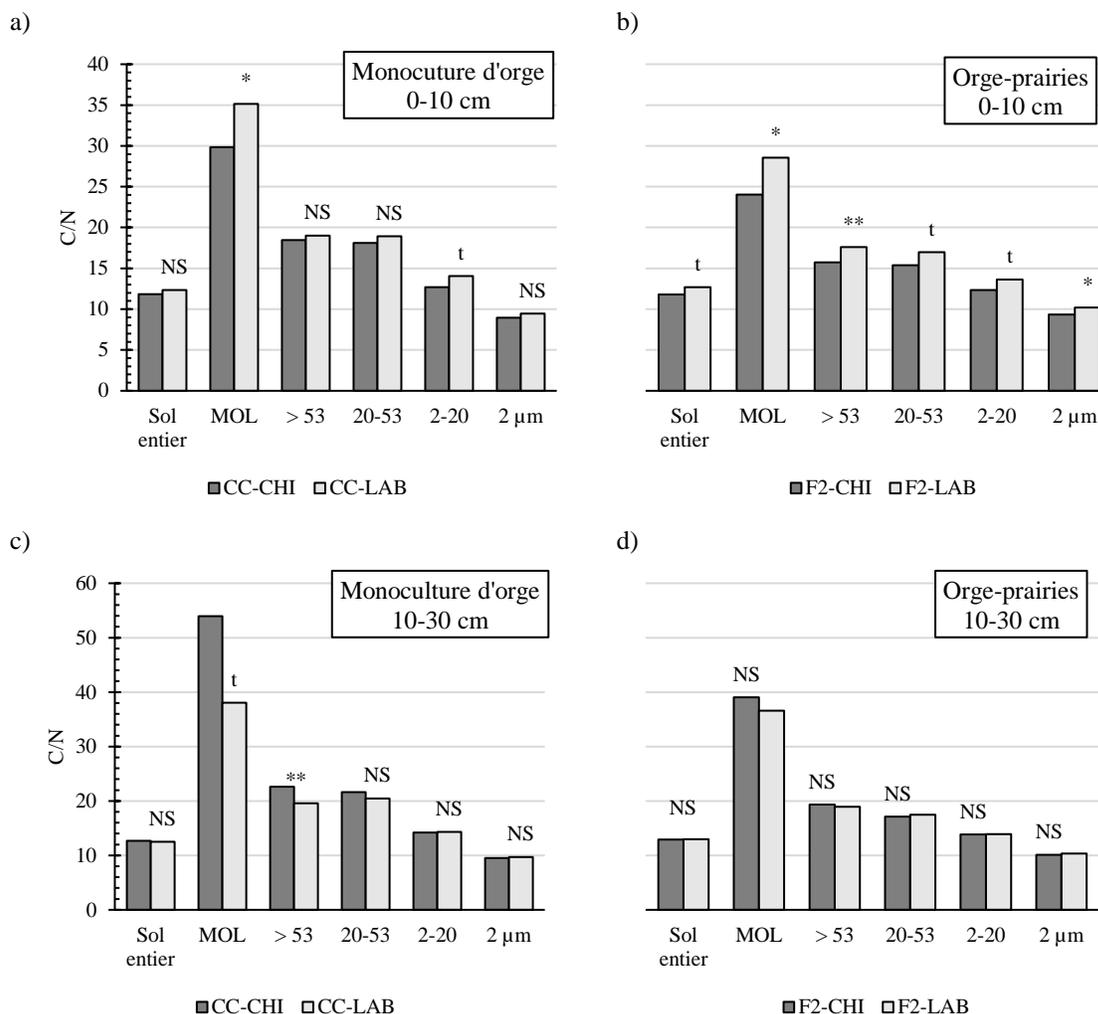


Figure 20. Rapports carbone/azote (C/N) du sol et des fractions de la matière organique selon le travail de sol et la rotation des cultures en surface (0-10 cm; a, b) et en profondeur (10-30 cm; c, d).

CC, monoculture d'orge; F2, orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MOL, matière organique légère.

** significatif à $P < 0,01$; * significatif à $P < 0,05$; t, tendance à P entre 0,05 et 0,10; NS, non significatif.

4.6.EFFETS DE LA SOURCE FERTILISANTE

4.6.1 SOURCE FERTILISANTE | CARBONE

Après 28 ans d'application d'engrais minéral ou de lisier de bovin, la source fertilisante n'a pas eu d'effet significatif sur les stocks de COS du sol entier, tant dans la monoculture d'orge que dans la rotation orge-prairies (voir annexe A7 a-c). Cependant, dans la monoculture d'orge, le lisier de bovin a eu tendance ($P = 0,050$) à favoriser l'accumulation de COS dans la fraction $> 53 \mu\text{m}$ en surface (0-10 cm) par rapport à l'engrais minéral. En profondeur

(10-30 cm), aucune différence de stock de COS n'a été notée entre le lisier de bovin et l'engrais minéral, tant dans le sol entier que dans les fractions de la MOS, que ce soit dans la monoculture d'orge ou dans la rotation orge-prairies.

4.6.2 SOURCE FERTILISANTE | AZOTE

En surface (0-10 cm), la source fertilisante a entraîné des réponses différentes sur les stocks de N du sol et des fractions de la MOS suivant la rotation implantée (voir annexe A8). Dans la monoculture d'orge, les apports répétés de lisier de bovin ont augmenté les stocks de N de 17 % (moyenne de 318 kg N ha⁻¹) dans le sol entier par rapport à l'engrais minéral (figure 21 a). Plus spécifiquement, dans les parcelles recevant le lisier de bovin, la fraction > 53 µm contenait en moyenne 23 % de plus de N par rapport à l'engrais minéral, de même que les fractions 2-20 et < 2 µm qui ont accumulé respectivement des contenus en N supérieurs de 17 % et 12 %. Dans la rotation orge-prairies, les 28 années d'application de lisier ou d'engrais minéral n'ont eu aucune incidence sur les stocks de N du sol et des fractions de la MOS (figure 21 b). En dessous de 10 cm, aucune différence significative n'a été observée entre les deux sources fertilisantes, ni pour la monoculture d'orge, ni pour la rotation.

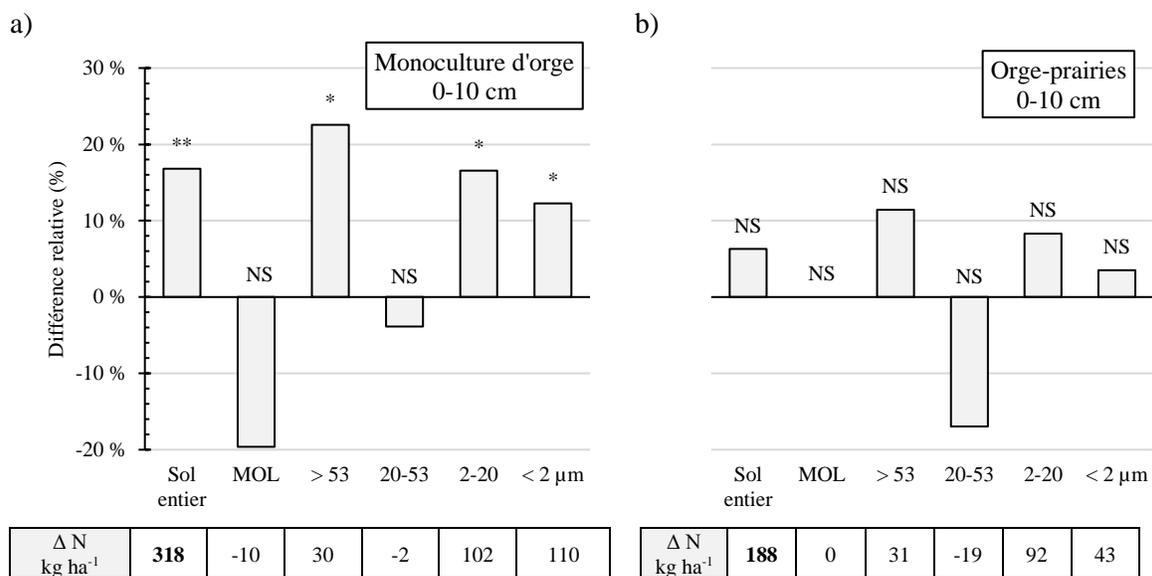


Figure 21. Différences relatives des effets de la source fertilisante sur les stocks d'azote (N) du sol et les fractions de la matière organique en surface (0-10 cm) (a) dans la monoculture d'orge et (b) dans la rotation orge-prairies.

Les différences absolues (Δ N) et les différences relatives sont calculées avec les stocks de l'engrais minéral comme traitement de référence. MOL, matière organique légère. ** significatif à $P < 0,01$; * significatif à $P < 0,05$; NS, non significatif.

4.6.3 SOURCE FERTILISANTE | RAPPORT CARBONE/AZOTE

À long terme, les applications répétées de lisier de bovin n'ont pas eu d'incidence sur le rapport C/N moyen du sol entier, ni en surface, ni en profondeur (figure 22; annexe A9 a, b) par rapport à l'utilisation d'engrais minéral. Dans les fractions de la MOS, des différences sont détectables seulement en surface, dans la fraction grossière lourde (> 53 μm) de la monoculture d'orge.

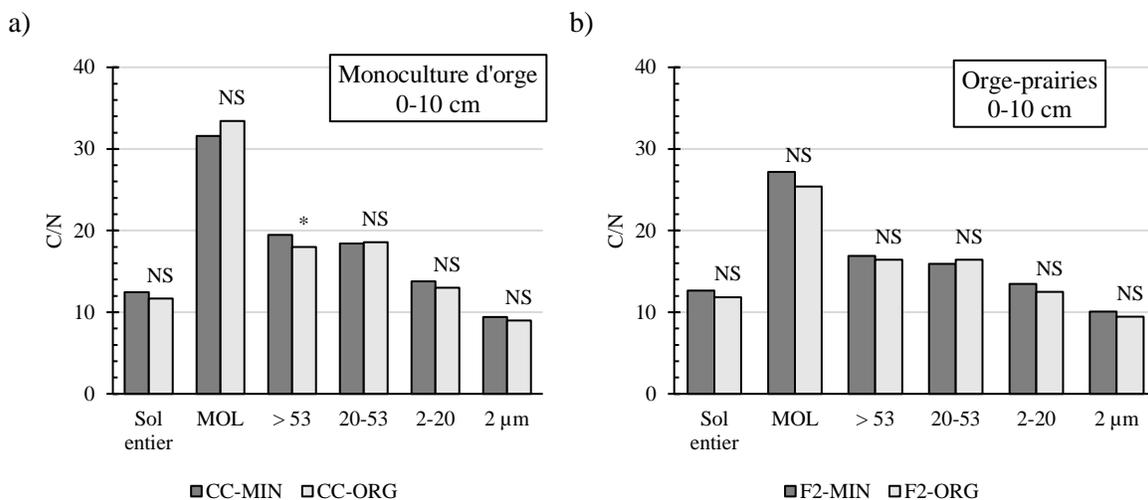


Figure 22. Rapports carbone/azote (C/N) du sol et des fractions de la matière organique selon la source fertilisante et la rotation des cultures en surface (0-10 cm) (a) dans la monoculture d'orge et (b) dans la rotation orge-prairies.

CC, monoculture d'orge; F2, orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MOL, matière organique légère.

* significatif à $P < 0,05$; NS, non significatif.

4.7.SATURATION DU SOL EN CARBONE ORGANIQUE ET EN AZOTE DU SOL

Dans la couche de sol de surface (0-10 cm), la proportion massique de la fraction 0-20 μm variait de 44 à 80 % du sol entier et de 68 à 92 % pour la fraction 0-53 μm , tous traitements confondus. Dans les parcelles en rotation orge-prairies, les quantités de COS ou de N associés aux argiles et aux limons (0-20 et 0-53 μm) sont significativement corrélées à la proportion de ces particules dans le sol, alors qu'il n'y a pas de corrélation dans les parcelles en monoculture d'orge. Les termes des équations produites sont indiqués au tableau 8.

Tableau 8. Équations de régression en lien avec les proportions
(a) de carbone organique et (b) d'azote associés aux limons et aux argiles (0-10 cm).

a) CARBONE ORGANIQUE DU SOL

Classe	Rotation de cultures	Ordonnée à l'origine	Pente ^z	r^2	P du modèle
0-20 μm	Orge-prairies	NS	$0,40 \pm 0,10$	0,54	0,001
	Monoculture d'orge	NS	NS	NS	NS
0-53 μm	Orge-prairies	$-34,86 \pm 14,36$	$0,71 \pm 0,17$	0,56	0,001
	Monoculture d'orge	NS	NS	NS	NS

b) AZOTE

Classe	Rotation de cultures	Ordonnée à l'origine	Pente	r^2	P du modèle
0-20 μm	Orge-prairies	NS	$0,03 \pm 0,01$	0,57	0,001
	Monoculture d'orge	NS	NS	NS	NS
0-53 μm	Orge-prairies	NS	$0,04 \pm 0,01$	0,50	0,002
	Monoculture d'orge	NS	NS	NS	NS

^z Intervalle de confiance de 95 %. NS, non significatif à $P < 0,05$; r^2 , coefficient de détermination.

Chapitre 5 Discussion

5.1.LES STOCKS DE CARBONE ORGANIQUE ET D'AZOTE DU SOL SONT TRIBUTAIRES DE LA ROTATION DES CULTURES

Il ne fait aucun doute que les augmentations de COS et de N du sol dues à l'inclusion de la prairie sont colossales. Pour le COS, la moyenne annuelle des augmentations des stocks a été d'un peu plus de 1,1 Mg C ha⁻¹ an⁻¹ dans l'horizon 0-30 cm, sur une période de 28 années. À titre de comparaison, au Canada, VandenBygaart et al. (2010) ont enregistré des gains moyens de 0,6 Mg COS ha⁻¹ an⁻¹ sur 30 cm dans des cultures pérennes, comparées à des cultures annuelles, sur une période moyenne de 17 ans pour sept sites. Notons cependant que la majorité des sites étudiés étaient situés en Alberta, où le climat est plus aride, et les types de sol, les cultivars utilisés et les pratiques agricoles pouvaient différer de la présente étude. En Europe, Arrouays et al. (2002) relèvent que la conversion de cultures annuelles en prairies en région tempérée cause une accumulation moyenne de COS variant entre 0,3 et 0,8 Mg ha⁻¹ an⁻¹ sur 50 ans dans les 20 premiers cm du sol. Selon les apports annuels en COS (tableau 2) et le bilan du COS (tableau 3), les *entrées* de COS de la monoculture d'orge et de la rotation orge-prairies sont similaires, tandis que les *sorties* (i.e. les exportations) sont plus élevées dans la rotation orge-prairies. Ainsi, on se serait attendu à voir une augmentation des stocks de COS dans la monoculture d'orge. Au contraire, le bilan montre des valeurs négatives de stocks de COS pour les monocultures d'orge, ce qui indique d'importantes pertes nettes de COS. Les pertes brutes de COS n'ont pas été estimées, mais elles peuvent survenir par lessivage de DOM (Guggenberger et Kaiser, 2003), par minéralisation du COS et émission de CO₂ (Fangueiro et al., 2007), ou par érosion de particules fines riches en C à la suite d'une forte pluie (Nciizah et Wakindiki, 2015). La rotation orge-prairies, quant à elle, présente un bilan de COS dont les valeurs se rapprochent de zéro (tableau 3, dernière colonne), ce qui suggère que les pertes nettes soient minces. De plus, la couverture quasi permanente du sol minimise les risques d'érosion (Gyssels et al., 2005).

Les valeurs positives de bilan azoté pour la rotation orge-prairies (tableau 5) donnent une idée de l'ordre de grandeur attribuable aux gains obtenus par la fixation symbiotique du trèfle rouge. Selon ce bilan, la rotation orge-prairies a accumulé en moyenne 3200 kg N ha⁻¹ de plus que la monoculture d'orge (0-30 cm) sur 28 ans. En considérant que les gains soient

majoritairement attribuables à la fixation symbiotique du trèfle rouge, cela représente un apport net de près de 180 kg N ha⁻¹ an⁻¹ en moyenne. Cette valeur reste une approximation, mais elle se situe dans les intervalles retrouvés dans la littérature. Le trèfle rouge a des taux de fixation très variables, allant de 8 à 373 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Carlsson et Huss-Danell, 2003). Sur le présent dispositif expérimental, la fixation symbiotique a été estimée entre 89 et 296 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour les années de prairies avec le modèle nord-américain SOILN du *Integrated Farm System Model* (D'Amours, 2018). En somme, nos observations reflètent l'importante contribution des légumineuses dans la fertilité azotée du système de culture orge-prairies.

5.2. L'ENFOUISSEMENT DES RÉSIDUS DE CULTURE PAR LABOUR PEUT MENER À DES GAINS DE STOCKS DE MATIÈRE ORGANIQUE EN PROFONDEUR

Le travail du sol a maintes fois été rapporté comme influençant la distribution des stocks de COS et de N dans le profil (Angers et al., 1997; Dolan et al., 2006; Poirier et al., 2009). Parmi les travaux publiés à ce sujet, Angers et Eriksen-Hamel (2008) constatent dans une méta-analyse une redistribution du COS selon le type de travail de sol sous les climats tempérés : dans la grande majorité des études recensées, le contenu en COS était plus élevé dans la couche superficielle dans un semis direct alors qu'à l'inverse, en dessous de 23 cm, le contenu des sols en COS était plus élevé lorsque travaillé avec le labour. Les changements dans la distribution du COS est le résultat de la redistribution du COS de la surface vers les horizons inférieurs sous labour, en plus de favoriser le développement des racines dans la zone travaillée (Luo et al., 2010). De plus, avec le labour, les résidus de cultures peuvent s'accumuler sous la ligne de travail de sol, ce qui expliquerait la plus forte diminution relative de MOL dans la couche 10-30 cm sous chisel que sous labour (figure 19). L'ensemble de ces phénomènes peut mener, à long terme, à des stocks plus élevés sous labour comparativement au semis direct ou au travail réduit lorsque le profil entier de sol est considéré (Angers et Eriksen-Hamel, 2008). En effet, sous un climat tempéré humide, l'enfouissement des résidus en profondeur avec la charrue à versoirs mène à des conditions peu propices à la minéralisation de la MOS : une température fraîche, une humidité élevée et une mauvaise aération viennent possiblement ralentir les processus de minéralisation, ce qui se reflète dans l'accumulation de résidus sous forme de MOL et de fractions grossières (Angers et al., 1997).

Nos résultats illustrent encore une fois l'importance de prélever une profondeur de sol minimale de 30 cm pour évaluer les changements de stocks de COS et la réserve du sol en N.

Bien que les patrons de réponses au travail du sol soient généralement similaires entre les deux rotations (effet d'inversion en profondeur; figures 18 et 19), la fréquence du travail de sol et la richesse du sol en MOS viennent modifier l'ampleur de la réponse observée. Dans le cas de la monoculture d'orge, les effets du travail du sol sont plus tranchés. À long terme, comparativement aux résidus laissés à la surface du sol, l'enfouissement des résidus de cultures par un retournement annuel par labour favorise l'accessibilité des résidus aux microorganismes décomposeurs du sol. Il en résulte une plus grande minéralisation, mais également une meilleure stabilisation de la MOS labile via la formation de complexes organominéraux fins (Stemmer et al., 1999; Coppens et al., 2006). De la même manière, Angers et al. (1993) ont détecté un contenu plus élevé de COS dans la fraction de la taille des sables sous travail réduit, mais une augmentation des stocks de N associé aux particules fines (argile) dans le labour. Dans la rotation orge-prairies, les retournements peu fréquents (chaque trois ans) et l'abondance du système racinaire du mélange graminée-légumineuse ont probablement atténué les différences observables entre le chisel et le labour (figure 18 b, d).

Selon Chenu et al. (2018), la diminution de l'intensité du travail de sol est un levier sur lequel on peut s'appuyer pour augmenter les stocks de COS. Cependant, nos résultats démontrent que la réduction de l'intensité du travail du sol ne peut pas venir compenser les pertes de MOS causées par la monoculture de plantes annuelles (au lieu de plantes fourragères pérennes). Comme l'ont démontré Luo et al. (2010) et Virto et al. (2012), la séquestration du COS en lien avec un changement de travail de sol est, en fait, régulée par la rotation des cultures.

5.3. LA CAPACITÉ DES EFFLUENTS D'ÉLEVAGE À ENRICHIR LE SOL EN MATIÈRE ORGANIQUE EST LIMITÉE

En 2010, sur le même site expérimental, les stocks de COS et de N du sol étaient respectivement 15 % supérieurs (0-30 cm) et 26 % supérieurs (0-5 cm) dans la rotation orge-prairies fertilisée avec le lisier de bovin, alors qu'il n'y avait pas d'effet de la source

fertilisante dans la monoculture d'orge (Maillard et al., 2016; D'Amours, 2018). En 2017, on ne détecte plus de différences entre les sources fertilisantes dans la rotation orge-prairies, alors que le lisier de bovin contribue à enrichir la réserve de N du sol dans la monoculture d'orge. Par conséquent, l'effet des apports de lisier de bovin pourrait avoir été masqué par l'effet positif prépondérant de la rotation.

Bien que la majorité des études suggèrent que les apports répétés d'engrais organiques rehaussent les stocks de COS et de N du sol (Maillard et Angers, 2014; Chen et al., 2018b; Cavalcante et al., 2019), certaines conditions limitent l'augmentation des stocks à long terme. L'atteinte de la capacité limite de stockage de la MOS (section 5.4, p. 65) dans la rotation orge-prairies a pu venir masquer les effets de la source fertilisante. Lorsque le niveau de saturation d'un sol est atteint, l'efficacité d'utilisation des résidus n'est pas nécessairement meilleure pour des résidus de bonne qualité (C/N bas) que des résidus de moins bonne qualité (Castellano et al., 2015). À ce propos, Gulde et al. (2008) démontrent que les stocks de COS d'un sol augmentent avec l'augmentation de la dose des effluents d'élevage, jusqu'à l'atteinte de la limite en saturation du sol où les fortes doses de fumier n'augmentent plus les stocks dans les complexes organominéraux fins. Par conséquent, bien que les applications de lisier de bovin apportent des quantités supplémentaires de COS et de N par rapport à l'engrais minéral (tableau A2 en annexe), le système sol-plante, n'étant plus capable de retenir des quantités additionnelles, connaît probablement davantage de pertes environnementales notamment par minéralisation, par lessivage de NO_3^- (Gai et al., 2019) ou de composés solubles qui migrent en profondeur (Maillard et al., 2015; Bingham et Cotrufo, 2016). Bref, à long terme, les applications de fumier ont un plus grand potentiel d'augmenter les stocks des sols dans les cultures annuelles, qui sont généralement pauvres en COS, à la différence des sols en prairies qui ont des niveaux de COS près de la saturation (Smith et al., 1997).

5.4. ATTEINTE D'UN NIVEAU DE SATURATION EN CARBONE ORGANIQUE DU SOL EN SURFACE

Globalement, les stocks de COS s'accordent avec les résultats de Maillard et al. (2016) qui ont évalué les stocks de COS sept ans auparavant sur le même site expérimental (tableau 9).

Tableau 9. Évolution des stocks de carbone organique du sol (COS) selon deux rotations.

	Stocks de COS (Mg C ha ⁻¹)			
	MONOCULTURE D'ORGE		ORGE-PRAIRIES	
	2010 ^z	2017	2010 ^z	2017
0-10 cm	26,7	24,7	35,3	37,6
10-30 cm	40,4	40,8	46,8	57,8
0-30 cm	67,1	65,5	82,1	95,4

^z Stocks de COS en 2010 (Maillard et al., 2016).

En effet, les stocks de COS mesurés en 2017 en surface (0-10 cm) dans la monoculture d'orge étaient légèrement inférieurs à ceux mesurés en 2010 à la même profondeur, alors que les mesures des deux années étaient similaires dans la couche inférieure (10-30 cm). Dans la rotation orge-prairies, on constate une légère hausse en surface en 2017 par rapport à 2010, et une hausse importante pour l'horizon 10-30 cm (le sol a accumulé 11 Mg COS ha⁻¹ en sept ans). En se basant sur ces observations, on constate que les stocks de COS sous la monoculture d'orge semblent avoir atteint un état d'équilibre ou être encore en léger déclin en surface, tandis que dans la rotation orge-prairies, un état d'équilibre semble atteint en surface, mais pas nécessairement en profondeur. Il est possible que la couche superficielle (0-10 cm) soit arrivée à un niveau de saturation en COS après 28 années sous la rotation orge-prairie, alors que le sol sous monoculture semble avoir atteint un nouveau point d'équilibre inférieur à ce possible point de saturation. Les résultats du test de corrélation décrit au tableau 8 confirment que les particules fines sont sujettes à une saturation en COS et en N. L'équation de régression de Hassink (1997) et celle obtenue dans la rotation orge-prairies ont des pentes de valeurs équivalentes. À l'opposé, l'absence de corrélation dans les parcelles en monoculture d'orge indique que ces particules minérales ne sont pas saturées en COS ni en N, ce qui est supporté par les stocks de COS relativement faibles rapportés pour la monoculture au tableau 9. Ces résultats confirment donc la proposition de Hassink (1997) selon laquelle les argiles et les limons fins ont une limite de saturation en COS et en N, et ces limites peuvent être atteintes dans des systèmes productifs. La proportion de particules minérales < 20 µm déterminerait les quantités de COS qui pourrait être stocké à long terme, puisque la MOS liée à cette fraction est plus stable (Chenu et al., 2018).

5.5. LES RÉSULTATS DU FRACTIONNEMENT PHYSIQUE DE LA MATIÈRE ORGANIQUE S'ACCORDENT AVEC LE MEMS V1.0

Selon le MEMS v1.0 de Robertson et al. (2019; figure 6), la première porte d'entrée de la MOS dans le sol est la POM légère et/ou la POM lourde, en l'occurrence, la MOL et/ou la

fraction $> 53 \mu\text{m}$ dans le cadre du présent mémoire. Ainsi, selon ce modèle conceptuel, la MOL récupérée consisterait majoritairement en des résidus végétaux (i.e. les résidus de cultures) peu associés à la phase minérale. La fraction $> 53 \mu\text{m}$, quant à elle, est composée d'un mélange de résidus végétaux et de produits microbiens associés aux particules minérales formant des complexes organominéraux de la taille des sables. Dans la monoculture d'orge, les résidus de culture consistent principalement en de la paille (C/N élevé), contre des résidus de meilleure qualité (C/N faible) apportés par le mélange graminée-légumineuse de la prairie (Lafond et Pageau, 2007; Rumpel et al., 2015; Maillard et al., 2016), ce qui explique que la MOL et la fraction $> 53 \mu\text{m}$ aient des stocks de N plus élevés et un rapport C/N plus faible dans la rotation orge-prairies par rapport à la monoculture d'orge (figure 17). Dans un même ordre d'idées, la fertilisation à base de lisier de bovin a significativement augmenté les stocks de N (figure 21) et diminué le rapport C/N (figure 22) de la fraction $> 53 \mu\text{m}$ dans la monoculture d'orge, améliorant la labilité de la MOS dans cette fraction. Selon ce que soutient le MEMS v1.0, ces résidus plus riches en N (i.e. les résidus de cultures de la rotation orge-prairies de même que les résidus de la monoculture d'orge combinée avec du lisier de bovin) fourniraient des substrats de meilleure qualité pour les microorganismes du sol. Ceci permettrait un meilleur coefficient d'efficacité d'utilisation de ces substrats qui eux, par conséquent, devraient être davantage intégrés sous une forme stable que les résidus pauvres en N. De surcroît, on devrait s'attendre à une plus grande quantité de MOS dans les complexes organominéraux fins, qui abritent davantage de métabolites microbiens adsorbés aux particules minérales. Dans un premier cas, la rotation orge-prairies contient effectivement davantage de COS et de N dans les complexes organominéraux. Dans le cas de la monoculture d'orge, bien qu'aucune différence notable n'ait été observée dans les fractions fines pour les stocks de COS, l'utilisation du lisier de bovin a causé un enrichissement des stocks de N dans les fractions 2-20 et $< 2 \mu\text{m}$ par rapport à l'utilisation d'engrais minéral. Ainsi, alors que les rotations qui incluent des légumineuses peuvent augmenter la réserve de N du sol de manière très importante, comme discuté auparavant, les effluents d'élevage ont permis d'alimenter la réserve du sol en N dans une monoculture de céréales.

5.6. À LONG TERME, L'AZOTE EST UN INDICATEUR PLUS SENSIBLE QUE LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL AUX DIFFÉRENTES PRATIQUES AGRONOMIQUES

En surface et en profondeur, les patrons de réponses dessinés par les écarts relatifs du COS et du N ont eu beaucoup de similitudes. En effet, les variations étaient quasi proportionnelles, ce qui confirme que le COS et le N du sol sont couplés. À ce titre, nombreux sont les articles qui mentionnent un couplage entre le COS et le N du sol (Angers et al., 1993; Angers et al., 1997; Al-Kaisi et al., 2005; Bosshard et al., 2008; Magid et al., 2010; Knicker, 2011).

Malgré cette similitude, il semble qu'à long terme le N du sol soit plus sensible que le COS aux différentes pratiques culturales, tant pour le sol entier que pour les différentes fractions de la MOS. Ce résultat est assez nouveau et, au mieux de mes connaissances, aucun cas similaire n'a été rapporté précédemment dans la littérature scientifique. Cette sensibilité accrue du N peut provenir du fait que, lors de la minéralisation de la MOS, le N peut être recyclé par les plantes et les microorganismes (Robertson et Groffman, 2007; Bingham et Cotrufo, 2016), tandis qu'ultimement, le C quitte le sol sous forme de CO₂ ou de CH₄ (Horwath, 2007). Il serait intéressant de poursuivre les observations en comparant les changements de stocks de COS et de N à long terme sur d'autres sites afin de voir s'il s'agit d'un phénomène courant ou d'un cas isolé. Quoiqu'il en soit, cela démontre l'importance que l'étude de la MOS doit être poursuivie en considérant simultanément le comportement du COS et du N dans le sol.

5.7. LES FRACTIONS PHYSIQUES DE LA MOS PEUVENT-ELLES ÊTRE RELIÉES À DES FONCTIONS DANS LE SOL ?

Les fractions qui affichent une plus grande sensibilité (de plus grands écarts relatifs) aux pratiques agricoles sont les fractions grossières de la taille des sables (> 53 µm) et des limons (20-53 et 2-20 µm), comme il a été soulevé dans les travaux de Leifeld et Kögel-Knabner (2005) et Tian et al. (2017). Ces fractions grossières contiennent davantage des substrats alimentant les microorganismes et sont plus souvent associées à des compartiments labiles (Cambardella et Elliot, 1994). La MOS y est généralement stockée temporairement en comparaison aux fractions plus fines, qui semblent être un compartiment de MOS plus stable à long terme. Le passage dans les fractions grossières serait donc une étape transitoire.

À l'inverse des fractions grossières, la fraction $< 2 \mu\text{m}$ est celle qui semble le moins répondre aux différentes pratiques agricoles. On peut expliquer cette stabilité (de plus faibles écarts relatifs) par le volume important de MOS contenue au départ dans cette fraction. La capacité des fractions $< 20 \mu\text{m}$ à stocker d'énormes quantités de MOS (70 à 84 % dans notre étude) a été observée dans d'autres expériences. Baldock et al. (1992) ont noté une proportion de 79 à 91 % du COS dans les fractions $< 20 \mu\text{m}$, avec des teneurs aussi élevées que 70 % dans la fraction $< 2 \mu\text{m}$. Liang et al. (2014) mentionnent que la quantité de COS et de N du sol s'accroît des fractions grossières aux fractions fines, avec des proportions entre 58 et 74 % pour le COS et de 70 à 84 % pour le N dans les fractions $< 50 \mu\text{m}$. Les travaux de Poeplau et al. (2018) soulignent également les importantes quantités de COS récupéré dans les fractions lourdes et fines. Kader et al. (2010) ont récupéré de 82 à 92 % du N du sol dans les fractions des limons et des argiles. Bien sûr, la texture d'un sol affecte les proportions de COS et de N récupérés dans les fractions fines. Hassink (1997) établit un lien direct entre les proportions de limons fins et d'argiles et les quantités de COS et de N associés à ces particules. Cependant, les propriétés physico-chimiques des argiles, leur surface spécifique élevée entre autres, les rendent plus réactives et donc, plus enclines à se lier avec les composés carbonés et azotés. Ainsi, pour des apports similaires, les sols à texture fine ont des stocks de COS et de N supérieurs à ceux des sols à texture grossière (Hassink, 1994; Hassink et Whitmore, 1997). De plus, sans distinction entre les différents itinéraires agronomiques, les fractions lourdes avaient des rapports C/N qui décroissaient des fractions grossières aux fractions fines, avec des valeurs qui varient entre 16 et 22 dans la fraction $> 53 \mu\text{m}$ jusqu'à atteindre des valeurs autour de 10 dans la fraction $< 2 \mu\text{m}$. Contrairement à ce qui a été dit plus haut à propos des substrats végétaux, les rapports C/N plus faibles dans les fractions fines ne seraient pas synonymes d'une meilleure labilité. Au contraire, la littérature souligne que le COS et le N stockés dans les fractions fines ont des temps de renouvellement plus longs (Kader et al., 2010; Trigalet et al., 2017; Lavalée et al., 2018), ce qui indique un ralentissement des échanges (adsorption/désorption), et donc une plus grande stabilité du COS et du N à long terme (von Lützwow et al., 2007). Par conséquent, tout indique que les fractions fines sont plus impliquées dans la stabilisation de la MOS à long terme. La majorité de la réserve en N du sol serait donc prisonnière dans les complexes organominéraux fins et stables, ce qui expliquerait pourquoi il n'y a qu'une faible proportion qui est minéralisée

annuellement (1 à 2 %) alors que la réserve en N du sol peut atteindre des quantités impressionnantes (CRAAQ, 2010; Batjes, 2014).

Éventuellement, dans le cas où on s'attend à une fourniture du sol en N, on s'attend donc que les fractions grossières soient davantage impliquées dans les quantités de N minéralisé, toutefois, les informations recueillies dans le cadre de cette étude ne permettent pas de conclure à ce propos, ni de développer davantage sur la qualité (la nature) des composés présents dans les différentes fractions. Des analyses supplémentaires pourraient compléter les informations dont nous disposons, en commençant par l'analyse compositionnelle des sucres des différentes fractions physiques afin de différencier l'origine (végétale, bactérienne, fongique) de la MOS. Un suivi de la décomposition de résidus de cultures ou d'effluents d'élevage enrichis en ^{13}C et/ou en ^{15}N et de leur répartition dans les fractions physiques de la MOS pourrait éventuellement améliorer notre compréhension des processus menant à la formation, à la stabilisation et à la restitution de la MOS. Finalement, une étude plus approfondie du potentiel de minéralisation des fractions pourrait être entreprise afin de connaître la stabilité des composés.

5.8. INFLUENCE DE LA MÉTHODE SUR LES RÉSULTATS OBTENUS

La méthode de dispersion des agrégats influence la dispersion du COS et du N. Pour la méthode par sonication, l'ajustement des paramètres peut influencer la répartition des fractions récupérées. En effet, plusieurs auteurs mentionnent qu'une augmentation du temps de dispersion a tendance à déplacer une partie du COS et du N des fractions légères ou grossières vers les fractions lourdes et fines (Balesdent et al., 1991; Schmidt et al., 1999). L'ajustement de l'appareil à ultrasons est donc préconisé afin d'adapter le fractionnement aux particularités (texture du sol, pédogénèse) du sol du dispositif (Schmidt et al., 1999). L'appareil à ultrasons utilisé dans le cadre de cette expérience avait été paramétré pour des sols beaucoup plus sableux. Ainsi, il est probable que le temps de sonication n'ait pas été suffisant et que certains microagrégats, composés d'argiles et de limons fins, n'aient pas été dispersés par la sonication. En effet, en comparant la granulométrie du sol et la proportion des fractions 2-20 et $< 2 \mu\text{m}$ récupérées (figure 11), il semble qu'une portion de l'argile ait été récupérée sous forme de micro-agrégats dans la fraction de la taille des limons. Cette hypothèse a auparavant été soulevée par d'autres auteurs (Elliott et Cambardella, 1991;

Angers et al., 1993; Cambardella et Elliot, 1994; Jensen et al., 2017). Cet artefact méthodologique n'est pas un problème majeur. Il ne faut pas oublier que le fractionnement n'est pas une mesure de la granulométrie puisqu'on considère la répartition de la masse des particules et de la MOS, tandis que la granulométrie d'un sol ne considère pas la MOS dans son calcul.

Une fois que les agrégats sont dispersés, il existe une panoplie de méthodes de fractionnement physique possibles par l'ajustement des critères de fractionnement. Ces multiples possibilités compliquent l'interprétation des résultats lorsqu'on les compare avec d'autres études qui n'utilisent pas les mêmes critères de séparation. En effet, la méthode de fractionnement utilisée influence les quantités de COS et de N récupérés dans chaque fraction (Diochon et al., 2016; Chen et al., 2018a; Poeplau et al., 2018). Ainsi, l'interprétation et la comparaison de nos résultats avec ceux de la littérature scientifique doivent prendre en compte la méthode de fractionnement (nombre de fractions, critères de taille, etc.).

5.9. TAUX DE RÉCUPÉRATION DANS LES FRACTIONS DE LA MATIÈRE ORGANIQUE

Les taux de récupération de C et de N, qui variaient de 83 à 103 % selon les échantillons, sont dans la gamme de ceux rencontrés dans la littérature. Diochon et al. (2016) obtiennent un taux de récupération de COS de 89 % suivant un fractionnement granulo-densimétrique. Poeplau et al. (2018) obtiennent un taux de récupération de COS de 95 % en moyenne sur une vingtaine de méthodes de fractionnement. Une partie des particules d'argiles très fines ($< 0,2 \mu\text{m}$) est possiblement demeurée en suspension et a été éliminée dans les eaux de rinçage (Kimpfe et al., 1979; Poirier et al., 2020). Les pertes peuvent aussi découler de la dispersion des agrégats par les ultrasons qui accélèrent une minéralisation de la MOS labile en diminuant la protection physique, ainsi que par dissolution des composés organiques entraînés dans les eaux de rinçage (Gregorich et al., 1989; Mueller et al., 2012).

Conclusions

L'objectif de ce projet de recherche était d'évaluer l'effet à long terme de différentes pratiques agricoles (inclusion d'une prairie dans la rotation, travail de sol réduit, application d'effluents d'élevage) sur les stocks de COS et de N du sol et des fractions de la MOS. Les résultats ont démontré que les processus d'accumulation et de restitution de la MOS dans le sol sont influencés par les pratiques agricoles.

Après 28 ans, l'inclusion d'une prairie dans la rotation a augmenté de 40 à 94 % les stocks de COS et de N de la fraction grossière lourde ($> 53 \mu\text{m}$) dans les deux profondeurs de sol à l'étude (0-10 et 10-30 cm), comparativement à une monoculture d'orge. La MOL s'est avérée moins sensible et a présenté des hausses en N de 33 % en surface, alors que les stocks de COS de la MOL sont statistiquement équivalents. Ces fractions labiles pourraient éventuellement intervenir davantage dans la fourniture du sol en N par rapport aux fractions lourdes et fines, mais cette hypothèse reste à investiguer dans d'éventuels projets de recherche.

Dans la monoculture d'orge en surface, le lisier de bovin a enrichi les stocks de N de 12 % et de 17 % dans les fractions < 2 et $2-20 \mu\text{m}$, en comparaison à l'engrais minéral, représentant une hausse de plus de 200 kg N ha^{-1} . Les résultats diffèrent dans la rotation orge-prairies où les applications répétées de lisier de bovin n'ont entraîné aucune augmentation supplémentaire des stocks de N dans les fractions fines. De plus, contrairement aux résultats attendus, le lisier de bovin n'a entraîné aucun changement du stock de COS dans les fractions fines, tant dans la monoculture d'orge que dans la rotation orge-prairies. L'application d'effluents d'élevage est connue pour avoir des effets plus évidents dans les sols ayant de faibles teneurs en MOS (Smith et al., 1997), et cette étude confirme une fois de plus qu'il est plus avantageux pour les agriculteurs d'appliquer le fumier dans des sols en culture annuelle. La richesse du sol en COS et en N sous prairie est probablement venue masquer les effets du lisier de bovin.

Contrairement aux résultats attendus, la combinaison d'apports de lisier de bovin et de l'inclusion d'une prairie dans la rotation n'a pas provoqué un effet synergique. Ce résultat est surprenant étant donné que, sept ans plus tôt sur le même dispositif expérimental, Maillard

et al. (2016) ont observé des gains de COS dans les parcelles en orge-prairies, et ces gains étaient plus prononcés dans celles qui ont été traitées avec le lisier de bovin comparativement à celles qui ont été traitées avec l'engrais minéral. L'hypothèse que la rotation orge-prairies soit arrivée à saturation est très probable et expliquerait l'absence de synergie. En effet, comme le suggère l'équation de Hassink (1997), la proportion des limons et des argiles en surface est positivement corrélée à leurs contenus en COS et de N dans la rotation orge-prairies, tandis qu'il n'y a pas de corrélation dans la monoculture d'orge.

Dans la monoculture d'orge, l'utilisation du chisel a favorisé l'accumulation de N en surface, tandis que le labour a favorisé l'accumulation de COS et de N par l'enfouissement des résidus de cultures dans la couche de sol 10-30 cm. Le COS et le N étaient récupérés sous des formes labiles ($\sim 100 \text{ kg N ha}^{-1}$), mais surtout sous forme de complexes organominéraux fins ($\sim 650 \text{ kg N ha}^{-1}$) dont la formation est favorisée par un plus grand contact entre les résidus organiques et les particules minérales, en plus d'une meilleure aération du sol par le labour. En somme, les stocks de COS et de N étaient équivalents dans le profil 0-30 cm peu importe le travail de sol effectué. Aussi, nos résultats démontrent que la réduction de l'intensité du travail du sol ne peut pas venir compenser les pertes de MOS causées par la monoculture de plantes annuelles au lieu de plantes fourragères pérennes.

Le fractionnement granulo-densimétrique de la MOS permet de mieux comprendre l'impact des pratiques agricoles sur la MOS du sol. Si plusieurs auteurs se sont intéressés au COS des fractions physiques de la MOS, moins d'entre eux se sont penchés sur le N. Les résultats ont démontré que les stocks de COS et de N du sol évoluent en concomitance, mais que le N est plus sensible (répond davantage) que le COS. Subséquemment, à l'avenir, la prise en compte du N dans la caractérisation de la MOS par le fractionnement physique devrait être encouragée. Éventuellement, l'étude simultanée du COS et du N du sol pourrait nous aider à mieux comprendre les mécanismes de formation, de stabilisation et de restitution du COS et du N dans le sol.

Finalement, cette étude aura permis de démontrer qu'à long terme, dans une optique d'augmenter les stocks de COS et la réserve en N du sol, le choix de la rotation de cultures est décisif en comparaison au travail de sol et à la source fertilisante. Les efforts des producteurs désireux d'augmenter la fertilité et la résilience de leurs sols devraient

prioritairement être axés sur l'utilisation de plantes à forte production de biomasse et/ou de plantes pérennes autant que possible.

Bibliographie

- Adamczyk, B., Kitunen, V., et Smolander, A. (2013). Response of soil C and N transformations to condensed tannins and different organic N-condensed tannin complexes. *Applied Soil Ecology*, 64, 163-170.
- AITC-Canada. (2019). *Conservation Tillage*. [En ligne] Tiré de <https://aitc-canada.ca/en-ca/learn-about-agriculture/category/farming-the-environment/conservation-tillage> (Consulté le 31 octobre 2019)
- Al-Kaisi, M.M., et Yin, X. (2004). Stepwise time response of corn yield and economic return to no tillage. *Soil and Tillage Research*, 78(1), 91-101.
- Al-Kaisi, M.M., Yin, X., et Licht, M.A. (2005). Soil carbon and nitrogen changes as affected by tillage system and crop biomass in a corn–soybean rotation. *Applied Soil Ecology*, 30(3), 174-191.
- Amézketa, E. (1999). Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14(2-3), 83-151.
- Anderson, D.W., et Schoenau, J.J. (2008). Soil humus fractions. Dans *Soil Sampling and Methods of Analysis* (p. 675-680).
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P., et Martel, J. (1997). Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *41*, 191-201.
- Angers, D.A., Chantigny, M.H., MacDonald, J.D., Rochette, P., et Côté, D. (2010). Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 86(2), 225-229.
- Angers, D.A., et Eriksen-Hamel, N.S. (2008). Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: a meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72(5), 1370-1370.
- Angers, D.A., N'Ayegamiye, A., et Côté, D. (1993). Tillage-induced differences in organic matter or particle size fractions and microbial biomass. *Soil Science Society of America Journal*, 57(1986), 512-516.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.-C., Jayet, P.-A., Soussana, J.-F., et Stengel, P. (2002). Stocker du carbone dans les sols agricoles de France. *Expertise Scientifique Collective., INRA, Paris*, 330.
- Aufdenkampe, A.K., Hedges, J.I., Richey, J.E., Krusche, A.V., et Llerena, C.A. (2001). Sorptive fractionation of dissolved organic nitrogen and amino acids onto fine sediments within the Amazon Basin. *Limnology and Oceanography*, 46(8), 1921-1935.
- Bahri, H., Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F., Bardoux, G., et Mariotti, A. (2008). Lignin degradation during a laboratory incubation followed by ¹³C isotope analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1916-1922.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T., et Griffis, T.J. (2007). Tillage and soil carbon sequestration-What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 1-5.
- Baldock, J.A., Oades, J.M., Waters, A.G., Peng, X., Vassallo, A.M., et Wilson, M.A. (1992). Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*, 16, 1-42.
- Balesdent, J. (1996). The significance of organic separates to carbon dynamics and its modelling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 485-493.

- Balesdent, J., Pétraud, J.P., et Feller, C. (1991). Effets des ultrasons sur la distribution granulométrique des matières organiques des sols. *Science du sol*, 29(1), 95-106.
- Barrington, S., Massé, D., Laguë, C., Fortier, M., et Côté, D. (1997). *Les fumiers de bovins laitiers : une ressource qui se gère*. [En ligne] Tiré de <https://www.agrireseau.net/bovinslaitiers/Documents/bov49.pdf> (Consulté le 8 novembre 2019)
- Batjes, N.H. (2014). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 10-21.
- Bayer, C., Martin-Neto, L., Mielniczuk, J., Pillon, C.N., et Sangoi, L. (2001). Changes in soil organic matter fractions under subtropical no-till cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 65(5), 1473-1478.
- Bingham, A.H., et Cotrufo, M.F. (2016). Organic nitrogen storage in mineral soil: Implications for policy and management. *Science of the Total Environment*, 551-552, 116-126.
- Bird, J.A., Kleber, M., et Torn, M.S. (2008). ¹³C and ¹⁵N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. *Organic Geochemistry*, 39(4), 465-477.
- Bissonnette, N., Angers, D.A., Simard, R.R., et J, L. (2001). Interactive effects of management practices on water stable aggregation and organic matter of a humic gleysol. *Canadian Journal of Soil Science*, 81, 545-551.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., et VandenBygaart, A.J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), 29-42.
- Bosatta, E., et Ågren, G.I. (1999). Soil organic matter quality interpreted thermodynamically. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(13), 1889-1891.
- Bosshard, C., Frossard, E., Dubois, D., Mäder, P., Manolov, I., et Oberson, A. (2008). Incorporation of nitrogen-15-labeled amendments into physically separated soil organic matter fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 72(4), 949-959.
- Boulaine, J. (1989). L'aurore de l'agronomie moderne (1750-1840). Dans *Histoire des pédologues et de la science des sols* (p. 43-73) INRA.
- Bu, R., Lu, J., Ren, T., Liu, B., Li, X., et Cong, R. (2015). Particulate organic matter affects soil nitrogen mineralization under two crop rotation systems. *PLoS ONE*, 10(12).
- Burdon, J. (2001). Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic ? , 166(11), 752-769.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E.M., Dannenmann, M., Kiese, R., et Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), 20130122.
- Calvet, R., Chenu, C., et Houot, S. (2015). *Les matières organiques des sols : Rôles agronomiques et environnementaux* (2e ed.). Éditions France Agricole, Paris, France. 351 pages.
- Cambardella, C.A., et Elliot, E.T. (1994). Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 123-130.

- Cambardella, C.A., et Elliott, E.T. (1992). Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56(3), 777-783.
- Cambardella, C.A., et Elliott, E.T. (1993). Methods for physical separation and characterization of soil organic matter fractions. *Geoderma*, 56(1-4), 449-457.
- Campbell, E.E., et Paustian, K. (2015). Current developments in soil organic matter modeling and the expansion of model applications: a review. *Environmental Research Letters*, 10(12), 123004.
- Carlsson, G., et Huss-Danell, K. (2003). Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil*, 253(2), 353-372.
- Castellano, M.J., Mueller, K.E., Olk, D.C., Sawyer, J.E., et Six, J. (2015). Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*, 21(9), 3200-3209.
- Cates, A.M., Ruark, M.D., Hedtcke, J.L., et Posner, J.L. (2016). Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter. *Soil and Tillage Research*, 155, 371-380.
- Cavalcante, J.S., Favaretto, N., Dieckow, J., Cherobim, V.F., et Barth, G. (2019). Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no-till improves carbon and nitrogen stocks. *European Journal of Soil Science*, 1-12.
- Chantigny, M., Angers, D.A., Rochette, P., Pomar, C., et Pelster, D.E. (2014). Evidencing overwinter loss of residual organic and clay-fixed nitrogen from spring-applied, 15N-labelled pig slurry. *Canadian Journal of Soil Science*, 94(1), 1-8.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Morvan, T., et Pomar, C. (2004). Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with 15N. *Soil Science Society of America Journal*, 68(2), 637-643.
- Chen, H., Li, D., Feng, W., Niu, S., Plante, A., Luo, Y., et Wang, K. (2018a). Different responses of soil organic carbon fractions to additions of nitrogen. *European Journal of Soil Science*, 69(6), 1098-1104.
- Chen, Y.-m., Xu, X., Jiao, X.-g.X.G., Sui, Y.Y.Y.-y., Liu, X.-b.X.B., Zhang, J.Y.J.M.J.-y., et Zhou, K. (2018b). Responses of Labile Organic Nitrogen Fractions and Enzyme Activities in eroded Mollisols After 8-year Manure Amendment. *Scientific Reports*, 8(1), 1-8.
- Chenu, C., Angers, D.A., Barré, P., Derrien, D., Arrouays, D., et Balesdent, J. (2018). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil & Tillage Research*.
- Christensen, B.T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52(3), 345-353.
- Ciais, P., Sabine, C., Bala, G., Bopp, L., Brovkin, V., Canadell, J., Chhabra, A., DeFries, R., Galloway, J., et Heimann, M. (2014). Carbon and other biogeochemical cycles. Dans *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (p. 465-570) Cambridge University Press.
- Cogo, N.P., Moldenhauer, W.C., et Foster, G.R. (1984). Soil Loss Reductions from Conservation Tillage Practices. *Soil Science Society of America Journal*, 48(2), 368-373.
- Coppens, F., Garnier, P., De Gryze, S., Merckx, R., et Recous, S. (2006). Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labelled crop residues in soil columns. *European Journal of Soil Science*, 57(6), 894-905.

- Córdoba, E.M., Chirinda, N., Li, F., Olesen, J.E., et Ave, P. (2018). Contributions from carbon and nitrogen in roots to closing the yield gap between conventional and organic cropping systems. *Soil Use and Management*, 1-8.
- Cotrufo, M.F., Soong, J.L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, Michelle L., Wall, D.H., et Parton, W.J. (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8, 776.
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Deneff, K., et Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988-995.
- CRAAQ. (2010). *Guide de référence en fertilisation* (2e ed.). Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, Sainte-Foy, Québec. 473 pages.
- CRAAQ. (2013). Les engrais de ferme et les matières résiduelles. Dans *Guide de référence en fertilisation* (2e ed.), Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, Sainte-Foy, Québec. pages 289-340.
- Crème, A., Rumpel, C., Le Roux, X., Romian, A., Lan, T., et Chabbi, A. (2018). Ley grassland under temperate climate had a legacy effect on soil organic matter quantity, biogeochemical signature and microbial activities. *Soil Biology and Biochemistry*, 122, 203-210.
- D'Amours, E. (2018). *Réponses à long terme des stocks d'azote du sol selon la rotation et la source de nutriments utilisées en production laitière au Québec*. (Mémoire de maîtrise), Université Laval, Québec.
- Datta, R., Kelkar, A., Baraniya, D., Molaei, A., Moulick, A., Meena, R.S., et Formanek, P. (2017). Enzymatic Degradation of Lignin in Soil: A Review. *Sustainability*, 9(7), 1163.
- Dijkstra, P., Thomas, S.C., Heinrich, P.L., Koch, G.W., Schwartz, E., et Hungate, B.A. (2011). Effect of temperature on metabolic activity of intact microbial communities: Evidence for altered metabolic pathway activity but not for increased maintenance respiration and reduced carbon use efficiency. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(10), 2023-2031.
- Dinel, H., Schnitzer, M., et Mehuys, G.R. (1990). Soil Lipids: Origin, Nature, Content, Decomposition, and Effect on Soil Physical Properties. Dans *Soil Biochemistry* (Vol. 6, p. 397-430). Bollag & Stotzky (Eds.), Marcel Dekker, New York.
- Diochon, A., Gillespie, A.W., Ellert, B.H., Janzen, H.H., et Gregorich, E.G. (2016). Recovery and dynamics of decomposing plant residue in soil: An evaluation of three fractionation methods. *European Journal of Soil Science*, 67(2), 196-205.
- Dolan, M.S., Clapp, C.E., Allmaras, R.R., Baker, J.M., et Molina, J.A.E. (2006). Soil organic carbon and nitrogen in a Minnesota soil as related to tillage, residue and nitrogen management. *Soil and Tillage Research*, 89(2), 221-231.
- Ellert, B.H., et Bettany, J.R. (1995). Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science*, 75(4), 529-538.
- Elliott, E.T., et Cambardella, C.A. (1991). Physical separation of soil organic matter. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 34(1-4), 407-419.
- Enting, I.G., Wigley, T., et Heimann, M. (1994). *Future emissions and concentrations of carbon dioxide: key ocean/atmosphere/land analyses* (Vol. 31). CSIRO Australia.

- Environnement Canada. (2018). *Sommaires climatologiques mensuels*. [En ligne] Tiré de climat.meteo.gc.ca/prods_servs/cdn_climate_summary_f.html (Consulté le 1 septembre 2018)
- Fangueiro, D., Chadwick, D., Dixon, L., et Bol, R. (2007). Quantification of priming and CO₂ emission sources following the application of different slurry particle size fractions to a grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(10), 2608-2620.
- Fu, X., Wang, J., Sainju, U.M., et Liu, W. (2019). Soil nitrogen fractions under long-term crop rotations in the Loess Plateau of China. *Soil and Tillage Research*, 186, 42-51.
- Gai, X., Liu, H., Liu, J., Zhai, L., Wang, H., Yang, B., Ren, T., Wu, S., et Lei, Q. (2019). Contrasting impacts of long-term application of manure and crop straw on residual nitrate-N along the soil profile in the North China Plain. *Science of the Total Environment*, 650, 2251-2259.
- Galloway, J., Dentener, F., Capone, D., Boyer, E., Howarth, R., Seitzinger, S., Asner, G., Cleveland, C., Green, P., Holland, E., Karl, D., Michaels, A., Porter, J., Townsend, A., et Vöosmarty, C. (2004). Nitrogen Cycles: Past, Present, and Future. *Biogeochemistry*, 70(2), 153-226.
- Gårdenäs, A.I., Ågren, G.I., Bird, J.A., Clarholm, M., Hallin, S., Ineson, P., Kätterer, T., Knicker, H., Nilsson, S.I., Näsholm, T., Ogle, S., Paustian, K., Persson, T., et Stendahl, J. (2011). Knowledge gaps in soil carbon and nitrogen interactions – From molecular to global scale. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(4), 702-717.
- GIEC. (2019). Chapter 4: Land Degradation. Dans *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. (p. 345-436).
- Gleixner, G., Bol, R., et Balesdent, J. (1999). Molecular insight into soil carbon turnover. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 13(13), 1278-1283.
- Global Monitoring Laboratory. (2020). *Carbon Cycle Greenhouse Gases - Trends in Atmospheric Carbon Dioxide*. [En ligne] Tiré de <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html> (Consulté le 21 juin 2020)
- Gregorich, E.G., Beare, M.H., McKim, U.F., et Skjemstad, J.O. (2006). Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. *Soil Science Society of America Journal*, 70(3), 975-985.
- Gregorich, E.G., Gillespie, A.W., Beare, M.H., Curtin, D., Sanei, H., et Yanni, S.F. (2015). Evaluating biodegradability of soil organic matter by its thermal stability and chemical composition. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 182-191.
- Gregorich, E.G., Kachanoski, R.G., et Voroney, R.P. (1989). Carbon mineralization in soil size fractions after various amounts of aggregate disruption. *Journal of Soil Science*, 40(3), 649-659.
- Gregorich, G.E., Monreal, M.C., Schnitzer, M.M., et Schulten, M.H.R. (1996). Transformation of plant residues into soil organic matter: Chemical characterization of plant tissue, isolated soil fractions, and whole soils. *Soil Science*, 161(10), 680-693.
- Guggenberger, G., et Kaiser, K. (2003). Dissolved organic matter in soil: challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma*, 113(3), 293-310.
- Guggenberger, G., Zech, W., Haumaier, L., et Christensen, B.T. (1995). Land-use effects on the composition of organic matter in particle-size separates of soils: II. CPMAS and solution ¹³C NMR analysis. *European Journal of Soil Science*, 46(1), 147-158.

- Gulde, S., Chung, H., Amelung, W., Chang, C., et Six, J. (2008). Soil Carbon Saturation Controls Labile and Stable Carbon Pool Dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, 72(3), 605-605.
- Gunina, A., et Kuzyakov, Y. (2015). Sugars in soil and sweets for microorganisms: Review of origin, content, composition and fate. *Soil Biology and Biochemistry*, 90, 87-100.
- Gyssels, G., Poesen, J., Bochet, E., et Li, Y. (2005). Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 29(2), 189-217.
- Hao, X., Ball, B.C., Culley, J.L.B., Carter, M.R., et Parkin, G.W. (2007). Soil density and porosity. Dans *Soil sampling and methods of analysis* (2e ed., p. 743-760). Carter & Gregorich (Eds.), Taylor & Francis, Boca Raton, FL.
- Hao, Y., Wang, Y., Chang, Q., et Wei, X. (2017). Effects of long-term fertilization on soil organic carbon and nitrogen in a highland agroecosystem. *Pedosphere*, 27(4), 725-736.
- Hassink, J. (1994). Effects of soil texture and grassland management on soil organic C and N and rates of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem*, 26(9), 1221-1231.
- Hassink, J. (1997). The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with silt and clay particles. *Plant and Soil*, 191, 77-87.
- Hassink, J., et Whitmore, A.P. (1997). A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 131-139.
- Hébert, M., Busset, G., et Groeneveld, E. (2008). *Bilan 2007 de la valorisation des matières résiduelles fertilisantes*. [En ligne] Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Tiré de http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/index.htm (Consulté le 13 novembre 2019)
- Hernes, P.J., et Hedges, J.I. (2004). Tannin signatures of barks, needles, leaves, cones, and wood at the molecular level | Associate editor: C. Arnosti. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 68(6), 1293-1307.
- Horwath, W. (2007). 12 - Carbon cycling and formation of soil organic matter. Dans *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry* (3e ed., p. 303-339). Paul (Ed.), Academic Press, San Diego.
- Huang, Y., Eglinton, G., van der Hage, E.R.E., Boon, J.J., Bol, R., et Ineson, P. (1998). Dissolved organic matter and its parent organic matter in grass upland soil horizons studied by analytical pyrolysis techniques. *European Journal of Soil Science*, 49(1), 1-15.
- IRDA. (2019). *La banque de données sur les sols (fichiers numériques)*. [En ligne] Résultats analytiques de 159 séries de sol au Québec. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) Tiré de <https://www.irda.qc.ca/fr/services/protection-ressources/sante-sols/information-sols/etudes-pedologiques/> (Consulté le 16 sept. 2019)
- ISO. (2010). *ISO/TS 29843-1:2010(en), Soil quality — Determination of soil microbial diversity — Part 1: Method by phospholipid fatty acid analysis (PLFA) and phospholipid ether lipids (PLEL) analysis*. [En ligne] Tiré de <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:ts:29843:-1:ed-1:v1:fr> (Consulté le 17 janvier 2018)
- Janzen, H.H. (1987). Soil organic matter characteristics after long-term cropping to various spring wheat rotations. *Canadian Journal of Soil Science*, 67(4), 845-856.
- Janzen, H.H., Campbell, C.A., Brandt, S.A., Lafond, G.P., et Townley-Smith, L. (1992). Light-Fraction Organic Matter in Soils from Long-Term Crop Rotations. *Soil Science Society of America Journal*, 56(6), 1799-1799.

- Jensen, J.L., Schj, P., Watts, C.W., Christensen, B.T., et Munkholm, L.J. (2017). Soil texture analysis revisited : Removal of organic matter matters more than ever. *Current Science*, 1-10.
- Jensen, L.S. (2013). Animal manure fertiliser value, crop utilisation and soil quality impacts. Dans *Animal Manure Recycling* (p. 295-328).
- Kader, M.A., Sleutel, S., Begum, S.A., D'Haene, K., Jegajeevagan, K., et De Neve, S. (2010). Soil organic matter fractionation as a tool for predicting nitrogen mineralization in silty arable soils. *Soil Use and Management*, 26(4), 494-507.
- Kimpe, C.R.D., Laverdiere, M.R., et Martel, Y.A. (1979). Surface area and exchange capacity of clay in relation to the mineralogical composition of gleysolic soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 59(4), 341-347.
- Kirkby, C.A., Kirkegaard, J.A., Richardson, A.E., Wade, L.J., Blanchard, C., et Batten, G. (2011). Stable soil organic matter: A comparison of C:N:P:S ratios in Australian and other world soils. *Geoderma*, 163(3), 197-208.
- Kirkby, C.A., Richardson, A.E., Wade, L.J., Batten, G.D., Blanchard, C., et Kirkegaard, J.A. (2013). Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil Biology and Biochemistry*, 60, 77-86.
- Kleber, M., et Lehmann, J. (2019). Humic substances extracted by alkali are invalid proxies for the dynamics and functions of organic matter in terrestrial and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 48(2), 207-216.
- Kleber, M., Sollins, P., et Sutton, R. (2007). A conceptual model of organo-mineral interactions in soils: self-assembly of organic molecular fragments into zonal structures on mineral surfaces. *Biogeochemistry*, 85(1), 9-24.
- Klotzbücher, T., Kaiser, K., Guggenberger, G., et Kalbitz, K. (2011). A new model for the fate of lignin in decomposing. *Ecology*, 95(5), 1052-1062.
- Knicker, H. (2011). Soil organic N - An under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1118-1129.
- Kögel-Knabner, I. (2000). Analytical approaches for characterizing soil organic matter. *Organic Geochemistry*, 31(7-8), 609-625.
- Kögel-Knabner, I., et Rumpel, C. (2018). Advances in Molecular Approaches for Understanding Soil Organic Matter Composition, Origin, and Turnover: A Historical Overview. *Advances in Agronomy*, 149, 1-48.
- Kononova, M.M. (1961). *Soil organic matter, its nature, its role in soil formation and in soil fertility*. Pergamon Press, Oxford. 450 pages.
- Kudeyarov, V.N. (1981). Mobility of fixed ammonium in soil. *Ecological Bulletins*(33), 281-290.
- Lafond, J., Angers, D.A., Pageau, D., et Lajeunesse, J. (2017). Sustainable cereal and forage production in dairy-based cropping systems. *Canadian Journal of Plant Science*, 97(3), 473-485.
- Lafond, J., et Pageau, D. (2007). Effets nutritionnels et non nutritionnels associés à la présence de légumineuses sur les rendements en grains d'orge et les nitrates du sol. *Canadian Journal of Soil Science*, 87(4), 445-454.
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304(5677), 1623-1627.

- Lavallee, J.M., Conant, R.T., Paul, E.A., et Cotrufo, M.F. (2018). Incorporation of shoot versus root-derived ^{13}C and ^{15}N into mineral-associated organic matter fractions: results of a soil slurry incubation with dual-labelled plant material. *Biogeochemistry*, 137(3), 379-393.
- Le Quéré, C., Andrew, R.M., Friedlingstein, P., Sitch, S., Hauck, J., Pongratz, J., Pickers, P.A., Korsbakken, J.I., Peters, G.P., Canadell, J.G., Arneeth, A., Arora, V.K., Barbero, L., Bastos, A., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L.P., Ciais, P., Doney, S.C., Gkritzalis, T., Goll, D.S., Harris, I., Haverd, V., Hoffman, F.M., Hoppema, M., Houghton, R.A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Johannessen, T., Jones, C.D., Kato, E., Keeling, R.F., Goldewijk, K.K., Landschützer, P., Lefèvre, N., Lienert, S., Liu, Z., Lombardozzi, D., Metzl, N., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S.-i., Neill, C., Olsen, A., Ono, T., Patra, P., Peregon, A., Peters, W., Peylin, P., Pfeil, B., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rocher, M., Rödenbeck, C., Schuster, U., Schwinger, J., Séférian, R., Skjelvan, I., Steinhoff, T., Sutton, A., Tans, P.P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., van der Laan-Luijkx, I.T., van der Werf, G.R., Viovy, N., Walker, A.P., Wiltshire, A.J., Wright, R., Zaehle, S., et Zheng, B. (2018). Global carbon budget 2018. *Earth System Science Data*, 10(4), 2141-2194.
- Lefèvre, C., Fatma, R., Viridiana, A., et Liesl, W. (2017). *Soil Organic Carbon: the hidden potential*. FAO, Rome, Italy. 77 pages.
- Lehmann, J., et Kleber, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 60-68.
- Leifeld, J., et Kögel-Knabner, I. (2005). Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? *Geoderma*, 124(1), 143-155.
- Li, J., Wen, Y., Li, X., Li, Y., Yang, X., Lin, Z., Song, Z., Cooper, J.M., et Zhao, B. (2018). Soil labile organic carbon fractions and soil organic carbon stocks as affected by long-term organic and mineral fertilization regimes in the North China Plain. *Soil and Tillage Research*, 175(August 2017), 281-290.
- Liang, Q., Chen, H., Gong, Y., Yang, H., Fan, M., et Kuzyakov, Y. (2014). Effects of 15 years of manure and mineral fertilizers on enzyme activities in particle-size fractions in a North China Plain soil. *European Journal of Soil Biology*, 60, 112-119.
- Loiseau, P. (1989). Fourniture par le sol et utilisation de l'azote minéral dans les prairies de montagnes volcaniques. *Agronomie*, 10(9), 965-972.
- Luo, Z., Wang, E., et Sun, O.J. (2010). Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139(1-2), 224-231.
- Lützow, M.v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., et Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426-445.
- MacCarthy, P. (2001). The Principles of Humic Substances. *Soil Science*, 166(11), 738-751.
- Magid, J., Nowina, K.R.D., Lindedam, J., et Andrén, O. (2010). Organic matter in size-density fractions after 16–50 years of grass ley, cereal cropping and organic amendments. *European Journal of Soil Science*, 61(4), 539-550.
- Maillard, É., et Angers, D.A. (2014). Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 20(2), 666-679.
- Maillard, É., Angers, D.A., Chantigny, M., Bittman, S., Rochette, P., Lévesque, G., Hunt, D., et Parent, L.É. (2015). Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 108-119.

- Maillard, É., Angers, D.A., Chantigny, M., Lafond, J., Pageau, D., Rochette, P., Lévesque, G., Leclerc, M.L., et Parent, L.É. (2016). Greater accumulation of soil organic carbon after liquid dairy manure application under cereal-forage rotation than cereal monoculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 171-178.
- Manlay, R.J., Feller, C., et Swift, M.J. (2007). Historical evolution of soil organic matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119(3), 217-233.
- Marschner, B., Brodowski, S., Dreves, A., Gleixner, G., Gude, A., Grootes, P.M., Hamer, U., Heim, A., Jandl, G., Ji, R., Kaiser, K., Kalbitz, K., Kramer, C., Leinweber, P., Rethemeyer, J., Schäffer, A., Schmidt, M.W.I., Schwark, L., et Wiesenberger, G.L.B. (2008). How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(1), 91-110.
- Martínez, J.M., Galantini, J.A., Duval, M.E., et López, F.M. (2017). Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. *Soil and Tillage Research*, 169, 71-80.
- McConkey, B., Hutchinson, J., Smith, W., Grant, B., et Desjardins, R. (2005). 14. Carbone organique du sol. Dans *L'agriculture écologiquement durable au Canada: Série sur les indicateurs agroenvironnementaux-Rapport n 2* (p. 114-120). Lefebvre (Ed.), Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa (Ontario).
- McKague, K., Reid, K., et Simpson, H. (2005, janvier 2019). *Répercussions environnementales de l'utilisation d'azote en agriculture*. [En ligne] Tiré de <http://www.omafra.gov.on.ca/french/engineer/facts/05-074.htm> (Consulté le 29 septembre 2018)
- Miltner, A., Bombach, P., Schmidt-Brücken, B., et Kästner, M. (2012). SOM genesis: Microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry*, 111(1-3), 41-55.
- Min, K., Freeman, C., Kang, H., et Choi, S.-U. (2015). The Regulation by Phenolic Compounds of Soil Organic Matter Dynamics under a Changing Environment. *BioMed Research International*, 2015, 1-11.
- Moni, C., Derrien, D., Hatton, P.-J., Zeller, B., et Kleber, M. (2012). Density fractions versus size separates: does physical fractionation isolate functional soil compartments? *Biogeosciences*, 9(12).
- Mueller, C.W., Schlund, S., Prietzel, J., Kogel-Knabner, I., et Gutsch, M. (2012). Soil Aggregate Destruction by Ultrasonication Increases Soil Organic Matter Mineralization and Mobility. *Soil Science Society of America Journal*, 76(5), 1634-1643.
- Nannipieri, P., et Eldor, P. (2009). The chemical and functional characterization of soil N and its biotic components. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(12), 2357-2369.
- Nciizah, A.D., et Wakindiki, I.I.C. (2015). Physical indicators of soil erosion, aggregate stability and erodibility. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61(6), 827-842.
- Norton, J.B., Mukhwana, E.J., et Norton, U. (2012). Loss and Recovery of Soil Organic Carbon and Nitrogen in a Semiarid Agroecosystem Soil Fertility & Plant Nutrition. *Soil Science Society of America Journal*, 76(2), 505-514.
- Nyiraneza, J., Chantigny, M.H., N'Dayegamiye, A., et Laverdière, M.R. (2010). Long-term manure application and forages reduce nitrogen fertilizer requirements of silage corn-cereal cropping systems. *Agronomy Journal*, 102(4), 1244-1251.
- Oades, J.M. (1984). Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil*, 76(1), 319-337.

- Oades, J.M. (1995). An overview of processes affecting the cycling of organic carbon in soils. Dans *Role of Nonliving Organic Matter in the Earth's Carbon Cycle* (p. 293-303). Zepp & Sonntag (Eds.), John Wiley, University of Adelaide, Glen Osmond, Australia.
- Ozlu, E., Kumar, S., et Ideas, C. (2018). Response of Soil Organic Carbon, pH, Electrical Conductivity, and Water Stable Aggregates to Long-Term Annual Manure and Inorganic Fertilizer. *Soil Science Society of America Journal*, 82(5), 1243-1243.
- Paul, E.A. (2016). The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biology and Biochemistry*, 98, 109-126.
- Paustian, K., Collins, H.P., et Paul, E.A. (1997). Management controls on soil carbon. Dans *Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems. Long-Term Experiments in North America* (p. 15-42) CRC Press, Boca Raton.
- Petersen, J., et Sørensen, P. (2008). *Fertilizer value of nitrogen in animal manures - basis for determination of a legal substitution rate*. Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Tjele. 111 pages.
- Phillips, R.E., Thomas, G.W., Blevins, R.L., Frye, W.W., et Phillips, S.H. (1980). No-Tillage Agriculture. *Science*, 208(4448), 1108.
- Piccolo, A. (2001). The Supramolecular Structure of Humic Substances. *Soil Science*, 166(11), 810-832.
- Poepflau, 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., et Nieder, R. (2018). Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 10-26.
- Poirier, V. (2007). *Séquestration du carbone dans un sol agricole du Québec: influence du travail du sol et de la fertilisation des cultures*. (Mémoire de maîtrise), Université Laval, Québec.
- Poirier, V., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M.H., Ziadi, N., Tremblay, G., et Fortin, J. (2009). Interactive Effects of Tillage and Mineral Fertilization on Soil Carbon Profiles. *Soil Science Society of America Journal*, 73(1), 255-261.
- Poirier, V., Basile-Doelsch, I., Balesdent, J., Borschneck, D., Whalen, J.K., et Angers, D.A. (2020). Organo-Mineral Interactions Are More Important for Organic Matter Retention in Subsoil Than Topsoil. *Soil Systems*, 4(1), 4.
- Poppe, L.J., Fredericks, J.J., et Hathaway, J.C. (1988). A computer program to calculate centrifugation parameters for sedimentation analyses. *Computers & Geosciences*, 14(4), 541-545.
- Pravia, M.V., Kemanian, A.R., Terra, J.A., Shi, Y., Macedo, I., et Goslee, S. (2019). Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. *Agricultural Systems*, 171, 13-22.
- Raiesi, F., et Kabiri, V. (2017). Carbon and nitrogen mineralization kinetics as affected by tillage systems in a calcareous loam soil. *Ecological Engineering*, 106, 24-34.
- Reeves, M., Lal, R., Logan, T., et Sigarán, J. (1997). Soil Nitrogen and Carbon Response to Maize Cropping System, Nitrogen Source, and Tillage. *Soil Science Society of America Journal*, 61(5), 1387-1392.
- Rice, J.A. (2001). Humin. *Soil Science*, 166(11), 848-857.

- Robertson, A.D., Paustian, K., Ogle, S., Wallenstein, M.D., Lugato, E., et Cotrufo, M.F. (2019). Unifying soil organic matter formation and persistence frameworks: the MEMS model. *Biogeosciences*, 16(6), 1225-1248.
- Robertson, G.P., et Groffman, P.M. (2007). 13 - Nitrogen transformations. Dans *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Third Edition)* (p. 341-364). Paul (Ed.), Academic Press, San Diego.
- Rochette, P., Worth, D.E., Huffman, E.C., Brierley, J.A., McConkey, B.G., Yang, J., Hutchinson, J.J., Desjardins, R.L., Lemke, R., et Gameda, S. (2008). Estimation of N₂O emissions from agricultural soils in Canada. II. 1990–2005 inventory. *Canadian Journal of Soil Science*, 88(5), 655-669.
- Rubino, M., Dungait, J.A.J., Evershed, R.P., Bertolini, T., De Angelis, P., D'Onofrio, A., Lagomarsino, A., Lubritto, C., Merola, A., Terrasi, F., et Cotrufo, M.F. (2010). Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a ¹³C labelled-leaf litter experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(7), 1009-1016.
- Rumpel, C., Crème, A., Ngo, P.T., Velásquez, G., Mora, M.L., et Chabbi, A. (2015). The impact of grassland management on biogeochemical cycles involving carbon, nitrogen and phosphorus. *Journal of soil science and plant nutrition*, 15, 353-371.
- Schmidt, M.W.I., Rumpel, C., et Kögel-Knabner, I. (1999). Evaluation of an ultrasonic dispersion procedure to isolate primary organomineral complexes from soils. *European Journal of Soil Science*, 50(1), 87-94.
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., et Trumbore, S.E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49-56.
- Schröder, J.J., Jansen, A.G., et Hilhorst, G.J. (2005). Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management*, 21(2), 196-204.
- Schröder, J.J., Uenk, D., et Hilhorst, G.J. (2007). Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant and Soil*, 299(1), 83-99.
- Schurig, C., Smittenberg, R.H., Berger, J., Kraft, F., Woche, S.K., Goebel, M.O., Heipieper, H.J., Miltner, A., et Kaestner, M. (2013). Microbial cell-envelope fragments and the formation of soil organic matter: A case study from a glacier forefield. *Biogeochemistry*, 113(1-3), 595-612.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., et Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturatin of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K., et Doran, J.W. (1998). Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. *Soil Science Society of America Journal*, 62(5), 1367-1367.
- Smith, P., Powlson, D., Glendining, M., et Smith, J. (1997). Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biology*, 3(1), 67-79.
- Soane, B.D. (1990). The role of organic matter in soil compactibility: A review of some practical aspects. *Soil and Tillage Research*, 16(1), 179-201.
- Sohi, S.P., Mahieu, N., Arah, J.R.M., Powlson, D.S., Madari, B., et Gaunt, J.L. (2001). A Procedure for Isolating Soil Organic Matter Fractions Suitable for Modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 65(4), 1121-1128.

- Sollins, P., Kramer, M.G., Swanston, C., Lajtha, K., Filley, T., Aufdenkampe, A.K., Wagai, R., et Bowden, R.D. (2009). Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: Evidence for both microbial- and mineral-controlled soil organic matter stabilization. *Biogeochemistry*, 96(1), 209-231.
- Sørensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, 267(1), 285-296.
- Sørensen, P., et Amato, M. (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, 16(2), 81-95.
- Sørensen, P., et Jensen, E.S. (1998). The use of ¹⁵N labelling to study the turnover and utilization of ruminant manure N. *Biology and Fertility of Soils*, 28(1), 56-63.
- Stemmer, M., Von Lütow, M., Kandeler, E., Pichlmayer, F., et Gerzabek, M.H. (1999). The effect of maize straw placement on mineralization of C and N in soil particle size fractions. *European Journal of Soil Science*, 50(1), 73-85.
- Stengel, P., et Gelin, S. (1998). *Sol : interface fragile*. Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Paris. 222 pages.
- Stevenson, F.J. (1994). *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley & Sons. 512 pages.
- Stevenson, F.J., et Cole, M.A. (1999). *Cycles of Soil* (2e ed.). John Wiley & Sons. 448 pages.
- Styles, D., Gibbons, J., Williams, A.P., Dauber, J., Stichnothe, H., Urban, B., Chadwick, D.R., et Jones, D.L. (2015). Consequential life cycle assessment of biogas, biofuel and biomass energy options within an arable crop rotation. *GCB Bioenergy*, 7(6), 1305-1320.
- Sutton, R., et Sposito, G. (2005). Molecular Structure in Soil Humic Substances: The New View. *Environmental Science & Technology*, 39(23), 9009-9015.
- Thevenot, M., Dignac, M.-F., et Rumpel, C. (2010). Fate of lignins in soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(8), 1200-1211.
- Thivierge, M.-N., Chantigny, M.H., Seguin, P., et Vanasse, A. (2015). Sweet pearl millet and sweet sorghum have high nitrogen uptake efficiency under cool and wet climate. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 102(2), 195-208.
- Tian, J., Lou, Y., Gao, Y., Fang, H., Liu, S., Xu, M., Blagodatskaya, E., et Kuzyakov, Y. (2017). Response of soil organic matter fractions and composition of microbial community to long-term organic and mineral fertilization. *Biology and Fertility of Soils*, 53(5), 523-532.
- Trigalet, S., Chartin, C., Kruger, I., Carnol, M., Van Oost, K., et van Wesemael, B. (2017). Soil organic carbon fractionation for improving agricultural soil quality assessment - a case study in Southern Belgium (Wallonia). *Biotechnologie Agronomie Societe Et Environnement*, 21(3), 191-200.
- Trigalet, S., Van Oost, K., Roisin, C., et 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, 1-9.
- VandenBygaart, A.J., Bremer, E., McConkey, B.G., Janzen, H.H., Angers, D.A., Carter, M.R., Drury, C.F., Lafond, G.P., et McKenzie, R.H. (2010). Soil organic carbon stocks on long-term agroecosystem experiments in Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 90(4), 543-550.

- Virto, I., Barré, P., Burlot, A., et Chenu, C. (2012). Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, 108(1), 17-26.
- von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E., et Marschner, B. (2007). SOM fractionation methods: Relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2183-2207.
- Waksman, S.A. (1936). Humus origin, chemical composition, and importance in nature. *Soil Science*, 41, 395-395.
- Webb, J., Sørensen, P., Velthof, G., Amon, B., Pinto, M., Rodhe, L., Salomon, E., Hutchings, N., Burczyk, P., et Reid, J. (2013). Chapter Seven -An assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure-N efficiency. Dans *Advances in Agronomy* (Vol. 119, p. 371-442). Sparks (Ed.), Academic Press.
- Wershaw, R.L., Llaguno, E.C., et Leenheer, J.A. (1996). Mechanism of formation of humus coatings on mineral surfaces 3. Composition of adsorbed organic acids from compost leachate on alumina by solid-state ¹³C NMR. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 108(2), 213-223.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobley, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., et 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, 149-162.
- Yang, J.Y., Drury, C.F., Yang, X.M., De Jong, R., Huffman, E.C., Campbell, C.A., et Kirkwood, V. (2010). Estimating biological N₂ fixation in Canadian agricultural land using legume yields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1), 192-201.
- Zeller, B., et Dambrine, E. (2011). Coarse particulate organic matter is the primary source of mineral N in the topsoil of three beech forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(3), 542-550.
- Zhang, L., Vet, R., O'Brien, J., Mihele, C., Liang, Z., et Wiebe, A. (2009). Dry deposition of individual nitrogen species at eight Canadian rural sites. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D2).
- Ziadi, N., Gagnon, B., et Cambouris, A. (2007). *Utilisation des engrais minéraux azotés en grandes cultures : description des différentes formes et leurs impacts en agroenvironnement*. Document présenté au Colloque sur l'azote, organisé par le CRAAQ (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec) et l'Ordre des agronomes du Québec le 28 mars 2007, Drummondville, QC.

Annexes

A1. Apports annuels en azote (N), phosphore (P₂O₅) et potassium (K₂O) par le lisier de bovin et l'engrais minéral dans les parcelles d'orge et d'orge grainée pour toute la durée de l'étude (1990-2017).

Année	LISIER DE BOVIN					ENGRAIS MINÉRAL		
	Dose m ³	MS %	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹
1990	52	4,8	73	46	84	70	40	70
1991	53	4,9	121	34	157	70	40	70
1992	49	4,6	79	32	110	70	40	70
1993	53	7,0	90	62	76	70	40	70
1994	53	3,5	89	32	83	70	40	70
1995	50	5,6	77	50	118	70	40	70
1996	50	4,3	75	64	129	70	40	70
1997	47	6,9	110	46	165	70	40	70
1998	50	5,1	79	41	114	70	40	70
1999	50	5,3	79	57	96	70	40	70
2000	50	4,3	110	46	169	70	40	70
2001	50	5,2	141	44	180	70	40	70
2002	50	3,1	105	34	114	70	40	70
2003	50	3,6	115	34	163	70	40	70
2004	50	4,9	105	34	133	70	40	70
2005	50	4,1	120	34	151	70	40	70
2006	50	4,9	120	42	151	70	40	70
2007	50	3,3	142	37	200	70	40	70
2008	50	6,1	75	44	149	70	40	70
2009	50	6,3	153	46	176	70	40	70
2010	50	3,9	87	32	101	70	40	70
2011	50	3,1	103	25	164	70	40	70
2012	50	5,4	134	37	136	70	40	70
2013	50	5,7	138	39	207	70	40	70
2014	50	4,4	123	32	135	70	40	70
2015	50	6,4	134	44	161	70	40	70
2016	50	3,6	84	27	124	70	40	70
2017	50	4,7	117,5	34	171	70	40	70

MS, matière sèche. Les valeurs de P₂O₅ du lisier sont obtenues en multipliant son contenu en P par 2,291. Les valeurs de K₂O du lisier ont été obtenues en multipliant son contenu en K par 1,205.

A2. Apports totaux annuels en azote (N), phosphore (P₂O₅) et potassium (K₂O) par le lisier de bovin dans les parcelles de plantes fourragères (excluant l'orge grainée) pour la durée de l'étude (1990-2017).

Année	LISIER DE BOVIN					ENGRAIS MINÉRAL		
	Dose m ³	MS %	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹	N kg ha ⁻¹	P ₂ O ₅ kg ha ⁻¹	K ₂ O kg ha ⁻¹
1990	52	4,8	73	46	84	90	40	70
1991	53	4,9	121	34	157	90	40	70
1992	49	4,6	79	32	110	90	40	70
1993	53	7,0	90	62	76	90	40	70
1994	53	3,5	89	32	83	90	40	70
1995	50	5,6	77	50	118	90	40	70
1996	50+29	4,3	118	101	204	90	40	70
1997	47+30	6,9	180	76	271	125	40	70
1998	50+30	5,1	126	66	183	125	40	140
1999	50+30	5,3	126	92	154	125	40	140
2000	50+30+30	4,3	242	101	371	175	40	140
2001	50+30	5,2 (5,9)	224	73	276	140	40	140
2002	50+30	3,1 (5,6)	174	62	187	140	40	140
2003	50+30	3,6 (3,6)	184	55	260	140	40	140
2004	50+30	4,9 (2,9)	165	48	219	140	40	140
2005	50+30	4,1 (4,2)	192	55	241	140	40	140
2006	50+30	4,9 (6,0)	204	73	255	140	40	140
2007	50+30	3,3 (3,7)	231	57	318	140	40	140
2008	50+30	6,1 (5,8)	120	69	236	140	40	140
2009	50+30	6,3 (6,3)	235	71	263	140	40	140
2010	50+30	3,9 (4,8)	150	53	178	140	40	140
2011	50+30	3,1 (2,1)	146	37	231	140	40	140
2012	50+30	5,3 (5,9)	219	60	243	140	40	140
2013	50+30	5,7 (5,8)	227	64	322	140	40	140
2014	50+30	4,4 (4,8)	196	50	212	140	40	140
2015	50+30	6,4 (4,6)	198	64	253	140	40	140
2016	50+30	3,6 (3,6)	142	46	202	140	40	140
2017	50+30	4,7 (3,3)	208	59	299	140	40	140

MS, matière sèche. Les valeurs de P₂O₅ du lisier sont obtenues en multipliant son contenu en P par 2,291. Les valeurs de K₂O du lisier ont été obtenues en multipliant son contenu en K par 1,205.

A3. Calcul du temps de sédimentation.

Le temps de sédimentation (t) a été calculé à partir de la Loi de Stokes :

$$v = \frac{2r^2 g \Delta(\rho)}{9\mu}$$

Avec :

v	Vitesse de sédimentation (m s ⁻¹)	$v = d/t$
d	Distance de sédimentation (m)	0,05 m
t	Temps de sédimentation	s
r	Rayon de la particule (m)	10 μm / 10 ⁶ μm m ⁻¹
g	Accélération gravitationnelle (m s ⁻²)	9,81 m s ⁻²
$\Delta(\rho)$	Différence de masse volumique entre la particule minérale et l'eau (kg m ⁻³)	$\rho_{particule} = 2650 \text{ kg m}^{-3}$ $\rho_{eau} = 1000 \text{ kg m}^{-3}$
μ	Viscosité dynamique du fluide (Pa s)	0,98 x 10 ⁻³ Pa s

Puisque la vitesse est une unité de distance par une unité de temps ($v = d/t$), le temps de chute a été calculé en divisant la distance de chute par la vitesse de chute obtenue, en considérant une distance de 0,05 m.

La loi de Stokes assume que les particules sont sphériques et une masse volumique uniforme et constante. Cependant, les complexes organominéraux peuvent modifier la taille, la forme et la densité des particules (Elliott et Cambardella, 1991; Cambardella et Elliot, 1994), ce qui peut avoir pour conséquence qu'une partie des limons grossiers peut être récupérés dans la fraction des limons fins.

A4. Moyennes des stocks de carbone organique du sol entier (non fractionné) et dans les fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol 0-10 cm, 10-30 cm et 0-30 cm.

	Sol entier	MOL	> 53	20-53	2-20	< 2 µm
	Mg C ha ⁻¹					
0-10 cm						
CC-CHI-MIN	24,3	1,6	3,0	0,9	8,7	8,5
CC-CHI-ORG	27,7	1,6	3,4	0,9	10,0	9,5
CC-LAB-MIN	22,8	1,6	2,2	1,0	8,2	8,4
CC-LAB-ORG	23,9	1,1	2,5	0,9	8,6	8,6
F2-CHI-MIN	38,1	1,6	4,7	1,8	15,1	12,2
F2-CHI-ORG	38,3	1,5	5,4	1,4	15,0	11,7
F2-LAB-MIN	37,7	1,7	4,4	2,1	14,9	12,7
F2-LAB-ORG	36,5	1,6	4,3	1,7	14,7	12,3
10-30 cm						
CC-CHI-MIN	35,3	1,9	3,2	1,4	12,7	13,3
CC-CHI-ORG	35,9	1,4	3,2	1,4	12,6	13,2
CC-LAB-MIN	45,7	2,2	4,1	1,8	16,0	17,1
CC-LAB-ORG	46,3	2,6	4,2	1,8	17,4	17,5
F2-CHI-MIN	56,2	2,1	4,9	2,8	23,1	19,7
F2-CHI-ORG	49,9	1,9	4,3	2,0	19,4	17,9
F2-LAB-MIN	65,1	2,5	6,2	3,5	27,0	23,4
F2-LAB-ORG	59,9	2,4	5,1	3,0	24,7	21,8
0-30 cm						
CC-CHI-MIN	59,6	3,5	6,2	2,3	21,4	21,8
CC-CHI-ORG	63,5	3,0	6,6	2,4	22,6	22,7
CC-LAB-MIN	68,5	3,8	6,3	2,8	24,3	25,5
CC-LAB-ORG	70,2	3,7	6,7	2,7	26,0	26,2
F2-CHI-MIN	94,2	3,6	9,6	4,6	38,2	31,8
F2-CHI-ORG	88,1	3,4	9,7	3,4	34,4	29,7
F2-LAB-MIN	102,8	4,3	10,7	5,5	41,9	36,1
F2-LAB-ORG	96,4	3,9	9,5	4,7	39,5	34,2

MOL, matière organique légère; CC, monoculture d'orge; F2, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

A5. Moyennes des stocks d'azote du sol entier (non fractionné) et dans les fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol 0-10 cm, 10-30 cm et 0-30 cm.

	Sol entier	MOL	> 53	20-53	2-20	< 2 µm
	kg N ha ⁻¹					
0-10 cm						
CC-CHI-MIN	2004	57	157	52	672	944
CC-CHI-ORG	2415	50	189	52	804	1066
CC-LAB-MIN	1775	46	109	52	561	850
CC-LAB-ORG	2001	31	137	49	631	948
F2-CHI-MIN	3123	63	295	111	1174	1262
F2-CHI-ORG	3360	64	348	89	1280	1295
F2-LAB-MIN	2833	60	248	114	1036	1194
F2-LAB-ORG	2971	57	256	96	1114	1247
10-30 cm						
CC-CHI-MIN	2828	37	151	78	909	1398
CC-CHI-ORG	2811	32	144	74	880	1407
CC-LAB-MIN	3489	53	210	81	1080	1710
CC-LAB-ORG	3844	80	217	100	1234	1865
F2-CHI-MIN	4170	56	261	159	1572	1852
F2-CHI-ORG	4006	49	216	121	1509	1843
F2-LAB-MIN	4914	72	342	189	1885	2224
F2-LAB-ORG	4608	63	268	171	1774	2116
0-30 cm						
CC-CHI-MIN	4833	94	308	129	1581	2342
CC-CHI-ORG	5226	82	333	126	1684	2473
CC-LAB-MIN	5264	99	318	133	1642	2561
CC-LAB-ORG	5844	111	354	149	1865	2812
F2-CHI-MIN	7293	119	556	270	2746	3114
F2-CHI-ORG	7366	114	564	211	2789	3138
F2-LAB-MIN	7747	131	590	304	2921	3419
F2-LAB-ORG	7579	120	524	267	2888	3363

MOL, matière organique légère; CC, monoculture d'orge; F2, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

A6. Moyenne des rapports carbone/azote (C/N) du sol entier (non fractionné) et dans les fractions de la matière organique selon huit itinéraires agronomiques pour les couches de sol 0-10 cm et 10-30 cm.

	Sol entier	MOL	> 53	20-53	2-20	< 2 µm
0-10 cm						
CC-CHI-MIN	12,2	28,2	19,1	17,7	13,0	9,0
CC-CHI-ORG	11,5	31,5	17,9	18,5	12,4	8,9
CC-LAB-MIN	12,8	34,9	19,9	19,1	14,6	9,8
CC-LAB-ORG	11,9	35,4	18,1	18,7	13,6	9,1
F2-CHI-MIN	12,1	24,9	15,8	15,0	12,8	9,6
F2-CHI-ORG	11,5	23,2	15,7	15,8	11,9	9,1
F2-LAB-MIN	13,2	29,5	18,1	16,9	14,1	10,5
F2-LAB-ORG	12,2	27,6	17,2	17,1	13,1	9,8
10-30 cm						
CC-CHI-MIN	12,6	56,7	21,7	23,4	14,2	9,7
CC-CHI-ORG	12,8	51,2	23,6	19,9	14,3	9,4
CC-LAB-MIN	13,0	42,3	19,8	21,9	14,7	10,0
CC-LAB-ORG	12,0	33,9	19,3	19,0	14,0	9,4
F2-CHI-MIN	13,3	38,0	18,6	16,5	14,6	10,5
F2-CHI-ORG	12,5	40,0	20,0	17,7	13,1	9,7
F2-LAB-MIN	13,1	35,9	18,5	18,1	14,1	10,4
F2-LAB-ORG	12,8	37,2	19,4	16,9	13,7	10,2

MOL, matière organique légère; CC, monoculture d'orge; F2, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin.

A7. Analyse de la variance des effets des contrastes entre les itinéraires agronomiques sur les stocks de carbone organique du sol entier (non fractionné) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm, (b) 10-30 cm et (c) 0-30 cm.

a)

0-10 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53 ^z	20-53 ^z	2-20 ^z	< 2 μm ^z
CC c. F2	< 0,001	NS	< 0,001	0,006	< 0,001	< 0,001
CHI c. LAB	NS	NS	0,003	NS	NS	NS
MIN c. ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-CHI c. CC-LAB	NS	NS	< 0,001	NS	NS	NS
F2-CHI c. F2-LAB	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-MIN c. CC-ORG	NS	NS	0,050	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

b)

10-30 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53 ^z	20-53 ^z	2-20 ^z	< 2 μm ^z
CC c. F2	0,001	NS	0,001	0,009	< 0,001	< 0,001
CHI c. LAB	0,031	0,015	0,013	NS	0,043	0,009
MIN c. ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-CHI c. CC-LAB	0,005	0,093	0,007	0,067	0,013	0,003
F2-CHI c. F2-LAB	NS	0,019	NS	NS	NS	NS
CC-MIN c. CC-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

c)

0-30 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53 ^z	20-53 ^z	2-20 ^z	< 2 μm ^z
CC c. F2	< 0,001	NS	< 0,001	0,007	< 0,001	< 0,001
CHI c. LAB	NS	0,052	NS	NS	NS	0,059
MIN c. ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-CHI c. CC-LAB	0,084	NS	NS	NS	NS	0,029
F2-CHI c. F2-LAB	NS	0,013	NS	NS	NS	NS
CC-MIN c. CC-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

^z L'hétérogénéité de la variance a été corrigée en modélisant selon le facteur Rotation avec la fonction REPEATED de SAS. MOL, matière organique légère; CC, monoculture d'orge; F2, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin. NS, non significatif.

A8. Analyse de la variance des effets des contrastes entre les itinéraires agronomiques sur les stocks d'azote du sol entier (non fractionné) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm, (b) 10-30 cm et (c) 0-30 cm.

a)

0-10 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53 ^z	20-53 ^z	2-20 ^z	< 2 μm ^z
CC c. F2	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
CHI c. LAB	0,014	0,008	0,002	NS	0,011	0,071
MIN c. ORG	0,048	NS	0,081	NS	0,074	0,092
CC-CHI c. CC-LAB	0,005	0,036	0,001	NS	0,001	0,017
F2-CHI c. F2-LAB	NS	0,054	0,039	NS	NS	NS
CC-MIN c. CC-ORG	0,005	NS	0,028	NS	0,013	0,015
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

b)

10-30 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53 ^z	20-53 ^z	2-20 ^z	< 2 μm
CC c. F2	< 0,001	NS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
CHI c. LAB	0,004	0,003	0,004	NS	0,012	< 0,001
MIN c. ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-CHI c. CC-LAB	0,002	0,023	0,005	NS	0,011	0,002
F2-CHI c. F2-LAB	NS	0,006	0,087	NS	NS	0,009
CC-MIN c. CC-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

c)

0-30 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53 ^z	20-53 ^z	2-20 ^z	< 2 μm
CC c. F2	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
CHI c. LAB	NS	0,038	NS	NS	NS	0,016
MIN c. ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-CHI c. CC-LAB	0,073	NS	NS	NS	NS	0,070
F2-CHI c. F2-LAB	NS	0,037	NS	NS	NS	0,085
CC-MIN c. CC-ORG	0,093	NS	NS	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	0,061	NS	NS	NS	NS

^z : L'hétérogénéité de la variance a été corrigée en modélisant selon le facteur Rotation avec la fonction REPEATED de SAS. MOL, matière organique légère; CC, monoculture d'orge; F2, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin. NS, non significatif.

A9. Analyse de la variance des effets des contrastes entre les itinéraires agronomiques sur les rapports carbone/azote (C/N) du sol entier (non fractionné) et des fractions de la matière organique pour les couches de sol (a) 0-10 cm et (b) 10-30 cm.

a)

0-10 cm	Sol entier	MOL ^z	> 53	20-53	2-20	< 2 μm
CC c. F2	NS	< 0,001	< 0,001	< 0,001	NS	0,057
CHI c. LAB	0,057	0,002	0,009	0,038	0,009	0,027
MIN c. ORG	0,038	NS	0,032	NS	0,073	0,082
CC-CHI c. CC-LAB	NS	0,011	NS	NS	0,051	NS
F2-CHI c. F2-LAB	0,086	0,026	0,005	0,052	0,059	0,045
CC-MIN c. CC-ORG	NS	NS	0,022	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

b)

10-30 cm	Sol entier ^z	MOL ^z	> 53	20-53 ^z	2-20	< 2 μm
CC c. F2	NS	NS	0,013	0,057	NS	0,060
CHI c. LAB	NS	NS	0,026	NS	NS	NS
MIN c. ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-CHI c. CC-LAB	NS	0,063	0,006	NS	NS	NS
F2-CHI c. F2-LAB	NS	NS	NS	NS	NS	NS
CC-MIN c. CC-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS
F2-MIN c. F2-ORG	NS	NS	NS	NS	NS	NS

z : L'hétérogénéité de la variance a été corrigée en modélisant selon le facteur Rotation avec la fonction REPEATED de SAS. MOL, matière organique légère; CC, monoculture d'orge; F2, rotation orge-prairies; CHI, chisel; LAB, labour; MIN, engrais minéral; ORG, lisier de bovin. NS, non significatif.