



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

Emmanuelle D'Amours

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

Québec, Canada

© Emmanuelle D'Amours, 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

Emmanuelle D'Amours

Sous la direction de :

Anne Vanasse, directrice de recherche
Martin Chantigny, codirecteur de recherche

Résumé

L'utilisation de lisier à des fins de fertilisation est une pratique courante des systèmes de production laitière du Québec et représente une alternative intéressante aux fertilisants minéraux en offrant une source d'azote disponible aux plantes et de matière organique pour le sol. Les objectifs de ce projet situé au nord du lac Saint-Jean (Normandin, Qc) étaient d'évaluer les changements à long terme (21 ans) des stocks de N dans le profil du sol (0-50 cm) selon deux rotations de cultures (céréales continues ou rotation céréale - plantes fourragères pérennes), combinées à deux types de travail du sol primaire (chisel ou charrue à versoirs) et à deux sources de nutriments (minéral ou lisier de bovins) et de dresser le bilan des flux d'azote dans le système sol-plante, pour les systèmes culturels comparés. L'apport annuel et répété sur 21 ans de lisier de bovins a augmenté les stocks d'azote en surface (0-20 cm) de 14 %, comparativement à la fertilisation minérale, mais n'a montré aucun effet en dessous de 20 cm. La rotation comportant des plantes pérennes a favorisé également une plus grande accumulation (+ 25 %) d'azote dans le sol pour l'horizon 0-20 cm que la monoculture d'orge. La combinaison d'un apport de lisier au système de cultures en rotation avec plantes pérennes a montré un effet bénéfique encore plus important, avec des stocks d'azote du sol supérieurs de 32 % par rapport au système de céréales continues avec lisier (+2,04 t N ha⁻¹ sur le profil entier [0-50 cm]). Le type de travail du sol n'a pas eu d'impact significatif sur les stocks d'azote du profil du sol entier (0-50 cm). Une approche de défaut de bilan entrées-sorties suggère que la présence de légumineuses dans le mélange fourrager contribue à augmenter considérablement les stocks d'azote du sol.

Table des matières

Résumé	iii
Table des matières	iv
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vii
Remerciements	ix
Avant-propos	xi
1. Introduction	1
2. Revue de littérature	3
2.1 Sources de N dans la réserve du sol	3
2.2 Effets de la source de nutriments sur la dynamique de l'azote dans les sols	6
2.2.1 Engrais de synthèse	6
2.2.2 Effluent d'élevage	7
2.2.2.1 Valorisation des effluents d'élevage	7
2.2.2.2 Arrière-effet des effluents d'élevage	9
2.2.3 Risques environnementaux associés à la fertilisation azotée	11
2.3 Types de cultures et systèmes de rotations	13
2.3.1 Effets sur les stocks de N	13
2.3.2 Interactions avec la source de nutriments	16
2.3.3 Fixation symbiotique des légumineuses	17
2.2.3.1 Processus impliqués	18
2.2.3.2 Importance dans la réserve de N du sol	20
2.2.3.3 Méthodes pour quantifier le N de la fixation symbiotique des légumineuses	21
2.4 Travail du sol	23
2.4.1 Influences des conditions pédoclimatiques sur le travail du sol	24
2.4.2 Interactions entre pratiques agricoles	25
2.5 Bilan de N	26
3. Hypothèses et objectifs	29
4. Réponses à long terme des stocks d'azote du sol selon la rotation et la source de nutriments utilisées	30
Résumé	30
Introduction	31
Matériel et méthodes	34
Description du site et du dispositif environnemental	34
Échantillonnage de sol et préparation pour les analyses	36
Analyses d'azote et calculs pour les stocks de N totaux	37
Flux de N et bilan de masse	38
Estimations de la déposition atmosphérique et de la fixation libre	38
Estimation de la fixation symbiotique du N ₂ par les légumineuses	38
Pertes environnementales	42

Le défaut de bilan et les stocks de N	43
Analyses statistiques.....	45
Résultats et discussion.....	45
La réponse des stocks de N modulée par les différents traitements	45
La rotation de cultures influence l'effet du lisier sur les stocks de N du sol	47
L'effet de la rotation de cultures et du travail primaire du sol	49
Effets des pratiques sur la qualité de la matière organique du sol	49
Flux de N et bilan de masse	51
Flux de N par le bilan de masse	52
Le défaut de bilan et les stocks de N du sol	53
Conclusions.....	54
Remerciements	56
Références	57
Tableaux et figures.....	65
5. Discussion générale.....	71
5.1 Effets de la source de nutriments sur les stocks de N du sol	71
5.2 Effets de la rotation de cultures sur les stocks de N du sol	73
5.2.1 La fixation symbiotique des légumineuses	75
5.3 Interactions entre les pratiques culturales sur les stocks de N du sol.....	76
5.4 Au-delà des stocks de N.....	79
6. Conclusions	82
Bibliographie	83
Annexes complémentaires.....	96

Liste des tableaux

Tableau 1. Estimés des taux de fixations de N ₂ annuels par les légumineuses fourragères et légumineuses à graines	19
Tableau 2. Sommaire de l'analyse de variance des différentes interactions et effets simples significatifs à P ≤ 0,05 sur les stocks de N total pour chacune des profondeurs (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sol.....	65
Tableau 3. Sommaire de l'analyse de variance des différentes interactions et effets simples significatifs à P ≤ 0,05 sur les stocks de N total pour les profondeurs cumulées de sol (0-20, 0-50 cm) du profil de sol.....	65
Tableau 4. Sommaire de l'analyse de variance des différentes interactions et effets simples significatifs à P ≤ 0,05 sur les rapports MBC/C pour chacune des profondeurs (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sols.....	66
Tableau 5. Déficit de bilan de N avec cumul des entrées et des sorties de N (kg ha ⁻¹) pour les 21 années d'études.....	66
Tableau A1. Moyennes (erreurs-types) des stocks de N total (t ha ⁻¹) pour chacune des profondeurs (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sols	96
Tableau A2. Moyennes (erreurs-types) des stocks de N total (t ha ⁻¹) pour les profondeurs cumulées (0-20, 0-50 cm) du profil de sol	97
Tableau A3. Moyennes (erreurs-types) des rapports MBC/C (%) pour chacune des profondeurs (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sols	98
Tableau A4. Moyennes (erreurs-types) des concentrations de carbone de la biomasse microbienne (MBC; g kg ⁻¹) et effets simples significatifs à P ≤ 0,05 pour chaque profondeur de sol (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm)	99
Tableau A5. Moyennes (erreurs-types) des rapports MBN/N (%) sur l'horizon de surface du sol (0-7,5 cm) pour les effets significatifs à P ≤ 0,05	100
Tableau A6. Moyennes (erreurs-types) des concentrations d'azote de la biomasse microbienne (MBN; g kg ⁻¹) pour les deux dates d'échantillonnage en 2011 selon les différents traitements. Les valeurs de P sont présentées pour les effets significatifs à P ≤ 0,05.....	101
Tableau A7. Moyennes des rapports C/N (g-1 kg-1) pour chacune des profondeurs (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sols.....	102

Liste des figures

- Figure 1.** Formes et flux d'azote dans un système agricole. Source : OMAFRA, 2005 4
- Figure 2.** Schéma des principales voies de pertes environnementales de l'azote après un apport d'engrais organique. Source : CRAAQ, 2010..... 12
- Figure 3.** Exemple de bilan de masse d'un système agricole. Le gris foncé correspond aux sorties de N du système sol-plante et le gris pâle représente les entrées de N. Source : Canton et al. 2012.... 28
- Figure 4.** Taux de fixation N_2 selon la concentration en nitrates du sol (- simulation ▲ données issues de Macduff et al. 1996). Source : Wu et McGechan, 1999 40
- Figure 5.** Coefficient de réponse de la fixation du N_2 selon la température du sol. Source : Wu et McGechan, 1999..... 40
- Figure 6.** Stocks de N total du sol ($t\ ha^{-1}$) cumulés pour la couche de surface 0-20 cm (en gris) et pour le profil entier 0-50 cm (en blanc) après 21 ans de traitements répétés. Les moyennes des moindres carrés des stocks de N et l'erreur-type sont présentés pour les quatre systèmes composés des systèmes de rotations: M, céréales continues; R, rotation céréales-prairies; combinés aux deux sources de nutriments: MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers. Les différentes lettres indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ (Test de Tuckey HSD). 67
- Figure 7.** Stocks de N total du sol ($t\ ha^{-1}$) cumulés pour la couche de surface 0-10 cm après 21 ans de traitements répétés. Les moyennes des moindres carrés des stocks de N et l'erreur-type sont présentés pour les quatre systèmes composés des systèmes de rotations: M, céréales continues; R, rotation céréales-prairies; combinés aux deux intensités de travail du sol: CP, chisel; MP, labour. Les différentes lettres indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ (Test de Tuckey HSD). 67
- Figure 8.** Stocks de N total du sol ($t\ ha^{-1}$) pour chacune des profondeurs individuelles de sol (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) après 21 ans de traitements répétés. Les moyennes des moindres carrés des stocks de N et l'erreur-type sont présentés pour les deux types de rotations: ROTATION, rotation céréales-prairies (a) et MONO, céréales continues (b); combinés aux deux intensités de travail du sol: CP, chisel; MP, labour 68
- Figure 9.** Bilan de masse et flux de N ($kg/ha/an$) du système sol-plante pour la rotation de cultures (R) combinée au chisel (CP) et au labour (MP) et au lisier de bovins laitiers (LDM) et à la fertilisation minérale (MIN) pour les trois années de rotations 69
- Figure 10.** Bilan de masse et flux de N ($kg/ha/an$) du système sol-plante pour le système de céréales continues (M) combiné au chisel (CP) et au labour (MP) ainsi qu'au lisier de bovins laitiers (LDM) et à la fertilisation minérale (MIN) pour les trois années de rotations..... 70

«En vérité, le chemin importe peu, la volonté d'arriver suffit à tout.»

-Albert Camus

*À mon Benou D'Amours qui pousse trop vite...
Petit bonhomme brillant, tu m'émerveilles chaque jour de ton intelligence et de ta détermination. Je
voudrais te souhaiter une vie que de soleil, mais la pluie sera tout aussi nécessaire pour te faire
grandir. Peu importe où tu vas, qui tu deviens,
tes racines seront toujours là pour te soutenir au besoin.*

Remerciements

Enfin! Le dépôt de ce mémoire souligne pour moi la fin de ma maîtrise, certes, mais surtout la fin d'une période tumultueuse et de nombreux changements où malgré certains jours plus difficiles j'aurai somme toute incroyablement appris et grandi. J'ai la chance d'avoir l'insouciance nécessaire et une grande curiosité pour saisir avec entrain chacune des opportunités offertes. J'ai toujours observé d'un œil admiratif mon frère et ma mère d'avoir choisi cette voie excitante, mais non moins stressante qu'est l'entrepreneuriat. Toutefois, en moi-même, je me disais ne jamais avoir les reins assez solides pour gérer cette situation. Distraite et rêveuse, je me souviens qu'assise à regarder par la fenêtre de mon cours de math 436, m'avoir dit que je n'irais probablement jamais à l'université. Mais chemin faisant, j'ai eu l'incroyable chance d'avoir des amis et une famille encourageante et stimulante, de rencontrer des gens confiants qui ont su canaliser mon énergie dispersée, cru en mon potentiel et qui m'ont offert ces opportunités. Aujourd'hui, je suis fière de réaliser que bien entourée et avec assez de volonté et de détermination, j'ai la capacité de mener mes projets à bon port. Vous avez été beaucoup à m'accompagner tout au long de ces dernières années et c'est grâce à vous tous aujourd'hui que je peux clore ce présent chapitre et attaquer le prochain avec grand enthousiasme. À vous tous, merci!!!

Ces gens confiants c'est vous mon équipe de direction à qui je dois beaucoup! La transmission du savoir est primordiale, mais lorsqu'elle est faite avec passion et dynamisme, elle devient contagieuse. Sur ces propos, je tiens à remercier sincèrement ma directrice de recherche Anne Vanasse pour son encadrement, ses commentaires pertinents et constructifs ainsi que pour son soutien tout au long de mon parcours. Je tiens également à remercier tout particulièrement mon codirecteur Martin Chantigny qui m'a donné l'opportunité dès ma première année de baccalauréat de m'intégrer à sa super équipe et d'être initiée au monde fabuleux et stimulant de la recherche bien que, lors de mon entrevue je n'avais pas réussi à énumérer le cycle de l'azote... Ces années d'expérience dans son laboratoire ont été très enrichissantes et ont éveillé en moi un intérêt grandissant pour les sciences du sol et de l'environnement. Dans la même lancée, je tiens à remercier Denis Angers pour sa confiance et son grand soutien tout au long de mon cheminement, pour ses judicieux conseils et son enseignement enrichissant. Comme travailler avec du vivant signifie parfois de devoir s'adapter aux changements et aux imprévus, je tiens à vous remercier tous les trois qui, comme seconde petite maman et petits papas avez fait part d'une grande

compréhension à mon égard et su m'épauler et m'encourager. Bien que les études graduées soient un périple principalement académique, la vie en parallèle peut parfois se transformer en montagne russe et dans ces moments, avoir la chance de travailler avec une équipe de direction ayant tout autant de belles qualités humaines permet de retrouver la motivation nécessaire à l'aboutissement du projet.

À mes précieux amis et collègues, Annie Robichaud, Vicky Lévesque, Johanne Tremblay, Normand Bertrand, Gabriel Lévesque, Marie-Line Leclerc, Marie-Noëlle Thivierge, Philippe Rochette, Réjean Desgagnés, Patrice Audy, je tiens à vous remercier pour tous vos précieux conseils, pour vos encouragements et pour tous ces fous rires partagés qui font toute la différence entre un environnement de travail ennuyant et stimulant. Être au sein d'une équipe liée qui collabore et s'apprécie est une source de motivation en elle-même! Je tiens également à remercier spécialement Gabriel Lévesque pour les échantillonnages de sol et les diverses analyses ainsi que tous les professionnels de recherche, techniciens et étudiants ayant contribué à l'entretien des parcelles, aux échantillonnages, à la collecte de données et aux analyses en laboratoire depuis la mise en place de cette étude. Un merci aussi tout spécial aux étudiants côtoyés tout au long de ma maîtrise. Merci à Mathieu Vaillancourt, Maude Langelier, Benoît Bérubé, Cindy Denoncourt et Hugo Alix, vous avez été de supers compagnons de route et des exemples à suivre.

Merci à ma petite mère d'avoir toujours été aussi fière de moi peu importe le chemin choisi. Sans ton soutien, tes encouragements, ton aide (multisectorielle) et toutes ces heures de gardiennage de mon petit Elfo d'amour, je n'aurais pas pu arriver jusqu'ici. Merci à mon petit papa de m'avoir toujours encouragé, soutenu et offert ce privilège d'accéder aux études graduées et surtout de manière plus importante, merci tout simplement de t'être accroché à la vie! Merci à ma sœur Marie-Ève, mon frère Marc-Olivier et à sa conjointe Alexandra, vos encouragements ont été très appréciés! Merci à mon neveu préféré Benjamin d'être aussi beau, intelligent et souriant! Tu es source de joie! Enfin, un merci tout spécial à ma grande et vieille amie Justine Le Blanc qui m'endure encore même après plus de 25 ans et qui a toujours été là pour moi. Mon amie, ma sœur, ma complice, notre amitié; multifonctionnelle m'est vraiment précieuse! Merci également à mes amis Charles- Antoine Jacques et Émilie Toupin pour votre support moral et toutes ces soirées de rigolades salvatrices. Gracias a vos, Sebastián siempre fuiste una fuente de motivación para superarme y seguir por adelante.

Avant-propos

Le présent mémoire compte six chapitres. Le premier chapitre présente une brève introduction du contexte dans lequel s'inscrit le sujet de recherche. Le deuxième chapitre fait un survol du cycle de l'azote en agriculture et s'attarde aux principaux facteurs montrant un impact sur la réponse des stocks d'azote du sol dans la littérature scientifique. Le troisième chapitre énonce les hypothèses et les deux objectifs principaux de l'étude. Le quatrième chapitre présente les résultats de l'étude qui avait pour but d'évaluer l'impact des rotations de cultures en combinaison avec deux types de travail primaire du sol et deux sources de nutriments, minéral ou sous forme de lisier de bovins laitiers, sur les stocks d'azote du sol par profondeur et sur le profil du sol combiné. Ce chapitre a été rédigé sous la forme d'un article scientifique dans le but d'être publié, après révision par les coauteurs et traduction, dans une revue scientifique révisée par les pairs. Emmanuelle D'Amours en est l'auteure principale, en ayant fait la rédaction et ayant contribué aux compilations de données et à l'analyse des résultats; Anne Vanasse et Martin Chantigny en sont les coauteurs, ayant participé à la rédaction de l'article, en plus d'avoir codirigé le projet de recherche; Denis Angers en est un coauteur, ayant été dans le comité du projet de recherche de la grappe laitière et ayant participé par ses conseils, à l'interprétation des résultats et à la discussion de ceux-ci en plus d'avoir participé à la révision de l'article. Le cinquième chapitre aborde une discussion générale faisant un retour sur les hypothèses et les résultats obtenus dans l'étude, positionne les résultats obtenus dans le contexte agricole actuel et souligne des questionnements qui pourraient faire l'objet de recherches futures. Finalement, le sixième et dernier chapitre reprend les grandes conclusions de l'étude.

Jusqu'à maintenant, les résultats du projet ont été présentés à plusieurs occasions. En 2015, les résultats préliminaires ont pu être vulgarisés et présentés sous forme d'affiche lors du *Symposium sur les bovins laitiers* organisé par le Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec à Drummondville. En 2016, le projet de recherche a aussi été présenté à l'occasion du concours de vidéo sous la forme « Ma thèse en 180 secondes » dans le cadre du *Symposium sur la recherche laitière : Innover3* à Ottawa. En 2016 également, les principaux résultats ont été présentés sous forme de conférence lors du 30^e congrès annuel de l'Association québécoise de spécialistes en sciences du sol (AQSSS);-*Les 30 ans de l'AQSSS, vers de nouveaux horizons en sciences du sol* au congrès de l'AQSSS.

Ce projet a été supporté financièrement par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), par les producteurs laitiers du Canada (PLC), par le Réseau laitier canadien et par la Commission Canadienne du lait dans le cadre de la deuxième grappe de recherche laitière.

1. Introduction

L'utilisation des effluents d'élevage sur les cultures est une pratique courante pour les producteurs agricoles laitiers et représente une solution de rechange intéressante aux fertilisants minéraux en offrant une source d'azote (N) disponible aux plantes (Chantigny et al. 2008; Nyiraneza et al. 2009) et en apportant de la matière organique (MO) au sol. Au Québec, c'est environ 31 millions de tonnes d'effluents d'élevage qui sont appliquées sur les terres dont 46 % proviennent de la production laitière (Hébert et al. 2010). La matière organique du sol joue un rôle important par ses multiples propriétés et fonctions sur la qualité et sur la fertilité des sols (Stevenson, 1994). Principalement constituée de carbone (C), elle contient 5 % d'azote, dont 95 % est sous forme organique (Tisdale et al. 1985) et représente la source principale d'azote (N) pour les plantes agricoles (Chantigny et al. 2004; Nyiraneza et al. 2009; Thivierge et al. 2015). L'épandage des effluents d'élevage apporte des quantités importantes de C et de N organique au sol et cet apport pourra contribuer directement à l'augmentation des stocks de C et de N du sol ou de manière indirecte en augmentant la production de biomasse végétale et en fournissant au sol une quantité supérieure de résidus (Zhang et al. 2017). Cet azote accumulé dans les réserves du sol par une application répétée d'effluents d'élevage pourra potentiellement être minéralisé par les microorganismes du sol et servir de source de N pour les cultures subséquentes (Nyiraneza et al. 2010; Blanchet et al. 2016). Cet effet résiduel des engrais de ferme dans le sol et sur les cultures a été rapporté dans plusieurs études. Bien qu'il existe des coefficients d'efficacité d'arrière-effet dans le guide de référence du Québec (CRAAQ, 2010) afin de quantifier leur valeur fertilisante pour les cultures suivantes, il demeure que ce sujet reste à être approfondi et que d'autres indicateurs reliés à la matière organique ou à la biomasse microbienne des sols pourraient s'avérer utiles pour mieux appréhender la capacité du sol à fournir de l'azote.

Tout comme pour le carbone, la réponse des stocks d'azote du sol sera influencée par les conditions pédoclimatiques et pourra être modulée par différents facteurs. La nature de l'amendement minéral ou organique ainsi que la dose auront des répercussions sur la biomasse microbienne du sol, sur le taux de minéralisation, sur le prélèvement du N par les cultures et sur la réponse des stocks de C et de N du sol (Bissonnette et al. 2001; Nyiraneza et al. 2009, 2010; Wuest et Gollany, 2013; Maillard et al. 2015, 2016; Zhang et al. 2017). L'efficacité des cultures à prélever le N du sol et leur capacité à contribuer à la réserve de N du sol, selon la qualité et la quantité des résidus ainsi que le niveau de

fixation symbiotique du N₂ atmosphérique par les légumineuses, auront également des répercussions sur les stocks d'azote du sol (Aziz et al. 2013, Chu et al. 2016; Li et al. 2016; Wu et al. 2017). Le travail du sol, en perturbant la biomasse microbienne et en provoquant des conditions plus propices à la minéralisation de la matière organique, aura également des répercussions sur l'azote du sol (Bissonnette et al. 2001; Kaisi et al. 2005a). Tous ces éléments pourront influencer la dynamique de l'azote et de la matière organique du sol ainsi que les pertes de N sous formes gazeuses (NH₃ et N₂O) et de nitrates (NO₃) associées aux différentes pratiques culturales. Ces éléments démontrent les enjeux agronomiques et environnementaux de la mesure des stocks d'azote du sol en fonction de différentes pratiques culturales.

Si plusieurs études se sont intéressées à l'impact de divers systèmes culturaux sur les stocks de carbone du sol, beaucoup moins se sont intéressées spécifiquement à leur répercussion sur les stocks d'azote du sol et à l'interprétation de ces différences de stocks mesurées par une évaluation détaillée et intégrée du bilan d'azote des systèmes de culture. Or, l'importance des stocks d'azote a une incidence sur les risques de pertes environnementales et la fourniture de cet élément aux cultures. Cette étude située au nord du lac Saint-Jean (Normandin, Qc, Canada) vise donc à évaluer les changements à long terme (21 ans) des stocks d'azote dans le profil du sol (0-50 cm) comparant des pratiques culturales représentatives des fermes laitières du Québec dans des conditions fraîches et humides et à dresser le bilan des flux d'azote dans le système sol-plante pour ces mêmes pratiques comparées.

2. Revue de littérature

2.1 Sources de N dans la réserve du sol

L'azote est reconnu comme étant le principal facteur limitant la croissance des plantes en agriculture. Constituant principal des enzymes et des acides nucléiques, il est essentiel à la formation des acides aminés et à la synthèse des protéines. Par ailleurs, la photosynthèse est également tributaire de l'assimilation de l'azote qui est un élément clé dans la composition de la chlorophylle. L'air ambiant, étant composé de près de 80 % d'azote (N_2), constitue un immense réservoir (Hopkins, 2003). Certains microorganismes procaryotes du sol (actinomycètes, cyanobactéries, bactéries) peuvent se retrouver à l'état libre dans l'environnement ou encore vivre en association symbiotique avec une espèce végétale. Ces organismes ont la capacité d'utiliser l'azote de l'air pour leur synthèse protéique grâce à leur complexe enzymatique de dinitrogénase qui catalyse la réduction de l'azote (N_2) en ammonium (NH_4^+) (Hopkins, 2003). Si la fixation libre des microorganismes du sol représente une source relativement faible d'azote ($5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) au sol (FAO, 1992), la fixation en symbiose avec des plantes hôtes comportant des structures en nodule est largement plus efficace que la fixation libre.

Sauf pour les plantes fixatrices comme les légumineuses, c'est l'azote contenu dans la matière organique du sol qui représente la source principale d'azote pour les plantes agricoles non fixatrices (Chantigny et al. 2004; Nyiraneza et al. 2010; Thivierge et al. 2015). La matière organique est un élément clé de la fertilité et de la qualité des sols (Larson et Pierce, 1991). Elle améliore la structure du sol, augmente la rétention de l'eau, favorise la formation d'agrégats par son interaction avec les minéraux argileux, facilite le réchauffement du sol et représente, par les éléments qu'elle libère lors de sa décomposition, un réservoir d'éléments nutritifs favorisant la diversité microbienne et la croissance des plantes (Stevenson 1994; Gregorich et al. 1994; Diekow et al. 2005a; Blanchet et al. 2016). Au Québec, les sols minéraux sont constitués de 3 % à 5 % de matière organique (CRAAQ, 2010). Bien que la contribution de l'azote de la matière organique puisse représenter jusqu'à 50 % et plus du N prélevé par les cultures (Nyiraneza et al. 2010; Thivierge et al. 2015), l'ajout d'engrais organique ou de synthèse est souvent nécessaire pour obtenir des rendements de cultures satisfaisants. Aussi, les résidus de cultures des plantes non fixatrices et de façon encore plus

importantes les résidus de cultures riches en N des légumineuses représentent une source d'azote pour le réservoir du sol.

L'azote apporté sous forme organique et celui issu des stocks de N du sol devra être minéralisé par les microorganismes du sol de manière à le rendre sous une forme minérale (NH_4^+ , NO_3^-) disponible aux cultures. Afin de bien comprendre la répercussion des diverses pratiques culturales sur les réponses de stocks de N du sol, la fourniture de cet élément aux plantes et les pertes environnementales qui leur sont associées, il importe de bien saisir le cycle de l'azote en lui-même.

Le cycle interne de l'azote dans le sol est caractérisé par une alternance entre les formes organiques et minérales de l'azote (Figure 1). La minéralisation est la réaction de transformation du N organique sous forme minérale (NH_4^+), alors que le processus d'immobilisation consiste en une transformation de l'azote minéral sous forme organique (Stevenson et Cole, 1999).

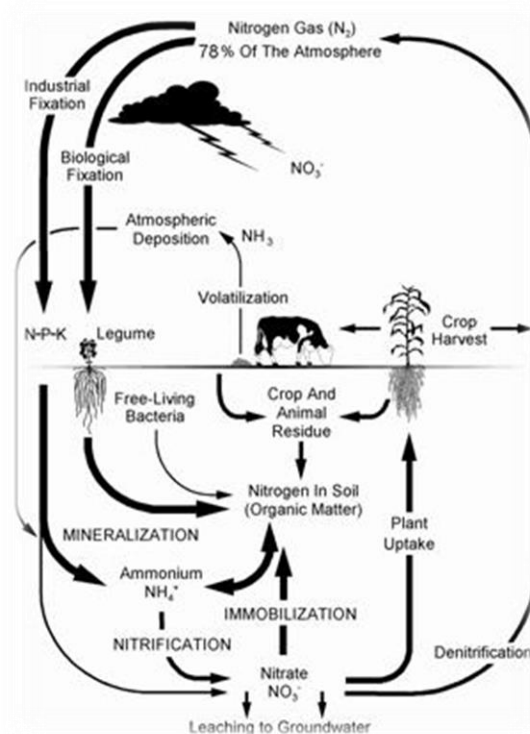


Figure 1. Formes et flux d'azote dans un système agricole. (Source : OMAFRA, 2005)

La conversion du N organique sous forme minérale (NH_4^+) est obtenue par des transformations microbiennes qui sont influencées par les conditions du sol comme la température, le pH, l'humidité,

ainsi que par les pratiques culturales qui perturbent l'équilibre du sol, comme l'apport d'engrais ou un travail intensif du sol. La première étape est l'ammonification qui consiste en la conversion du N organique en NH_4^+ par l'intermédiaire de microorganismes hétérotrophes. L'ammonium peut être également apporté directement au sol par des fertilisants de synthèse de base ammoniacale, ou de manière indirecte par l'hydrolyse de l'urée ou de l'urine des effluents d'élevage. La seconde conversion est la nitrification qui est une oxydation de l'azote sous forme ammoniacale (NH_3 , NH_4^+) en nitrates (NO_3^-). Cette étape est effectuée par deux groupes de bactéries autotrophes; *Nitrosomonas*, qui convertit le NH_4^+ en NO_2^- , et *Nitrobacter* lequel convertit le NO_2^- en NO_3^- (Stevenson et Cole 1999). Bien que les deux formes minérales (NH_4^+ et NO_3^-) soient assimilables par les plantes, ce sont les nitrates qui seront prélevés préférentiellement par les cultures (Figure 1). Par ailleurs, les microorganismes du sol peuvent entrer en compétition avec les cultures en prélevant l'azote minéral du sol pour subvenir à leur besoin métabolique, ce qui le convertira en N organique. Ce phénomène se nomme l'immobilisation et est stimulé par des apports organiques ayant un rapport C/N élevé (>15) (Kirchmann et Lundvall, 1993; N'Dayegamiye et al. 2004). C'est l'azote qui n'aura pas été prélevé par les cultures ou qui n'aura pas été immobilisé dans la réserve du sol qui représente un risque de pertes dans l'environnement (Figures 1 et 2). Bien que la mobilisation affecte la restitution de l'azote aux plantes, l'immobilisation du N est temporaire et il pourra être minéralisé de nouveau et redevenir sous une forme pouvant être prélevée par les cultures. Ces deux processus sont omniprésents dans les sols, bien que le taux de minéralisation soit habituellement supérieur à celui de l'immobilisation, c.-à-d. qu'une minéralisation nette de l'azote de la réserve du sol a cours la plupart du temps alors que l'immobilisation nette survient seulement pour des périodes limitées dans le temps suite à des apports de matériaux à rapport C/N élevé (Stevenson et Cole, 1999).

La biomasse microbienne est un élément clé du devenir du N dans les sols agricoles en assurant à la fois la minéralisation de la matière organique (représente alors une source de N disponible) et son immobilisation (cause alors une mise en réserve du N dans la matière organique labile; [Gregorich et al. 1994]). La dynamique du cycle de l'azote et son implication dans le stockage du N dans la réserve du sol sont donc dépendantes de la biomasse microbienne du sol qui agit comme le moteur de ces processus de minéralisation et d'immobilisation. La dynamique du cycle de l'azote est également intimement liée au cycle du carbone, puisqu'il est le principal composant de la matière organique.

Toute pratique culturale ayant un impact positif ou négatif sur la matière organique du sol aura donc une répercussion sur les stocks de N du sol et sur sa capacité à fournir cet élément aux cultures.

2.2 Effets de la source de nutriments sur la dynamique de l'azote dans les sols

2.2.1 Engrais de synthèse

Outre l'azote restitué par la minéralisation de la matière organique du sol, les engrais de synthèse constituent également une source de N importante et plus directement assimilable par les plantes. Actuellement, l'azote produit mondialement par le procédé industriel d'Haber-Bosch s'élève à plus de 105 Mt par an (Herridge et al. 2008; Gruber et Galloway, 2008; Peoples et al. 2009; Schneider et al. 2015). Au Canada, c'est 2,3 millions de tonnes d'azote sous forme d'engrais chimiques qui sont utilisés annuellement pour les cultures (FAOSTAT, 2014). Cependant, ces engrais représentent des coûts énergétiques élevés et une proportion importante du coût de production et à l'achat. De plus, les émissions de gaz à effet de serre associées à leur synthèse et à leur utilisation augmentent l'empreinte environnementale des entreprises agricoles et diminuent leur durabilité économique.

Toutefois, les fertilisants minéraux sont reconnus pour leur potentiel hautement efficace sur l'augmentation des rendements des cultures. En effet, lorsque appliqué sous forme minérale, l'azote pourra être prélevé directement par les plantes et sera moins tributaire du processus de minéralisation du N organique par les microorganismes du sol. De plus, certaines études ont rapporté que la fertilisation minérale montrait un impact positif sur la matière organique du sol attribuable à une production accrue de biomasse végétale et de résidus retournés au sol (Diekow et al. 2005a; Jagadamma et al. 2008; Powlson et al. 2010; Ladha et al. 2011). Cependant, l'apport à long terme de fertilisant azoté minéral peut stimuler la minéralisation de la matière organique du sol et mener à une diminution de son contenu en C et N organique du sol et ce, surtout dans des systèmes de cultures produisant peu de résidus ou lors d'une régie de culture menant à leur exportation (Jagadamma et al. 2008; Maillard et al. 2015, 2016). Si l'effet positif sur la matière organique du sol par l'ajout d'engrais de synthèse azoté a été largement souligné dans la littérature scientifique, la stimulation de la minéralisation de la MO demeure encore discutable. En effet, Ladha et al. (2011) ont montré à l'aide d'une méta-analyse sur plus de 100 sites à travers le monde, que lorsque comparé à des sols sans apport de fertilisant azoté, l'utilisation d'engrais de synthèse peut ralentir le taux de minéralisation de la matière organique du sol. De plus, ils ont montré que lorsque

comparé à des sols sans azote, l'apport de fertilisants azotés synthétiques contribuait à augmenter les niveaux de C et de N organique des sols. Les auteurs ont ajouté que ces résultats étaient expliqués par l'apport de carbone des résidus de cultures plus élevés suite à l'ajout de N minéral au sol. Ils ont aussi souligné l'importance de considérer les zones géographiques étudiées, en présentant une augmentation plus faible du C et du N organique du sol en région tropicale, indiquant une décomposition des résidus de cultures plus rapide sous des températures plus élevées et des niveaux initiaux de C et de N du sols plus faibles que pour les régions tempérées.

Par ailleurs, la notion de profil de sol considéré dans les différentes études est importante. En effet, Poirier et al. (2009) ont montré que sous les conditions fraîches et humides de l'est du Canada, l'apport de fertilisant azoté de synthèse causait une augmentation des stocks de carbone du sol en surface (0-20 cm) pour des sols non travaillés, principalement grâce à une quantité plus élevée de résidus de cultures. Toutefois, les auteurs ont ajouté que lorsque le profil du sol entier (0-60 cm) était considéré, il n'y avait pas de différence significative entre les sols non amendés et les sols fertilisés avec l'engrais de synthèse azoté, et ce, sans considérer le type de travail du sol.

2.2.2. Effluent d'élevage

2.2.2.1. Valorisation des effluents d'élevage

Les effluents d'élevage produits à même l'exploitation agricole peuvent représenter une solution de rechange intéressante aux engrais de synthèse. Des études réalisées au Québec ont montré un potentiel fertilisant équivalent à l'utilisation d'engrais chimique avec l'utilisation de lisier de porcs, lorsque celui-ci était immédiatement incorporé sur des cultures de maïs et de blé (Chantigny et al. 2008; Rieux et al. 2013). Thivierge et al. (2015) ont rapporté cependant des rendements inférieurs de millet perlé et de sorgho sucré lors d'une fertilisation à base de lisier de porcs ou de lisier de bovins, lorsque comparés à une fertilisation minérale. Toutefois, les auteurs soulignent que l'azote apporté sous une base de N total et non de N disponible a pu expliquer en partie ces résultats. Si l'utilisation de lisier de bovins a montré des rendements inférieurs à la fertilisation minérale pour le blé (Rieux et al. 2013) et pour l'orge (Lafond et al. 2017), son utilisation sur une prairie de fétuque élevée dans l'ouest du pays a montré des rendements similaires à la fertilisation minérale lorsque comparée sur une base de N total équivalent (Bittman et al. 2007). Lors d'une étude à long terme effectuée au Québec, Lafond et al. (2017) ont quant à eux rapporté des rendements supérieurs des fourrages

fertilisés avec du lisier de bovins laitiers que lorsque fertilisé avec de l'engrais minéral. Outre leur potentiel fertilisant, l'utilisation des engrais organiques comme les lisiers et les fumiers peut améliorer la qualité et la fertilité des sols en général. Ils sont source de matière organique et favorisent l'accumulation de carbone dans le sol (Sainju et al. 2008; Nyiraneza et al. 2009; Ladha et al. 2011; Maillard et al. 2015; Maillard et al. 2016), améliorent les propriétés physiques et chimiques des sols (Bissonnette et al. 2001) et augmentent la biomasse microbienne et son niveau d'activité (Blanchet et al. 2016; Neufeld et al. 2017). Plusieurs études ont montré son effet bénéfique sur la matière organique du sol et son contenu en N organique.

En Bretagne, une étude sur huit ans a montré des stocks de N du sol supérieurs (+ 0,22 t N ha⁻¹) avec une fertilisation à base de fumier de poulets que sous une fertilisation à base d'engrais minéral, mais seulement pour l'horizon de surface 0-5 cm (Viaud et al. 2011). Une autre étude sur plus long terme (27 ans) effectuée en Chine a rapporté des augmentations significatives des stocks de C et de N du sol respectivement de 46 % et 36 % pour la couche de sol en surface 0-20 cm et de 20 % et 17 % pour la couche de sol 20-40 cm, lorsque fertilisé avec du fumier de bovins comparé à des sols non amendés (Yajun et al. 2017). Les auteurs ont ajouté que l'apport d'engrais de synthèse azoté avait augmenté les stocks de N de la couche 0-20 cm, mais que la différence avec le témoin sans amendement n'était pas significative. Par le biais d'une méta-analyse comportant plus de 100 sites de régions climatiques distinctes, Ladha et al. (2011) ont rapporté une augmentation de C et de N organique du sol de 33 % et 34 % respectivement par l'apport de N incluant une forme organique, lorsque comparé à des sols n'ayant reçu aucun apport de fertilisant azoté. Une revue récente, regroupant 80 expériences européennes aux champs et à long terme, a rapporté une augmentation significative de la concentration en N du sol de 21,5 % pour du fumier de bovins et de 15,7 % pour du lisier de bovins, lorsque comparé à une fertilisation minérale (Zavattaro et al. 2017). Les auteurs concluent que bien que l'efficacité du fumier et du lisier soit moins importante que la fertilisation minérale sur les rendements, leur usage a induit une augmentation prononcée du carbone et de l'azote du sol ce qui, à long terme, contribuerait au maintien de la fertilité des sols.

L'effet positif des effluents d'élevage ne semble pas se traduire uniquement sur la quantité de matière organique et sur le N organique du sol, mais également sur sa conservation à plus long terme. En effet, Nyiraneza et al. (2010) ont rapporté que 58 % du N apporté par du fumier de bovins

était toujours présent dans le sol un an après l'application. Une autre étude à long terme en Italie comparant une fertilisation minérale à du fumier de bovins a présenté des conclusions similaires. Avec le fumier, les stocks de N total du sol étaient significativement plus élevés qu'avec le fertilisant minéral et son effet bénéfique était toujours visible dans le sol, et ce même après 18 années sans apport (Triberti et al. 2016). Une autre étude réalisée en Alberta a montré que l'apport annuel de fumier de bovins pendant 30 années consécutives suivies de 13 ans sans apport se traduisait par une différence significative dans la composition de la communauté microbienne ainsi que d'une plus grande abondance microbienne dans ces sols que pour les sols n'ayant pas reçu de fumier (Zhang et al. 2018). L'ajout de matière organique par les effluents d'élevage peut avoir un effet durable sur la quantité de matière organique du sol et son potentiel nutritif à long terme. En effet, des études ont montré que le contenu en azote du sol est relié linéairement à la quantité de matière organique du sol et que l'apport de N sous forme d'effluents d'élevage favorisait l'augmentation des stocks de N du sol alors que l'apport sous forme d'engrais minéral ne présentait aucun effet significatif (Triberti et al. 2016; Zavatarro et al. 2017). L'augmentation des stocks de N du sol par l'apport d'effluents d'élevage peut se faire soit directement par l'ajout de matière organique contenu dans l'effluent lui-même ou indirectement par l'augmentation de la production de biomasse végétale et par une amélioration de la quantité et de la qualité des résidus retournés au sol (Blanchet et al. 2016; Lafond et al. 2017; Zhang et al. 2017).

2.2.2.2 Arrière-effet des effluents d'élevage

L'impact positif sur la réserve d'azote du sol ainsi que sur la qualité en général induite par la fertilisation sous forme organique comme les fumiers et les lisiers peut produire un arrière-effet en augmentant les rendements des cultures subséquentes (Nyiraneza et al. 2010; Blanchet et al. 2016). Une étude à court terme réalisée au Québec a rapporté des rendements supérieurs de près de 40 % chez l'orge cultivée sur un sol ayant reçu du fumier l'année précédente, comparativement au sol sans fumier (N'Dayegamiye et al. 2004). Une autre étude québécoise a montré que les sols ayant reçu des apports récurrents de lisier de bovins laitiers ($20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) pendant 25 ans contribuaient de 50 à 150 kg N ha^{-1} de plus au maïs ensilage que les mêmes sols ayant reçu exclusivement des engrais minéraux pendant la même période (Nyiraneza et al. 2010), ce qui indique un arrière-effet nettement supérieur dans les sols recevant des effluents d'élevage.

Ce phénomène de « l'arrière-effet » des engrais de ferme est encore très peu documenté et mal compris. Bien qu'il existe des coefficients d'efficacité d'arrière-effet dans le guide de référence en fertilisation du Québec, d'autres paramètres, comme le rapport C/N de l'amendement peuvent servir d'indicateur pour estimer son importance (CRAAQ 2010). Un rapport C/N plus faible est généralement associé à une minéralisation plus importante de la MO du sol et à une plus grande fourniture en azote aux cultures. Le rapport C/N de l'amendement a donc un impact sur la dynamique de la matière organique dans les sols (N'Dayegamiye et al. 2004; Wuest et Gollany, 2013). Cependant, le rapport C/N ne s'avère pas toujours un indicateur précis.

Comme la biomasse microbienne du sol est généralement sensible aux changements de pratiques (Bolinder et al. 1999; Zhang et al. 2018) et que les processus microbiens sont nécessaires à la mise en disponibilité des éléments nutritifs du sol aux cultures, l'établissement d'indicateurs basés sur la biomasse microbienne pourraient s'avérer plus précis. Des rapports de carbone de la biomasse microbienne [MBC]/C total et d'azote de la biomasse microbienne [MBN]/N total pourraient être utilisés. Des rapports MBC/C et MBN/N plus élevés suggéreront qu'une plus grande proportion du C et du N total contenu dans le sol est biologiquement actif et donc plus susceptible de devenir disponible aux plantes (Alef et al. 1988; Smith, 1990). Une étude réalisée en Suisse a montré qu'une application répétée et sur une période de 50 ans de fumier de bovins composté avait causé une augmentation de 10 % du MBC et de 21 % du MBN comparativement à la fertilisation minérale pour un horizon de sol de surface 0-20 cm (Blanchet et al. 2016). De plus, les auteurs ont ajouté que cet apport de fumier à long terme s'était également traduit par une augmentation significative (+3,5 %) des rendements de la betterave sucrière et du maïs. Les auteurs ont aussi observé une corrélation relativement élevée entre le MBC et les stocks de carbone du sol ($r = 0.66$, $p < 0.001$). Ils ont conclu que l'utilisation d'amendement organique comme les effluents d'élevage améliorait les propriétés biologiques du sol et présentait des effets bénéfiques directs sur les rendements des cultures.

Une autre étude réalisée sur 10 ans dans l'ouest canadien et comparant une fertilisation à base de lisier de bovins laitiers à une fertilisation minérale sur une prairie permanente de fétuque élevée a rapporté que les traitements avec lisier avaient augmenté significativement le MBC ainsi que l'activité d'hydrolyse de la cellulose de la population microbienne (Neufeld et al. 2017). Les auteurs ont également observé que le MBC était positivement corrélé au contenu en C et N du sol, suggérant que le MBC était couplé à la matière organique du sol. Les auteurs ont ajouté que le pourcentage de

matière organique avait augmenté significativement sous les sols fertilisés avec du lisier alors que les sols sous fertilisation minérale avaient vu une diminution de leur pourcentage de matière organique et que ceux-ci présentaient également un rapport MBC/C plus faible. Cette proportion plus faible de biomasse microbienne était en accord avec les pertes de carbone observées pour ces mêmes traitements. Ces derniers résultats laissent croire que la proportion de carbone du sol inclus dans la biomasse microbienne (MBC/C) et la proportion d'azote du sol inclus dans la biomasse microbienne (MBN/N) pourraient être utiles pour évaluer de façon globale la capacité du sol à fournir de l'azote pour les cultures subséquentes. Toutefois, l'utilité de ces indicateurs demeure à établir.

2.2.3 Risques environnementaux associés à la fertilisation azotée

Les plantes n'utilisent pas l'azote des différentes sources possibles (fertilisants, fumiers, matières résiduelles fertilisantes) avec la même efficacité. De plus, les conditions climatiques, l'espèce végétale, le stade de développement de celle-ci, et la disponibilité de l'azote dans la solution du sol par l'activité microbienne affectent le prélèvement de l'azote par les plantes. En effet, l'efficacité des cultures à utiliser le N issu des amendements est très variable et ne dépassent que rarement 50 à 60 % (Nyiraneza et al. 2010; Thivierge et al. 2015). L'azote résiduel sous forme minérale pourra être immobilisé par la biomasse microbienne du sol ou si déjà sous une forme organique pourra être stocké à plus ou moins long terme dans la réserve de N organique du sol. C'est l'azote qui n'a pas été prélevé par la plante, ni immobilisé dans la matière organique qui représente un risque potentiel pour l'environnement (Figure 2). Un des grands défis actuels de l'agriculture, et plus précisément de la fertilisation azotée, est d'améliorer son efficacité et de réduire son impact environnemental. L'application d'effluents d'élevage ou d'engrais de synthèse azoté est sujette à des pertes assez substantielles dans l'environnement, et ce, sous différentes formes polluant l'atmosphère et l'eau et diminuant leur efficacité. En effet, l'azote apporté peut se volatiliser sous forme d'ammoniac (NH_3), s'oxyder sous forme de nitrates (NO_3^-) et ensuite être lessivé ou encore se transformer sous forme de gaz émis dans l'atmosphère (NO , N_2O , N_2).

Épandages et risques environnementaux

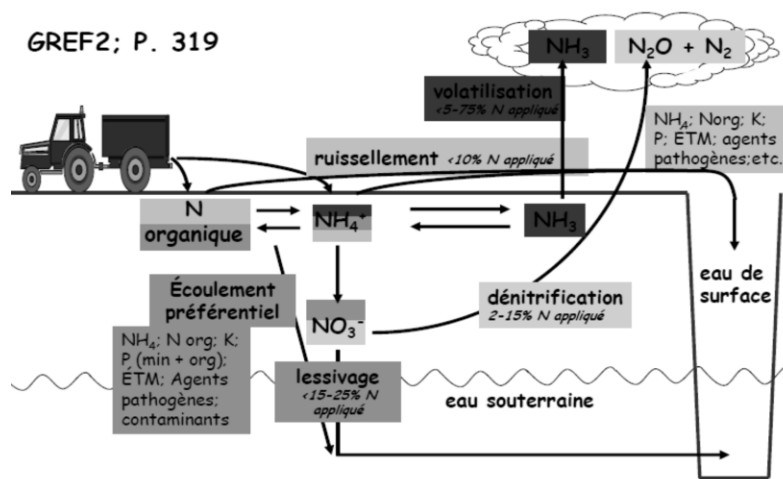


Figure 2. Schéma des principales voies de pertes environnementales de l'azote après un apport d'engrais organique. Source : CRAAQ, 2010

Que ce soit directement par un apport sous forme minérale ou lors de la minéralisation de l'azote organique du sol, l'ammonium (NH_4^+), lorsque mis en solution, forme un gaz, l'ammoniac (NH_3). La volatilisation de NH_3 survient lorsqu'une partie de ce gaz s'échappe de la solution du sol. La volatilisation augmente dans des conditions de pH supérieures à 7, de températures élevées et de faibles pourcentages d'humidité du sol (Stevenson et Cole, 1999). Les pertes d'azote par la volatilisation de NH_3 peuvent atteindre 75 % de l'urée ou de l'azote total d'un lisier appliqué au champ (CRAAQ, 2010). Au Canada, le secteur de l'agriculture est responsable de 91 % des émissions totales de NH_3 , soit 458 kilotonnes émises annuellement (Environnement Canada, 2011). Les conditions pédoclimatiques et la méthode d'épandage ont une incidence directe sur les pertes issues de la volatilisation. Rochette et al. (2001) ont montré qu'une incorporation immédiate du lisier de porc dans les premiers 5 cm de sol contribuait à une réduction des émissions de NH_3 de 80 %.

Le NH_4^+ est chargé positivement et peut être retenu sur les colloïdes du sol selon la capacité d'échange cationique du sol. Au contraire, les nitrates sont solubles, chargés négativement et donc mobiles dans le sol. Les nitrates sont donc sujets au lessivage et peuvent se retrouver dans les cours d'eau et l'eau souterraine. Suite à un apport d'engrais contenant du NH_4^+ , le taux de nitrification devient généralement très rapide. Ainsi, tout le NH_4^+ apporté peut être oxydé en NO_3^- au cours des 7 à 21 jours suivants l'application (Chantigny et al. 2001; 2007). Cependant, la nature de l'amendement et le type de cultures avec lequel il est associé peuvent présenter un impact sur les pertes de N sous

forme de lessivage. En effet, une étude réalisée en Nouvelle-Écosse a rapporté une meilleure utilisation du N du lisier par une prairie et de plus faibles pertes de NO_3^- que lorsque le lisier était apporté sur une rotation de cultures annuelles (Fuller et al. 2010).

De plus, sous des conditions spécifiques, le NO_3^- est rapidement perdu sous forme de gaz à travers la dénitrification. La dénitrification correspond à la réduction du NO_3^- en N_2 . Ce processus nécessite la présence simultanée de bactéries dénitrifiantes, la présence de donneurs d'électrons comme le carbone sous forme organique, des conditions anaérobies (moins de 5 % de O_2 dans l'atmosphère du sol) ainsi que la présence de NO_3^- comme accepteur terminal d'électrons (Stevenson et Cole 1999). Les engrais de ferme contenant du carbone organique en plus de l'azote, ont souvent tendance à stimuler davantage la dénitrification que les engrais de synthèse (Rochette et al. 2000). À cet effet, des résidus de cultures riches en carbone et en azote comme ceux des légumineuses (Rochette et Janzen, 2005) ainsi qu'un sol lourd, avec un taux d'humidité élevé et un taux de matière organique élevé pourront augmenter le taux de dénitrification du sol (Chantigny et al. 2010). La nitrification et la dénitrification génèrent plusieurs composés intermédiaires obligatoires au cours de la chaîne de réaction menant du produit initial au produit final. Ce sont ces produits gazeux comme le monoxyde d'azote (NO) et l'oxyde nitreux (N_2O) qui peuvent être émis dans l'atmosphère et contribuer à l'effet de serre. Par ailleurs, ces gaz peuvent aussi être produits en quantité moindre, en conditions aérobies, par la nitrification et des réactions chimiques entre le NO_2^- et la matière organique (Stevenson et Cole, 1999). Les émissions annuelles combinées de NO, N_2O et N_2 représenteraient des pertes de l'ordre de 10 à 30 % des apports de N par la fertilisation et à la décomposition de la matière organique du sol (Clough et al. 2004; Styles et al. 2015). Toutes ces pertes de N du système sol-plante sont à considérer dans le bilan de N et peuvent servir à expliquer les différences d'accumulation de N total du sol et à cibler les meilleures pratiques culturales pour diminuer l'empreinte environnementale des entreprises agricoles.

2.3 Types de cultures et systèmes de rotations

2.3.1 Effets sur les stocks de N

L'introduction de cultures par rapport à un sol nu aura des répercussions sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. La biomasse racinaire ainsi que les résidus de cultures laissés au sol après la récolte représentent une source considérable de carbone et d'azote qui

pourront contribuer à augmenter les réserves du sol en ces deux éléments. En effet, plusieurs études ont montré les bénéfices des résidus de cultures sur l'accumulation de carbone ainsi que sur l'augmentation de stocks de N total du sol et un effet négatif lors de leur exportation (Diekow et al. 2005a; Nyiraneza et al. 2009; Maillard et al. 2016). Le type de cultures par sa production de résidus en quantité et en qualité distincte n'influencera pas les stocks de N de la même manière. En effet, des résidus de cultures avec un rapport C/N élevé et un fort pourcentage en lignine pourraient occasionner une immobilisation du N disponible par les microorganismes du sol (Tian et al. 1992). Au contraire, des résidus et une biomasse racinaire riche en N, comme c'est le cas pour les légumineuses, pourront stimuler l'activité microbienne, le taux de minéralisation, favoriser la séquestration de carbone du sol et éventuellement fournir un N disponible aux cultures en associations ou subséquentes (Nyiraneza et al. 2010; Aziz et al. 2013, 2014; Chu et al. 2016; Sainju et al. 2017). Ratnayake et al. (2017) ont rapporté que la capacité de séquestration du C était spécifique aux espèces de plantes. Ils ont trouvé que la capacité du sol à stocker le carbone était grandement déterminée par les résidus laissés à la surface du sol et étaient également affectés par le travail du sol.

En augmentant la diversité végétale, les rotations de cultures présentent un effet bénéfique sur les stocks de C et de N du sol lorsque comparé aux monocultures. En effet, les stocks de C et de N du sol peuvent être influencés par la quantité et la qualité des résidus retournés au sol des différentes cultures comprises dans la rotation (Kuo et al. 1997; Campbell et al. 2000; Sainju et al. 2007, 2017a,b). Plusieurs études ont rapporté qu'une augmentation dans la diversité des cultures pouvait augmenter de manière effective les stocks de C et de N comparativement aux monocultures (Kaisi et al. 2005b; Luo et al. 2014; Novelli et al. 2017). Une étude sur 17 ans a rapporté une moyenne d'augmentation des stocks de C supérieurs pour une rotation de neuf ans (maïs-blé d'hiver-maïs-blé d'hiver-maïs-blé d'hiver-luzerne-luzerne-luzerne) et pour une monoculture de blé d'hiver continu de (+0,48 et +0,53 kg SOC ha⁻¹ an⁻¹, respectivement) lorsque comparée à deux rotations sur deux années successives (maïs-blé d'hiver et betterave sucrière-blé d'hiver) et à une monoculture (maïs continu). Les stocks de N étaient similaires entre la rotation de neuf ans et le blé d'hiver continu, mais supérieurs aux autres systèmes de cultures (Triberti et al. 2016). Les auteurs expliquent en partie les résultats de stocks de C et de N du sol supérieurs sous le blé d'hiver continu que pour les autres cultures par le rapport C/N plus élevé des résidus du blé et par une meilleure agrégation des sols qui,

tous deux occasionneraient une accumulation de la matière organique dans les sols. Ils ajoutent que l'impact positif de la rotation de neuf ans sur les stocks de C et de N du sol était probablement dû aux trois années de luzerne. La luzerne avec son système racinaire profond, laisse une grande quantité de résidus dans le sol. De plus, la régie des cultures pérennes ne nécessite pas un travail du sol annuel, ce qui peut diminuer le taux de minéralisation de matière organique. En outre, les résidus de légumineuses avec une teneur élevée en azote peuvent augmenter la fertilité du sol et entraîner une production plus élevée de biomasse des cultures subséquentes, ce qui se traduit par une accumulation potentiellement plus rapide des stocks de carbone et d'azote du sol.

Les systèmes de cultures pérennes ont aussi souvent montré un effet bénéfique sur les stocks de C et de N du sol lorsque comparés aux cultures annuelles (Kaisi et al. 2005a,b; Chu et al. 2016; Maillard et al. 2016; Nath et Lal. 2017; Sainju et al. 2017). Certains des auteurs ont souligné que les cultures annuelles, souvent associées à une fréquence et à une plus grande intensité de travail du sol, occasionnent des conditions plus propices à la décomposition de la matière organique, ce qui pourrait expliquer en partie cet effet. Kaisi et al (2005b) ont rapporté, pour une étude sur 10 ans dans l'Iowa, une augmentation des stocks de N total de 124 % (+2,6 t N ha⁻¹) pour la couche de surface 0-15 cm et de 150 % (+1,2 t N ha⁻¹) pour l'horizon 15-30 cm sous une prairie de brome comparée à une rotation maïs-soya-luzerne. Le panic érigé avait également augmenté les stocks de N mais pas de manière significative. Cependant, les deux graminées (brome et panic érigé) ont augmenté les stocks de C total significativement pour les horizons 0-15 cm et 15-30 cm comparés à la rotation maïs-soya-luzerne. Une autre étude réalisée dans le Montana a montré qu'après seulement deux ans, le C et le N de la biomasse racinaire des graminées pérennes étaient 12 et 16 fois plus élevés que pour une culture de blé de printemps, et que les stocks de C et de N des sols étaient respectivement 8 et 9 % plus élevés sous la culture pérenne (Sainju et al. 2017b). De plus, les plantes pérennes en laissant un couvert végétal annuel, diminuent l'érosion des sols, favorisent la diversité et l'activité microbienne en général et améliorent la qualité du sol (Thakur et al. 2015; McGonigle et Turner, 2017).

L'introduction de légumineuses dans la rotation ou dans le mélange fourrager a souvent été rapportée comme augmentant le contenu en C et en N des sols (Diekow et al. 2005a,b; Liu et al. 2011; Chu et al. 2016; Triberti et al. 2016). Les résidus riches en N organique et présumés provenir

majoritairement de la fixation symbiotique (Rochette et Janzen, 2005) offrent une litière hautement labile qui favorise la stabilisation du carbone dans le sol. Chu et al. (2016) ont montré, pour des sols n'ayant reçu aucune fertilisation azotée sur 27 ans, une augmentation significative de 0,32 t N ha⁻¹ des stocks de N du sol sur le profil entier (0-40 cm) du sol pour l'ensemble des systèmes de cultures comparés au sol nu. Le blé en continu avait augmenté les stocks de N sur la couche 0-20 cm de seulement 1 %, et de 4 % pour la couche 20-40 cm. La rotation de légumineuse-céréales avait augmenté les stocks de N de 6 % pour la couche 0-20 cm et de 10 % pour la couche 20-40 cm. Finalement, les sols sous prairies de luzerne en continu avaient causé l'augmentation des stocks de N la plus importante avec un stock de N de 36 % supérieur pour la couche 0-20 cm, et de 6 % pour la couche 20-40 cm. Les auteurs expliquent ces résultats, d'une part par la production de biomasse aérienne et racinaire supérieure pour la luzerne dans la rotation légumineuse-céréales que pour le blé continu et, d'autre part, suggèrent que la fixation symbiotique du N₂ par la luzerne a également contribué à augmenter les stocks de N du sol. Une étude réalisée sur 17 ans au Brésil par Diekow et al. (2005a) visait à comparer le potentiel de stockage de C et de N du sol de quatre rotations (sol nu, une rotation avoine-maïs et deux autres combinant le maïs avec deux variétés de légumineuses; le pois lablab et le pois d'Angole) et différents niveaux de fertilisant de N (0 et 180 kg N ha⁻¹ an⁻¹). Les deux rotations de maïs-légumineuses ont induit une augmentation significative du carbone et de l'azote du sol. Les stocks de C étaient de 26 % (maïs- pois lablab) et 28 % (maïs-pois d'Angole) supérieurs au sol en jachère pour l'horizon 0-17,5 cm, démontrant le potentiel des légumineuses à augmenter le taux de matière organique du sol. Pour ces mêmes rotations, les stocks de N étaient de 28 % (maïs-pois lablab) et 33 % (maïs-pois d'Angole) supérieurs à la jachère. Lorsque combiné à la fertilisation azotée, les stocks de N sous les deux rotations de maïs-légumineuses étaient encore plus élevés pour l'horizon 0-17,5 cm mais, ne montraient pas de différence significative pour le profil complet 0-107,5 cm. À cet effet, un appauvrissement ou une augmentation des stocks de C et de N du sol par les différents types de cultures peut découler d'une interaction entre la rotation, les différentes sources d'azote et/ou l'intensité de travail du sol qui pourrait présenter un impact sur les résidus laissés au sol (Ghimire et al. 2015).

2.3.2 Interactions avec la source de nutriments

Certaines études réalisées au Canada présentent une interaction positive entre les effluents d'élevage et les plantes pérennes menant à une meilleure rétention du N dans les sols, à un meilleur

prélèvement du N du sol par les plantes fourragères pérennes qui peut se traduire par des meilleurs rendements, une amélioration des propriétés chimiques et biologiques du sol, une diminution des pertes de N par lessivage et une augmentation des stocks de carbone du sol (Bissonnette et al. 2001; Fuller et al. 2010; Maillard et al. 2016; Lafond et al. 2017). Bittman et al. (2007) ont montré qu'après sept ans d'apports de lisier de bovins laitiers sur une prairie de fétuque élevée, 26 à 30 % du N apporté était emmagasiné dans la matière organique du sol alors que sous une fertilisation minérale, seulement 14 % de l'azote apporté avait été retenu dans le sol. Bissonnette et al. (2001) ont montré qu'après sept ans d'apports de lisier de bovins laitiers, la surface du sol (0-7,5 cm) sous une rotation céréale-prairies montrait un contenu en C et en N plus élevé que lorsque fertilisé avec de l'engrais minéral, alors qu'il n'y avait pas de différence significative entre les deux sources de nutriments pour un système de céréales continues. Sur le même essai, Maillard et al. (2016) ont observé des résultats similaires sur un profil de sol 0-30 cm après 21 ans de fertilisation, avec des stocks de carbone du sol 16 % plus élevés avec du lisier de bovins laitiers que sous une fertilisation minérale dans la rotation avec des cultures pérennes, mais seulement 0,5 % plus élevés (non significatif) dans la monoculture de céréales. Nyiraneza et al. (2010) ont montré qu'en incluant une phase de fourrages pérennes dans une rotation avec du maïs ensilage fertilisé avec des effluents d'élevage, le sol présentait une diminution de la densité apparente du sol et une augmentation des macro-agrégats et du contenu en N de la matière organique du sol. Les auteurs ajoutent que ces résultats pourraient expliquer les rendements des cultures généralement plus élevés et les meilleurs prélèvements de N pour une rotation de maïs avec plantes fourragères que pour une rotation de maïs-céréales. Ils soulignent également que la disponibilité de N plus élevée était probablement causée par la fixation du N₂ atmosphérique du trèfle rouge dans le mélange fourrager.

2.3.3 La fixation symbiotique des légumineuses

Les cultures fournissent par la fixation symbiotique du N₂ atmosphérique entre 40-47 Mt de N par année (Peoples et al. 2009; Schneider et al. 2015) dont environ 25 Mt de N seraient issues de la fixation du N₂ par les cultures de légumineuses fourragères et environ 21 Mt de N par la culture des légumineuses à graines (Herridge et al. 2008). Bien que ces estimations de fixation symbiotique de N₂ atmosphérique soient largement inférieures à ce que représente la fixation chimique, il n'en demeure pas moins qu'elles représentent une source très importante de N dans le système sol-plante. Au Canada, Yang et al. (2010) estimaient la quantité totale et annuelle de N issue de la

fixation symbiotique des systèmes agricoles à près de 1,77 Mt de N. Tout cet azote introduit dans le système sol-plante est majoritairement utilisé pour la croissance de la légumineuse en elle-même, une partie peut être transférée à une plante non fixatrice cultivée en association et peut également contribuer à augmenter les stocks de N total des sols (Li et al. 2016).

2.3.3.1 Processus impliqués

La symbiose la plus connue et la plus répandue est celle entre les bactéries du genre *Rhizobium* et les légumineuses. La FAO (1992) estime que cette association symbiotique représente 50 % de tout l'azote fixé biologiquement sur terre. La fixation symbiotique de N chez les légumineuses implique des interactions anatomiques, morphologiques et biochimiques importantes entre la plante hôte et les microorganismes qui l'envahissent. Les bactéries du genre *Rhizobium* stimulées par la formation d'exsudats racinaires sous forme de flavonoïdes par les légumineuses infectent leurs racines entraînant la formation de nodules appelées, nodosités. Ce processus infectieux se produit durant toute la vie du nodule. Ces nodules offrent un environnement exceptionnellement favorable à la bactérie en lui fournissant un micro habitat et en lui procurant des substrats carbonés provenant de la photosynthèse. En retour, la bactérie fournit à la plante hôte de l'azote sous forme assimilable (NH_4^+) en fixant l'azote inerte de l'air. Lorsque le nodule s'accroît et atteint sa maturité, des connexions s'établissent avec le système vasculaire de la racine. Le rôle de ces connexions est d'importer dans le nodule, le carbone issu de la photosynthèse et d'exporter l'azote fixé dans les autres parties de la plante. La réduction du diazote (N_2) est un processus très énergivore et consomme beaucoup de photoassimilats. La production de 1 g de N nécessite environ 25 ATP ou 12 g de carbone (Hopkins 2003). Le taux de fixation biologique (FBN) du N_2 atmosphérique est influencé par divers paramètres. Citons notamment l'espèce (Pirhofer-Walzl et al. 2012), les conditions pédoclimatiques (Herridge et al. 2008), les cultures en association (Paynel et al. 2008; Lesuffleur et al. 2013), la teneur en carbone de la plante (Voisin et al. 2003), la présence de résidus de cultures (Fan et al. 2014), l'humidité du sol (Wu et McGechan, 1999), le stade de croissance de la plante (Hogh-Jensen et al. 1997; Herridge et al. 2001; Carlsson et Huss-Danell, 2008); la concentration en éléments nutritifs (Hogh-Jensen et Schjoerring, 2010) et la concentration en azote minéral du sol (Wu et McGechan, 1999). Les quantités d'azote fixé sont donc très variables (0-545 kg N ha⁻¹) et peuvent représenter des apports importants de N au système sol-plante (Tableau 1).

Tableau 1. Estimés des taux de fixations de N₂ annuels par les légumineuses fourragères et légumineuses à graines

Cultures	Références	Moyenne N. fix kg N ha ⁻¹	Intervalle N fix kg N ha ⁻¹
Luzerne	Canada Yang et al. 2010 ^a	218	141-300
	France Anglade et al. 2015 ^b	465 ± 102	-
	International (Nord tempérée boréale) Carlsson et Huss-Danell (2003)	-	0-350
	Canada Nimmo et al. 2013 ^a	-	62-105
Pâturage et légumineuses fourragères mélangées	Monde Herridge et al. 2008 ^b	169	110-227
	Canada Yang et al. 2010 ^a	79	27-141
Trèfle blanc	Danemark Hogh-Jensen et al. 2004	-	20-112
	International (Nord tempérée boréale) Carlsson et Huss-Danell (2003)	-	15-545
	France Anglade et al. 2015 ^b	102 ± 16	-
Trèfle rouge	International (Nord tempérée boréale) Carlsson et Huss-Danell (2003)	-	8-373
	France Anglade et al. 2015 ^b	252 ± 100	-
Soya	Monde Herridge et al. 2008	176	-
	Canada Yang et al. 2010 ^a	118	57-201
	Monde Peoples et al. 2009 ^a	-	137
	États-Unis Gelfand et Robertson 2015 ^b	-	10-293
	Canada Yang et al. 2010 ^a	95	54-150
Pois	Canada Yang et al. 2010 ^a	86	-
	France Anglade et al. 2015 ^b	11 ± 38	
	Europe Peoples et al. 2008 ^a	57	

^a Ne prend pas en considération le N fixé dans le BGN (N contenu dans les parties souterraines)

^b Inclut un pourcentage de N fixé dans le BGN

Il est à souligner que les résultats de la littérature divergent quant à l'impact que représente la concentration en azote minéral du sol sur la FBN. Si plusieurs auteurs s'accordent sur le fait que la présence de nitrates dans le sol inhibe la fixation (Macduff et al. 1996; Hogh-Jensen et al. 1997; Wu et McGechan, 1999), d'autres ont rapporté un effet démarreur de N sous de faibles concentrations en N minéral (< 2 mmol NO₃⁻ et < 4 mmol NH₄⁺) et que cet effet est plus ou moins marqué selon l'espèce de légumineuse étudiée. Ces faibles concentrations stimuleraient la nodulation et la FBN comparativement à des conditions sans ajout de N minéral (Gan et al. 2004). D'ailleurs, bien que les modèles de simulation soient basés sur la concentration en nitrates uniquement, une concentration élevée en NH₄⁺ inhiberait également la FBN (Gan et al. 2004). D'autre part, lors d'une culture en

association avec une graminée, la fertilisation minérale ou organique aurait un effet stimulateur sur la FBN (Nyfeler et al. 2009; Pirhofer-Walzl et al. 2012; Oberson et al. 2013.)

2.3.3.2 Importance dans la réserve de N du sol

Afin de combler leur besoin en N, les légumineuses vont utiliser de manière préférentielle, le N minéral du sol, le N provenant de la fertilisation (s'il y a lieu) et finalement le N₂ fixé biologiquement dans ses nodules. Bien que souvent négligées ou ignorées, les parties souterraines d'une culture de légumineuse représentent une partie très importante de l'azote total de la plante (Peoples et al. 1995; Khan et al. 2002; Fustec et al. 2010). Cet aspect est d'autant plus important lors d'un bilan d'azote ou de l'évaluation quantitative des stocks de N du sol. La fixation du N des parties souterraines des légumineuses est très peu documentée et lorsque ignorée, elle peut causer une sévère sous-estimation des entrées azotées dans le bilan de N (Herridge et al. 2008; Anglade et al. 2015). Le N contenu dans les parties souterraines (BGN) est défini comme la somme du N racinaire (N des fibres visibles des macros racines) et du N de la rhizodéposition (N_{dfr}) sous la forme de lysats et d'exsudats racinaires. La rhizodéposition comprend la décomposition des nodules et des cellules des racines ainsi que les exsudats de N soluble des racines. Elle peut être vraiment substantielle et représenter de 20 à 50 % de plus que la présence des fibres racinaires à la fin de la saison de croissance. Le contenu des dépôts a un effet majeur sur la densité et l'activité des microorganismes dans la rhizosphère ainsi que sur le « turnover » et sur la disponibilité des nutriments à l'intérieur de la zone racinaire (Walley et al. 2007). Après la minéralisation du N contenu dans les rhizodépôts, celui-ci pourra être prélevé par la plante ou par les microorganismes du sol, adsorbé sur les particules du sol ou encore être perdu dans l'environnement et sortir du système sol-plante. Mayer et al. (2003) ont rapporté une contribution par le N_{dfr} aux réserves de N du sol pouvant aller de 6 à 68 kg⁻¹ N ha⁻¹. Les fourrages de légumineuses cultivés en association avec les graminées fourragères peuvent également contribuer à l'augmentation de N du sol de façon considérable. Lors d'une étude portant sur une prairie de trèfle rouge et de ray-grass, Carlsson et Huss-Dannel (2007) ont obtenu un apport de N au sol par les résidus de cultures (chaume et racine) de 3,3 à 5,5 g m⁻² pour les 20 premiers cm de sol. En utilisant un coefficient stipulant que 75 % du N racinaire du trèfle rouge se retrouve dans les 20 premiers centimètres (Høgh-Jensen et Schjørrind, 2001), la quantité de N laissée au sol jusqu'à 60 cm augmenterait à des valeurs oscillant entre 4,4 et 7,3 g m⁻² (44 à 73 kg N ha⁻¹). Ils concluent que plus de 60 % du N contenu dans la plante entière est laissé au sol après la

récolte. Les auteurs soulèvent toutefois le point que le N des racines mesuré de manière ponctuelle peut causer une sous-estimation puisqu'il ne prend pas en considération le renouvellement des racines tout au long de la saison de croissance.

Lors de cultures associées entre des céréales et des légumineuses ou dans une prairie mixte composée de légumineuses et de graminées fourragères, les deux types de plantes utilisent les ressources du sol de manière distincte. Les céréales et les graminées s'établissent plus rapidement et développent une biomasse racinaire plus importante que les légumineuses; elles prélèvent donc l'azote du sol plus aisément que ces dernières. Cette compétition pour l'azote a pour effet de stimuler la fixation du N₂ atmosphérique par les légumineuses, créant une synergie entre les deux types de plantes (Nyfeler et al. 2011; Frankow-Lindberg et Dahlin, 2013; Li et al. 2016). La quantité fixée est proportionnelle à la biomasse aérienne de la légumineuse et à la compétition exercée par la culture associée pour la lumière et pour les nutriments du sol. Le transfert de N à la non-légumineuse peut se faire par différents mécanismes et la dynamique du transfert d'azote sera différente selon les cultures et l'architecture de la biomasse racinaire. Si la luzerne possède les taux de fixation les plus élevés parmi les légumineuses fourragères (jusqu'à trois fois supérieures au trèfle blanc), elle possède également les taux de transferts de N vers les graminées parmi les plus faibles (Pirhofer-Walzl et al. 2012; Louarn et al. 2015). En effet, le trèfle blanc possède une plus grande proportion de racines fines que la luzerne qui, elle, possède une racine pivotante profonde et de longue durée de vie. Le rapport C/N et le contenu en lignine du trèfle sont aussi moins élevés. Ces facteurs font que l'azote du trèfle blanc est relâché plus rapidement que pour les résidus de la luzerne. Également, le trèfle blanc présente des taux de transfert de N supérieurs au trèfle rouge (Høgh-Jensen, 2006; Pirhofer-Walzl et al. 2012). La grosseur des racines et leur contenu élémentaire pourrait influencer la nature des exsudats et l'accumulation de C et N dans le sol. Les grosses racines des graminées contribueraient au bassin de carbone du sol alors que les fines racines des légumineuses contribueraient davantage au bassin d'azote du sol (Ramussen et al. 2010).

2.3.3.2 Méthodes pour quantifier la fixation symbiotique des légumineuses

Plusieurs méthodes existent afin de quantifier la proportion de N contenu dans la plante qui est issu de la fixation biologique (FBN) (Peoples et Herridge, 1990; Carlson et Huss-Danell, 2003; Herridge et

al. 2008; Fustec et al. 2010). Les plus cités dans la littérature sont: la réduction de l'acétylène, la méthode par le bilan d'azote, la méthode par différence d'azote total ainsi que les méthodes isotopiques ^{15}N . La méthode du défaut de bilan d'azote et la méthode par différence d'azote total sont les plus simples et les moins coûteuses. Cependant, elles sont beaucoup moins précises que les méthodes utilisant l'isotope ^{15}N (Herridge et al. 2008; Fustec et al. 2010). Toutefois, les méthodes isotopiques représentent un travail laborieux et peuvent parfois être très dispendieuses. De manière alternative, il existe aussi un modèle empirique ou différents modèles de simulation (SOILN, APSIM, Soussana, Hurley Pasture, STICS, CROPGRO etc.) qui peuvent être utilisés pour estimer la fixation de N par les légumineuses.

Høgh-Jensen et al. (2004) ont créé un modèle empirique européen, afin d'estimer la fixation symbiotique de N_2 atmosphérique par les fourrages de légumineuses sous des conditions de faibles entrées extérieures azotées et de climat tempéré. Ce modèle général a été très souvent utilisé et traité dans la littérature (Liu et al. 2011; Louarn et al. 2015). Il est simple à utiliser et peut fournir une estimation relativement fiable de la fixation de N par les systèmes de cultures. Cependant, étant indépendant des facteurs environnementaux comme les conditions climatiques et les propriétés du sol, il est restrictif et doit être utilisé avec les mêmes espèces de plantes dans des conditions très similaires aux données sources. Il est applicable lorsque la matière sèche de la biomasse de la légumineuse peut être calculée ou encore estimée. Il considère la prairie mixte de légumineuses comme un système autorégulateur, c.-à-d. qu'il n'attribue pas de facteur modulateur lié à la concentration de N minéral du sol. Ce modèle est créé de sorte que la quantité de N_2 fixé par les parties aériennes des légumineuses soit corrigée par certains paramètres pour tenir en compte; 1) les quantités de N fixées dans les parties souterraines et dans le chaume, 2) les quantités de N_2 fixées à la fin de la saison de croissance ou à maturité, 3) le N_2 fixé et transféré aux autres cultures ou aux animaux par le pâturage et 4) le N_2 fixé et immobilisé dans le sol et dans la matière organique par la rhizodéposition. Les coefficients utilisés sont issus de la littérature scientifique et pour la plupart dérivent d'études ayant utilisé la méthode de mesure par la dilution ^{15}N (Hogh-Jensen et al. 2004).

Les modèles de simulation avec leur mécanique dynamique possèdent un meilleur potentiel pour quantifier de manière plus précise la fixation biologique de N (FBN) et améliorer sa compréhension

puisqu'il se base sur un savoir des divers mécanismes impliqués, des conditions pédoclimatiques ainsi que des pratiques culturales (Liu et al. 2011). Comparativement au modèle empirique, la modélisation permet de moduler le taux de fixation biologique de N_2 en lui attribuant différents coefficients de correction basés sur des facteurs environnementaux. Ceux-ci incluent normalement la concentration en N minéral du sol (fN), la température (fT) et l'humidité du sol (fW), la concentration en C de la légumineuse (fC) ainsi que son stade de croissance ($fgro$). À ce jour, aucun modèle ne considère la totalité de ces coefficients et n'attribue d'autres facteurs de correction pour des paramètres influençant également la fixation symbiotique, par exemple, le pH du sol, la salinité et la concentration d'autres éléments nutritifs.

2.4 Travail du sol

Le travail du sol en perturbant l'équilibre et la structure physique du sol occasionne également des changements biologiques et chimiques du sol (N'Dayegamiye, 2007). Le travail conventionnel par labour est souvent associé à une incorporation des résidus de cultures, donc à une redistribution du C et du N organique dans le profil de sol. Il induit également un réchauffement plus rapide et une meilleure aération du sol en surface. Cet effet, peut d'une part relocaliser la biomasse microbienne dans le profil du sol mais également augmenter son activité, ce qui peut augmenter le potentiel de minéralisation de la matière organique, causant une augmentation de N sous forme disponible et qui peut se traduire par un meilleur prélèvement de l'azote à court terme. Cependant, en laissant les sols à nu, le labour peut augmenter les risques d'érosion du sol et le taux de minéralisation de la matière organique du sol et conséquemment, réduire les stocks de C et de N du sol. Les pratiques de conservation du sol comme le semis direct ou le travail réduit par chisel présentent des conditions moins propices à la minéralisation de la matière organique et sont souvent perçues comme étant favorables à l'augmentation du C et du N organique du sol, de la biomasse microbienne, bénéfique pour la structure et la qualité du sol en général (Karlen et al. 1994). Le type de travail de sol et sa fréquence peuvent donc avoir un effet considérable sur la fertilité du sol et sur sa qualité à long terme.

2.4.1 Influences des conditions pédoclimatiques sur le travail du sol

L'effet du travail du sol sur la décomposition de la matière organique du sol et son impact sur les stocks de C et de N du sol diverge beaucoup dans la littérature scientifique et est fortement relié aux conditions pédoclimatiques spécifiques à chaque étude et à la profondeur du sol considérée. Plusieurs études rapportent des bénéfices d'un travail du sol réduit sur les stocks de C de sol en surface (Diekow et al. 2005a, b, Alvaró-Fuentes et al. 2012; Nath et Lal. 2017). Ceci peut être expliqué par une accumulation préférentielle des résidus de cultures en surface combinés à une absence de perturbation mécanique des sols. Ces conditions sont propices à de hauts niveaux de protection physique de la matière organique dans les agrégats du sol et à une augmentation du carbone organique des sols (Poirier et al. 2009).

En Iowa, Kaisi et al. (2005a) ont rapporté qu'à court terme le semis direct n'avait pas de bénéfice sur l'accumulation de C et N du sol comparé au travail réduit par chisel, pour cinq différents types de sols. Cependant, sur une période plus longue (sept ans), les teneurs moyennes en carbone organique et en azote organique de ces sols étaient de 13,6 % (5,2 t ha⁻¹) et de 9,1 % (0,3 t ha⁻¹) plus élevés sous semis direct que sous chisel pour la couche de surface 0-15 cm. Les auteurs ont ajouté que pour la couche 15-30 cm, il n'y avait aucune différence significative entre les traitements. Des effets similaires ont été observés en France et ont montré que le travail du sol avait un impact significatif sur les stocks de N du sol seulement pour la couche de surface 0-5 cm; des stocks de N de 0,90 t N ha⁻¹, 0,98 t N ha⁻¹ et de 1,08 t N ha⁻¹ ont été rapportés pour un travail de sol conventionnel, un semis direct et un travail de sol réduit respectivement (Viaud et al. 2011). De plus, ils ont rapporté que suite à huit années de différents travaux du sol, les résultats montraient une redistribution de la matière organique dans le profil du sol selon le travail, mais ne présentaient pas d'impacts significatifs sur les stocks de matière organique du sol pour le profil entier (0-40 cm). Plusieurs études rapportent également que sous des conditions fraîches et humides, le travail du sol conventionnel entraîne une relocalisation de la matière organique en profondeur (Angers et al. 1997; Poirier et al. 2009; Maillard et al. 2016). Des études réalisées au Québec ont montré que le semis direct et le travail réduit augmentaient les stocks de carbone du sol en surface alors que le labour causait une plus grande accumulation de carbone en profondeur. Par conséquent, lorsque le profil du sol en entier était considéré (0-60 et 0-50 cm), les différents types de travail du sol n'avaient pas d'impact significatif sur les stocks de carbone du sol (Poirier et al. 2009; Maillard et al. 2016).

Dans une étude comparant le semis direct au travail du sol conventionnel sur le taux de minéralisation du N organique en Alberta, Soon et Clayton (2003) ont montré que le travail du sol entraîne une plus forte accumulation de nitrates que le semis direct, suggérant une minéralisation du N plus élevée dans les sols travaillés. Au contraire dans l'est du pays, Fuller et al. (2010) ont présenté des résultats qui montraient que le type de travail du sol, semis direct, travail réduit ou travail conventionnel, combiné à une rotation de cultures annuelles (maïs-soya-blé) n'avait pas d'effet significatif sur le lessivage des nitrates. Une étude récente comparant un semis direct au travail conventionnel combiné à une culture du maïs en Ohio rapporte des stocks de N totaux supérieurs pour le semis direct que pour le travail conventionnel de 46 % en surface (0-10 cm) et de 38 % supérieurs pour la couche de sol 10-20 cm (Nath et Lal. 2017). Cependant, les auteurs soulignent que l'apport de N sous forme d'effluents d'élevage pour le semis direct comparé à une fertilisation minérale pour le travail conventionnel a pu causer cette augmentation de N plus importante pour le semis direct.

2.4.2 Interactions entre les pratiques agricoles

Seulement quelques études se sont attardées aux interactions (effets combinés) de diverses pratiques agricoles. Certaines ont montré qu'il n'y avait pas d'interaction entre la source de nutriments (organique ou minérale) et les différents travaux du sol primaires (Viaud et al. 2011; Alvaró-Fuentes et al. 2012). Cependant, d'autres études ont souligné un lien important entre le type de cultures et les différents travaux de sol sur les stocks de C et de N du sol ainsi que sur la structure des sols (Bissonnette et al. 2001; Kaisi et al. 2005a; Munkholm et al. 2013; Sainju et al. 2017b). Maillard et al. (2016) ont rapporté un effet significatif de la rotation de cultures combiné au travail du sol sur la couche 0-10 cm du sol avec des stocks de carbone plus élevés sous un travail réduit (chisel) comparé à un travail du sol conventionnel (labour) combiné à une rotation de culture d'orge-prairies alors que le système de céréales continues ne présentait pas de différence significative entre les deux travaux de sol. Les auteurs soulignent que le travail du sol réduit effectué annuellement dans le système de céréales continues comparativement à tous les trois ans pour le système orge-prairies n'a pas eu d'impact positif sur les stocks de C en surface. Des effets similaires ont été observés en Iowa avec une plus grande accumulation de C et de N du sol pour un semis direct combiné à une prairie de graminées pérennes que pour un semis direct sous une rotation maïs-soya

(Kaisi et al. 2005a). Ces interactions, susceptibles de survenir dans n'importe quel système de culture, doivent être documentées davantage.

2.5 Bilan de N

La révolution verte et son intensification des productions agricoles dans les dernières décennies ont augmenté incroyablement l'efficacité de l'agriculture, mais cette meilleure efficacité est souvent associée à des bilans de nutriments déséquilibrés. Les déséquilibres dans les bilans nutritifs et en particulier pour l'azote ont pris des dimensions importantes tant à l'échelle locale que régionale et même mondiale au cours des dernières décennies (Smaling et al. 1999; Gruber et Galloway. 2008). Ce constat de plus en plus généralisé dans le monde et la reconnaissance que les déséquilibres ne sont pas durables pour les systèmes agricoles à long terme ont donné l'impulsion d'utiliser les bilans nutritifs comme indicateurs et même comme instruments de politique pour la gestion des éléments nutritifs (Oenema et al. 2003). Un surplus d'azote ou un déficit de N est calculé comme étant la différence entre les entrées et les sorties de N par hectare dans le système sol-plantes. Si certains pays africains produisent un bilan de N déficitaire, d'autres pays industrialisés comme le Canada et les pays de l'Union européenne présentent un bilan positif (OECD, 2001; Clair et al. 2014).

Les bilans nutritifs sont des outils précieux pour le domaine scientifique qui permettent de résumer et de faciliter la compréhension du cycle des nutriments dans les agroécosystèmes. Étant un indicateur simple pour améliorer la gestion des nutriments, leur utilisation a récemment gagné en popularité et ils sont couramment utilisés par les conseillers-agronomes et les agriculteurs. Plusieurs méthodes existent pour effectuer un bilan nutritif et il existe également de nombreuses façons pour collecter l'information et les données ainsi que dans la manière de les résumer dans le bilan nutritif (Oenema et al. 2003).

L'azote est un nutriment limitant pour la croissance des plantes et les rendements agricoles. Sa nature et le type de cultures ainsi que la gestion des pratiques agricoles influencent l'efficacité du prélèvement de N par les plantes. De plus, une mauvaise gestion de l'azote dans le système sol-plante présente des risques importants de pollution pour l'environnement. Un apport insuffisant en N, un sol présentant un faible taux de matière organique ainsi que des pratiques agricoles inadéquates favorisent les pertes de N dans l'environnement et pouvant mener à un bilan de N négatif ce qui, à

long terme, pourrait causer une diminution de la réserve de N du sol. Au contraire, un apport d'engrais élevé, des pertes environnementales réduites par le choix de cultures mieux adaptées à la source de nutriments, des pratiques culturales de conservation et l'ajout d'une légumineuse dans la rotation ou dans le mélange fourrager pourront générer un bilan de N positif et favoriser une accumulation de N dans le sol. De nombreux indicateurs agroenvironnementaux comme le NUE (*nitrogen use efficiency*) se basent même sur les bilans de N agricoles pour être estimés (OECD, 2001; Oenema et al. 2003; Leip et al. 2011b; Özbek et Leip, 2013; Godinot et al. 2014). Le bilan de N est même reconnu comme étant l'un des 28 indicateurs agroenvironnementaux Eurostat (EC, 2006).

Une des méthodes très utilisées pour quantifier les flux de N des systèmes culturaux agricoles est le bilan de masse d'azote (Figure 3) (Ross et al. 2008 ; Canton et al. (2012). Le bilan de masse permet de synthétiser les données dispersées sur les flux de N et de comparer les différents systèmes culturaux agricoles entre eux, quant à leur efficacité d'utilisation de l'azote, leur impact environnemental et leur influence sur la réserve de N du sol. Le cycle de l'azote dans les agroécosystèmes dépend de nombreux processus. Cependant, il peut être simplifié en additionnant les entrées de N dans le système sol-plante et les sorties sur une base de kg^{-1} N total ha^{-1} pour une année de culture (Galloway 1998,2003 ; Clair et al. 2014). Les entrées de N généralement présentées sont: (i) le N total issu de la fertilisation minérale ou organique (ii) les dépôts atmosphériques (sec et humides) (iii) le N issu de la fixation non symbiotique du N atmosphérique par les microorganismes fixateurs libres du sol et, le cas échéant (iv) le N issu de la fixation symbiotique des légumineuses. Les sorties de N considérées sont (v) l'exportation de N dans la partie aérienne récoltée et (vi) les pertes de N sous forme de gaz (NH_3 ; N_2O ; N_2) et par lessivage (NO_3).

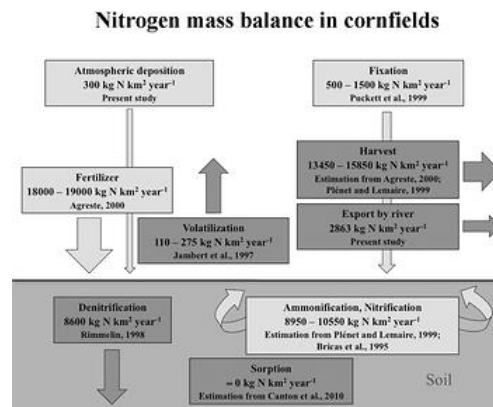


Figure 3. Exemple de bilan de masse d'un système agricole. Le gris foncé correspond aux sorties de N du système sol-plante et le gris pâle représente les entrées de N. Source : Canton et al. 2012

Si le bilan s'avère positif, cela indiquera que le système de culture enrichit le sol en azote. Au contraire, un bilan négatif suggèrera un appauvrissement en N du sol et une baisse de fertilité. Une fois le bilan établi pour une période donnée, il est possible par les résultats d'estimer la variation des stocks de N induite par les différents systèmes cultureux (Clair et al. 2014; Özbek et Leip, 2015). Toutefois, afin d'obtenir une estimation réelle des changements de quantités de stocks de N du sol, il est préférable de mesurer les flux d'entrées et de sorties de N *in situ* au risque d'introduire des biais importants par l'utilisation de calculs ou de coefficients issus de la littérature scientifique pour les estimer. Cependant, lorsque les stocks de N peuvent être mesurés *in situ*, il est possible de comparer les changements de stocks de N (Δ stock positif ou négatif) pour une période de temps s'ils ont été mesurés à l'initiation de l'étude ou, de façon alternative, en effectuant une comparaison différentielle entre un système de référence et des systèmes alternatifs. Dans les cas où le Δ stock a pu être obtenu par mesure directe, l'évaluation par bilan de masse des entrées et des sorties de N du système de sol-plante demeure primordiale pour mieux identifier les sources de N impliquées dans les changements de N du sol afin de mieux cibler les pratiques culturales favorisant un meilleur prélèvement de N des cultures et minimisant les pertes de N dans l'environnement.

La dynamique de l'azote dans le système sol-plante et le processus de stockage de l'azote dans la réserve du sol est complexe et influencée par de nombreux facteurs. Si la nature de l'apport, le type de rotations et le travail du sol ont montré des effets importants sur le devenir de l'azote dans le sol, il existe encore très peu d'études qui se sont intéressées spécifiquement aux stocks de N du sol en surface et en profondeur suite à des applications à long terme de lisier de bovins en combinaison avec différentes rotations de cultures et travaux de sols primaires distincts.

3. Hypothèses et objectifs

Selon les éléments présentés dans la revue de littérature, nous pouvons émettre les hypothèses suivantes concernant les réponses à long terme des stocks d'azote du sol selon des systèmes culturaux différents et représentatifs de la production laitière québécoise.

Les stocks de N du sol:

- seront plus élevés avec une fertilisation à base de lisier de bovins qu'avec une fertilisation minérale;
- seront plus élevés pour les systèmes culturaux en rotation céréale-prairies que pour une monoculture de céréales;
- seront plus élevés pour une combinaison rotation céréale-prairies et lisier de bovins comparativement à une monoculture de céréales avec lisier de bovins ou fertilisation minérale;
- ne seront pas influencés par le travail du sol.

Le premier objectif de ce projet était de comparer les changements à long terme des stocks de N dans le profil du sol (0-50 cm) pour deux rotations de cultures (céréales continues vs rotation céréale (1 an) - plantes fourragères pérennes (2 ans)), combinées à deux intensités de travail du sol effectué à l'automne (chisel vs charrue à versoirs) et deux sources de nutriments (fertilisants minéraux ou lisier de bovins laitiers). Le second objectif était de dresser le bilan complet des flux d'azote, en incluant toutes les entrées et sorties de N dans le système sol-plante pour chacun des systèmes culturaux comparés.

Réponses à long terme des stocks d'azote du sol selon la rotation et la source de nutriments utilisées

Emmanuelle D'Amours^{1,2}, Martin Chantigny¹, Denis Angers¹, Anne Vanasse²

¹Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, 2560 Boulevard Hochelaga, Québec, G1V 2J3, Canada.

²Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Département de phytologie, Université Laval, Québec, QC, G1V 0A6, Canada.

Résumé

L'utilisation de lisier de bovins à des fins de fertilisation est une pratique courante et représentative des systèmes de production laitière de l'est du Canada. Cet effluent fournit des quantités considérables d'azote (N) au sol qui peuvent contribuer à augmenter les stocks de N du sol. L'importance de ces stocks a une incidence sur les risques de pertes environnementales et sur la fourniture de cet élément à la plante. La réponse des stocks de N du sol peut aussi varier en fonction des pratiques culturales. L'objectif principal de cette étude était d'évaluer les changements à long terme (21 ans) des stocks de N dans le profil (0-50 cm) d'un sol limono-argileux en réponse à une fertilisation annuelle à base de fertilisant minéral ou de lisier de bovins laitiers pour deux systèmes de rotations (céréales continues ou rotation céréale-plantes fourragères pérennes) et deux types de travail du sol à l'automne (chisel ou charrue à versoirs). Un second objectif était de dresser le bilan de masse des flux de N du système sol-plante pour ces systèmes culturaux afin d'interpréter les différences d'accumulation de N et de cibler les meilleures pratiques culturales sur les plans agronomique et environnemental. L'apport annuel et répété sur 21 ans de lisier de bovins a augmenté les stocks de N en surface (0-20 cm) comparativement à la fertilisation minérale, mais n'a causé aucun effet en dessous de 20 cm. La rotation comportant des plantes pérennes a favorisé également une plus grande accumulation de N au sol (0-20 cm) que la monoculture d'orge. Ces résultats pourraient être expliqués en partie par la contribution de N issu de la fixation symbiotique associée au trèfle inclus dans le mélange fourrager comme suggéré par les résultats du défaut de bilan. La combinaison de lisier au système de cultures en rotation avec plantes pérennes a montré un effet bénéfique encore plus important, avec des stocks de N du sol supérieur de 32 %, (soit un

peu plus de 2 t N ha⁻¹, 0-50 cm) par rapport au système de céréales continues avec lisier. Ce résultat montre à la fois une meilleure rétention du N du lisier et une utilisation plus efficace par les plantes fourragères pérennes que par les céréales. Le type de travail du sol primaire n'a pas eu d'impact significatif sur les stocks de N pour le profil du sol entier (0-50 cm). Par contre, les résultats suggèrent qu'une fréquence réduite de travail du sol (aux 3 ans pour la rotation par rapport à un travail annuel pour les céréales continues) pourrait favoriser l'accumulation de N dans la réserve du sol.

Introduction

Environ 180 millions de tonnes d'effluents d'élevage sont appliquées chaque année sur les terres agricoles du Canada, ce qui apporte au sol plus d'un million de tonnes d'azote (N) par an, dont 36 % proviennent de la production laitière (Statistique Canada, 2006). L'utilisation des effluents d'élevage sur les cultures est une pratique courante pour les producteurs agricoles et représente une solution de rechange intéressante aux fertilisants chimiques en offrant une source à la fois de N disponible aux plantes et de la matière organique (MO) pour le sol (Haynes et Naidu, 1998; Chantigny et al. 2008; Nyiraneza et al. 2009). La matière organique joue un rôle important par ses multiples propriétés et fonctions (Stevenson, 1994). Elle améliore la structure du sol, augmente la rétention de l'eau et favorise la formation d'agrégats par son interaction avec les minéraux argileux, facilite le réchauffement du sol, et représente une source d'éléments nutritifs favorisant l'abondance microbienne et la croissance des plantes (Gregorich et al. 1994; Diekow et al. 2005a; Blanchet et al. 2016). Le carbone (C) est le principal composant de la MO qui elle représente la source principale de N pour les plantes agricoles (Chantigny et al. 2004; Nyiraneza et al. 2010; Thivierge et al. 2015). Comme l'épandage des effluents d'élevage apporte de grandes quantités de ces deux éléments aux sols, un enjeu agronomique fondamental consiste à déterminer l'impact d'applications répétées d'effluents d'élevage sur l'accumulation à long terme de C et de N dans le sol, et sur la capacité des sols à fournir de l'azote aux cultures. La fertilisation azotée, lorsque sous forme organique, peut contribuer à l'augmentation directe des stocks de C et de N du sol en favorisant l'occlusion de ces éléments dans les agrégats du sol (Nyiraneza et al. 2009; Maillard et al. 2015) ou de manière indirecte en augmentant la production de biomasse végétale, ce qui fournit au sol une quantité supérieure de résidus (Blanchet et al. 2016; Maillard et al. 2016; Triberti et al. 2016; Zhang et al. 2017).

Si plusieurs études se sont intéressées à l'impact de diverses pratiques culturales sur les stocks de carbone du sol, beaucoup moins se sont intéressées spécifiquement à leur répercussion sur les stocks d'azote du sol. Or, la mesure de ces stocks de N sur une période déterminée ou de façon différentielle (avec un témoin de référence) et son interprétation par l'évaluation du bilan d'azote sont primordiales pour mieux comprendre le devenir du N dans les sols agricoles. Certaines études se sont intéressées à l'estimation des stocks de N du sol par l'évaluation d'un bilan sur une échelle régionale (Oenema et al. 2003; Clair et al. 2014; Özbek et Leip, 2015).

Tout comme pour le carbone, la réponse des stocks de N du sol pourrait être modulée par différents facteurs. Des études ont montré que le taux d'application du fertilisant azoté ainsi que sa nature présentaient des effets variables sur les stocks de carbone et d'azote du sol (Wuest et Gollany, 2013; Maillard et Angers, 2014; Zhang et al. 2017) et ont souligné l'importance de quantifier ces effets en fonction de différentes conditions pédoclimatiques. Jagadamma et al. (2008) ont rapporté que l'azote contenu dans le sol répondait de manière linéaire à l'abondance de matière organique du sol et que les stocks de N étaient davantage influencés par un apport azoté sous forme de fumier que sous forme minérale. Alors que certaines études ont montré un effet bénéfique d'un apport combiné de fertilisant minéral et organique sur les stocks de C et N du sol (Ladha et al. 2011; Triberti et al. 2016; Zhang et al. 2017), d'autres études ont rapporté un effet négatif de cette combinaison (Khan et al. 2007; Maillard et al. 2015; Blanchet et al. 2016). Un effet net, entre une augmentation de productivité végétale (plus de résidus) et l'activation de la minéralisation de la matière organique du sol, tous deux variables selon les conditions expérimentales peut possiblement expliquer les différences obtenus entre les études.

Une augmentation de la diversité végétale par l'intégration des rotations de cultures ainsi que des plantes pérennes présentent généralement un impact positif sur les stocks de C (Aziz et al. 2013; Maillard et al. 2016; Triberti et al. 2016). De plus, les plantes pérennes contribuent à une meilleure rétention de l'azote du sol (Kaisi et al. 2005b; Sainju et al. 2017) en produisant une biomasse racinaire souvent plus élevée que les cultures annuelles et en diminuant les risques de pertes de N par lessivage (Fuller et al. 2010). Diverses études ont rapporté que l'introduction de légumineuses dans la rotation ou dans les mélanges de plantes fourragères pérennes causait une augmentation

significative des stocks de C et N du sol lorsque comparé à des plantes annuelles non fixatrices ou à des graminées pérennes (Aziz et al. 2013, Chu et al. 2016; Li et al. 2016; Wu et al. 2017).

L'impact de l'intensité du travail du sol sur la conservation de la matière organique et des stocks de C et N du sol divergent beaucoup dans la littérature et est fortement relié aux conditions pédoclimatiques. Si certaines études ont montré que le semis direct ou le travail du sol réduit augmentait les stocks de C et de N du sol par rapport à un travail du sol conventionnel par labour (Soon et Clayton 2003; Liang et al. 2004; Diekow et al. 2005 a, 2005b; Kaisi et al. 2005a.), d'autres études ont rapporté que selon les conditions climatiques, l'intensité du travail du sol n'avait pas d'effet significatif (Angers et al. 1997; Dimassi et al. 2013; Maillard et al. 2016).

L'utilisation d'effluents d'élevage par sa qualité et par son contenu en N organique pourra selon sa nature, non seulement améliorer les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Bissonnette et al. 2001), mais également augmenter la réserve de N du sol (Bittman et al. 2007; Ladha et al. 2011) qui pourra potentiellement être restituée aux cultures subséquentes à la suite d'une minéralisation par les microorganismes du sol (Nyiraneza et al. 2010, Blanchet et al. 2016). Ce phénomène appelé « arrière-effet » des engrais de ferme est encore très peu documenté et mal compris. Bien qu'il existe des coefficients d'efficacité d'arrière-effet dans le guide de référence en fertilisation du Québec, d'autres paramètres comme le rapport C/N de l'amendement peuvent servir d'indicateur pour estimer son importance (CRAAQ, 2010). Un rapport C/N plus faible est généralement associé à une minéralisation plus importante de la MO du sol et à une plus grande fourniture en azote aux cultures (N'Dayegamiye et al. 2004; Wuest et Gollany, 2013). Cependant, le rapport C/N ne s'avère pas toujours un indicateur précis, et d'autres paramètres, comme la proportion de carbone du sol inclus dans la biomasse microbienne (MBC/C) et la proportion d'azote du sol inclus dans la biomasse microbienne (MBN/N) pourraient s'avérer plus précis. Des rapports MBC/C et MBN/N plus élevés suggéreront qu'une plus grande proportion du C et du N total contenu dans le sol est biologiquement active et donc plus susceptible de devenir disponible aux plantes (Alef et al. 1988; Smith, 1990). Mais l'utilité de ces indicateurs demeure à établir.

D'autre part, la fertilisation azotée sous forme minérale ou organique apportée de manière excessive ou selon des pratiques culturales inadéquates peut représenter une source considérable de pollution

atmosphérique par l'émission de gaz azotés (NH_3 ou N_2O) (Rochette et al. 2008; Charles et al. 2017) ou des cours d'eau par le lessivage des nitrates (Fuller et al. 2010). Ces derniers éléments soulignent donc la pertinence environnementale de déterminer l'effet des pratiques culturales sur les stocks de N des sols et de réaliser un bilan complet des flux de N du système sol-plante afin d'améliorer nos connaissances sur les pratiques favorisant la rétention de l'azote dans le sol et sa restitution aux cultures subséquentes.

Le premier objectif de ce projet était de comparer les changements à long terme des stocks de N dans le profil du sol (0-50 cm) pour deux systèmes de rotation de cultures (céréales continues vs rotation céréale (1 an) - plantes fourragères pérennes (2 ans)), combinés à deux types de travail primaire du sol effectué à l'automne (chisel vs charrue à versoirs) et deux sources de nutriments (fertilisants minéraux ou lisier de bovins laitiers). Le second objectif était de dresser le bilan complet des flux d'azote dans le système sol-plante, en incluant les apports d'azote par la fertilisation et les exportations de N des plantes récoltées obtenus dans notre essai et en estimant l'apport de N par la fixation symbiotique et les pertes environnementales à l'aide de données issues de la littérature scientifique. Notre hypothèse était que l'accumulation de N sous le système en rotation avec plantes pérennes combiné à une fertilisation à base de lisier de bovins et au travail réduit serait plus élevée que sous un système de céréales continues combiné à une fertilisation minérale ou de lisier et à un travail du sol conventionnel.

Matériel et Méthodes

Description du site et du dispositif environnemental

Cette étude a été effectuée sur une période de 21 ans (1989-2010). Le dispositif a été établi en 1989 sur une argile limoneuse de la série Labarre et classifiée comme un Gleysol Humique (Groupe de travail sur la Classification des sols, 1998) à la ferme expérimentale d'Agriculture et d'Agroalimentaire Canada de Normandin (48°50'N, 73°33'E), dans la province de Québec. Cette région est caractérisée par un climat continental froid et humide et le sol en surface (0-50 cm) est normalement gelé de novembre à mai. De 1990 à 2009 pour la période de croissance des plantes, soit de mai à octobre, la moyenne des précipitations a été de 479 mm et la température moyenne de 12,1°C (Environnement Canada 2016). Au moment d'établir les parcelles, la couche de sol de 0-20

cm présentait les caractéristiques suivantes : pH-eau (1 :1) de 5,6, 26,1 g kg⁻¹ de carbone total (0-7,5 cm), 1,7 g kg⁻¹ d'azote total (0-7,5 cm), 490 g kg⁻¹ d'argile et 80 g kg⁻¹ de sable. Avant l'initiation de cette recherche, le site était sous une rotation d'orge de printemps (*Hordeum vulgare* L., cv. Chapais) et de luzerne (*Medicago sativa* L.). Suite à un brûlage de la luzerne au glyphosate en octobre 1989, le sol a été travaillé à l'aide d'un chisel afin d'établir les traitements expérimentaux décrits dans le paragraphe suivant.

Une expérience factorielle incluant huit systèmes de cultures a été établie selon un dispositif en tiroirs subdivisés comportant deux types de rotations en parcelles principales, deux types de travail primaire du sol en sous-parcelles et deux sources de nutriments en sous-sous parcelles. Les deux rotations de cultures étaient de l'orge de printemps en monoculture (M) ou une rotation sur trois ans d'orge de printemps suivie de deux ans de prairie (R). Cette rotation consistait à implanter l'orge en plante-abri avec un mélange de fléole des prés (*Phleum pratense* L. cv. Champ) et de trèfle rouge (*Trifolium pratense* L. cv. Prosper) pour la période de 1989 à 1999. À partir de 2000, le dactyle (*Dactylis glomerata* L., cv. Okay) a remplacé la fléole des prés. Plus de détails sur la régie de culture du site expérimental sont présentés dans l'article de Lafond et al. (2017).

Les deux types de travail primaire du sol étaient effectués à l'automne et consistaient en un labour avec une charrue à versoirs (MP) à 20 cm de profondeur ou en un travail réduit à l'aide d'un chisel à 15 cm de profondeur (CP). Les deux rotations de cultures avaient des fréquences différentes de travail du sol; une fois par année pour la monoculture d'orge (M) et à la fin de la phase de prairie dans la rotation (c.-à-d. une fois aux trois ans).

Les sources de nutriments étaient soit une fertilisation minérale complète (MIN) ou du lisier de bovins laitiers (LDM). Pour les parcelles d'orge de la monoculture et de la rotation, les fertilisants minéraux et organiques étaient appliqués en surface au printemps, 2 jours avant le semis. Immédiatement après l'application, un simple passage au champ d'un cultivateur léger était effectué afin d'incorporer les nutriments et préparer le lit de semences. Pour les années de prairies des parcelles sous rotation, les nutriments étaient appliqués en surface mais n'étaient pas incorporés. Suivant les recommandations locales et pour toute la durée de l'étude (1990-2010), les parcelles sous fertilisation MIN recevaient 70 kg N ha⁻¹ an⁻¹ sous forme de nitrate d'ammonium (34-0-0), 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ an⁻¹ sous forme de superphosphate triple (0-46-0) et 70 kg ha⁻¹ an⁻¹ sous forme de chlorure de

potassium (0-0-60) pour l'orge en monoculture et pour l'orge de la première année de rotation. De 1990 à 2010, les prairies sous MIN recevaient une application printanière moyenne de 74 kg N ha⁻¹ sous forme de nitrate d'ammonium (34-0-0) (de 65 à 80 kg total N ha⁻¹ selon l'année), 40 kg P₂O₅ ha⁻¹ sous forme de superphosphate triple (0-46-0) et 140 K₂O ha⁻¹an⁻¹ sous forme de chlorure de potassium (0-0-60). Une deuxième application moyenne de 46 kg N ha⁻¹ (de 25 à 60 kg total N ha⁻¹ an⁻¹ selon l'année) sous forme de nitrate d'ammonium (34-0-0) était apportée après la première coupe.

Le lisier était obtenu d'un troupeau local de vaches laitières et était appliqué au printemps à un taux de 50 m³ ha⁻¹ an⁻¹ sur l'orge et les prairies, de 1990 à 2010. En addition à cette quantité, les parcelles sous prairies, ont reçu une deuxième application de lisier qui était effectuée après la première coupe à 30 m³ ha⁻¹ de 1996 à 2010 (une application supplémentaire à un taux de 30 m³ ha⁻¹ a été effectuée en 2000 après la deuxième coupe). Le lisier de bovins laitiers apportait une moyenne de 152 kg N total ha⁻¹ an⁻¹ (de 73 à 242 kg N total ha⁻¹ selon l'année) pour les parcelles sous prairie et 102 kg N total ha⁻¹ an⁻¹ (de 73 à 153 kg N total ha⁻¹ selon l'année) pour les parcelles d'orge.

Échantillonnage de sol et préparation pour les analyses

À l'automne 2010, trois fosses (environ 20 x 60 cm de large) ont été creusées jusqu'à une profondeur de 60 cm dans chacune des parcelles. Dans chacune de ces fosses, la densité apparente du sol a été déterminée à six profondeurs (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) en utilisant un cylindre d'acier inoxydable de 3 cm de hauteur et de 5,5 cm de diamètre pour les premiers 10 cm du profil et un cylindre d'acier inoxydable de 5 cm de hauteur et de 5 cm de diamètre pour les couches plus profondes. Les carottes de sols ont été pesées avant et après séchage à 105°C afin de déterminer la porosité en considérant une densité de 2,65 g cm⁻³ pour la phase minérale. Un échantillon de sol a ensuite été prélevé horizontalement à chaque profondeur. Les échantillons d'une même profondeur ont été ensuite combinés afin de former un échantillon composite par profondeur par parcelle. Le sol a été tamisé à 6 mm au champ et une portion a été conservée au frais (4 °C) alors qu'une autre partie a été séchée à l'air, à la température ambiante (20 °C), puis broyée à 0,5 mm à l'aide d'un broyeur à bille (Modèle MM 400, Retsch, Allemagne).

Analyses d'azote et calculs pour les stocks de N totaux

La concentration en N total (g kg^{-1}) des échantillons de sol séchés et broyés a été obtenue par combustion sèche ($950\text{ }^{\circ}\text{C}$) à l'aide d'un analyseur automatisé (Model TruSpec CN, Leco Corp., St-Joseph, MI, États-Unis). Afin de corriger les différences de masse volumique de sol entre les traitements expérimentaux, les stocks de N total (t ha^{-1}) ont été calculés selon l'approche de la masse de sol équivalente (Ellert et Bettany, 1995; Ellert et al. 2006) comme utilisée par Maillard et al. (2016) pour les calculs du stock de C des mêmes échantillons. Pour les profondeurs de stocks cumulés, 0-10, 0-20, 0-30, 0-40 et 0-50 cm, nous avons calculé le stock de N en utilisant les masses de sols équivalentes suivantes: 65, 130, 260, 390, 520 et 650 kg respectivement. Le stock de N sur base de masse de sol équivalente a été calculé en soustrayant la masse de sol en excès pour les profondeurs présentant une masse de sol plus lourde que la masse équivalente (Ellert et al. 2006). Pour les profondeurs présentant une masse de sol plus légère, le stock de N a été calculé en faisant la somme du stock de N de la profondeur considérée, plus le stock de N d'une épaisseur additionnelle prise dans la profondeur inférieure (plus profonde), afin d'obtenir une masse équivalente (Ellert and Bettany, 1995). Les stocks de N par profondeur (10-20, 20-30, 30-40, et 40-50) ont été obtenus en soustrayant les stocks cumulés de N.

Le contenu en carbone de la biomasse microbienne (MBC) a été déterminé pour chaque profondeur (0-5,0-10,0-20,0-30,0-40,0-50 cm) du profil de sol. Toutefois, le contenu en azote MBN de la biomasse microbienne a pu être obtenu sur l'horizon de surface (0-10 cm) lors de deux échantillonnages de sol effectués l'année suivante en juin et en septembre 2011. Le MBC et le MBN ont été déterminés selon la méthode de fumigation-extraction décrite par Voroney et al. (2008) avec quelques modifications. Brièvement, pour chaque échantillon composite de sol, 20 g de sol frais ont été prélevés et fumigés avec du chloroforme dans un dessiccateur pour une période de 24 h. Un second échantillon de 20 g a été extrait directement (non fumigé) par agitation (30 min) avec 40 mL de K_2SO_4 à 0,25 M dans une bouteille de polypropylène de 250 mL. Les échantillons fumigés ont aussi été extraits de la même façon après la période de fumigation. Les extraits ont ensuite été centrifugés (3000 tr/min) pendant 10 minutes et filtrés (microfibre de verre, Whatman 934-AH). Le C et N des extraits de sol a été quantifié par combustion à haute température (720°C) à l'aide d'un analyseur automatisé (Modèle TOC-VCPH, Shimadzu, Kyoto, Japon) combiné à un module à ozonation (Modèle TNM-1, Shimadzu, Kyoto, Japon). Le carbone et l'azote de la biomasse

microbienne ont été calculés par la différence entre la concentration de carbone et d'azote de l'échantillon fumigé et celle de l'échantillon non fumigé, en utilisant des coefficients d'efficacité d'extraction du carbone du sol de 0,45 et de l'azote du sol de 0,54 (Voroney et al. 2008).

Flux de N et bilan de masse

Afin de comptabiliser tous les flux de N du système sol-plante, nous avons effectué le bilan de masse d'azote. Certaines données, tel que les apports de nutriments et le N exporté par les récoltes, ont été mesurées alors que d'autres ont été estimées à partir de différents modèles provenant de la littérature scientifique, de bases de données gouvernementales et de données d'indicateurs agroenvironnementaux. Pour les entrées de N dans le système sol-plante, nous avons considéré le N total apporté par les fertilisants (LDM et MIN), par les dépositions (sèches et humides) de N atmosphérique, par la fixation libre des microorganismes ainsi que par la fixation symbiotique du sol du N atmosphérique des légumineuses pour les parcelles sous prairies. Pour les sorties de N, nous avons considéré le N exporté lors des récoltes. Pour les fourrages, 85 % de la biomasse aérienne étaient exportés la première année. Pour la deuxième année, nous avons estimé 75 % de la biomasse aérienne accordant un 10 % supplémentaire de chaume laissé au champ (Bolinder et al. 2007). Pour l'orge, 100 % des grains ont été considérés comme exportés alors que la paille a été laissée au champ. La dissipation du N réactif sous diverses formes dans l'environnement a été estimée selon l'approche décrite plus bas, afin de compléter les sorties du bilan azoté.

Estimations de la déposition atmosphérique et de la fixation libre

Les données utilisées sont issues de la littérature scientifique soit, une valeur $4,55 \text{ kg}^{-1} \text{ N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour la déposition atmosphérique au Canada (Zhang et al. 2009 ; Canadian Council of Ministers of the Environment, 2010) et une valeur de $4 \text{ kg}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ pour la fixation non symbiotique du N_2 atmosphérique par les microorganismes libres du sol au Canada (Yang et al. 2010 ; Clair et al. 2014).

Estimation de la fixation symbiotique du N_2 par les légumineuses

Nous avons utilisé la méthode SOILN comme suggéré par le modèle de simulation Nord-américain « Integrated Farm System Model » (Rotz et al. 2014) afin de calculer l'apport de N par la fixation symbiotique du N atmosphérique des légumineuses dans les sols sous prairie). Ce modèle prend en

considération la proportion de légumineuses dans le mélange, intègre la rhizodéposition en attribuant une valeur de 22 %, tel que rapporté par Høgh-Jensen et Schjoerring (1997), pour la quantité de N minéralisé et transféré au réservoir de NH_4^+ qui devient utilisable pour les graminées. Ce modèle assume une constante de $1,11 \text{ g m}^{-2}$ de racines sur base matière sèche de légumineuses pour chaque unité de pourcentage de superficie occupée par les légumineuses. Ensuite, il multiplie cette valeur à un rapport nodule:racine de 0,16 (Wu et McGechan, 1999) et à une quantité journalière maximale d'azote fixé par gramme de nodules secs, soit $110,6 \text{ mg N g}^{-1}$ de nodule sec j^{-1} (Wu et McGechan, 1999). Cette valeur représente le maximum de N_2 atmosphérique que peut fixer la prairie. Cette valeur est ensuite multipliée par trois coefficients modulateurs en fonction (1) du niveau de nitrates dans la couche de surface du sol (0-10 cm), (2) de la température du sol et (3) du niveau d'humidité du sol. Le coefficient modulateur associé au niveau de nitrates diminue de manière exponentielle, de 1 à 0,15, avec l'augmentation de la concentration en NO_3^- du sol (Figure 4). Le coefficient modulateur de la température du sol correspond à une interpolation linéaire d'une fonction trapézoïdale entre le niveau de fixation et la température (Figure 5). Les maximums de fixation symbiotique surviennent dans un intervalle de température situé entre 13 et 26 °C. Le coefficient modulateur du niveau d'humidité du sol utilise l'équation 1 de Jones et Kiniry (1986).

Les prairies étant sous un mélange graminée-légumineuse, une proportion de 50 % de légumineuses (trèfle rouge) a été utilisée pour le calcul de la première année de production (deuxième année de la rotation orge-prairie) et de 25 % pour la deuxième année. Selon la concentration en nitrates du sol pour les différents traitements, nous avons utilisé la courbe proposée par Wu et McGechan (1999) (Figure 4) et avons attribué un coefficient modulateur de 0,15 pour les prairies fertilisées avec l'engrais minéral ($16 \text{ mg NO}_3 \text{ kg}^{-1}$) et de 0,23 pour les prairies fertilisées avec du lisier de bovins ($5,5 \text{ mg NO}_3 \text{ kg}^{-1}$). En considérant une saison de croissance allant de mai à octobre et selon les températures mesurées au site expérimental, nous avons attribué un facteur de correction de 0,57 pour 15 jours en mai et de 0,81 pour 15 jours en octobre. Pour le reste de la saison de croissance, nous avons attribué un facteur de correction de 1 en suivant l'équation 2 proposée dans le modèle (Figure 5). Nous avons attribué un facteur de correction de 1 pour le stress hydrique en raison des conditions pédoclimatiques du site (Équation 2).

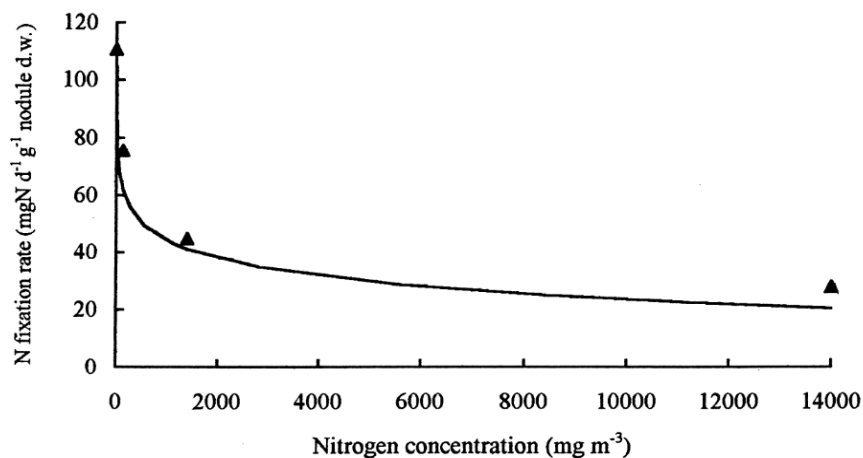


Figure 4. Taux de fixation N₂ selon la concentration en nitrates du sol (- simulation ▲ données issues de Macduff et al. 1996) Source : Tiré de Wu et McGechan, 1999.

Eq.1 : Température

$$f_T = \left\{ \begin{array}{ll} (T < T_a) \text{ ou } (T > T_d) & \\ T-9/4 & (T_a \leq T \leq T_b) \\ 1 & (T_b \leq T \leq T_c) \\ 30-T/4 & (T_c < T < T_d) \end{array} \right\}$$

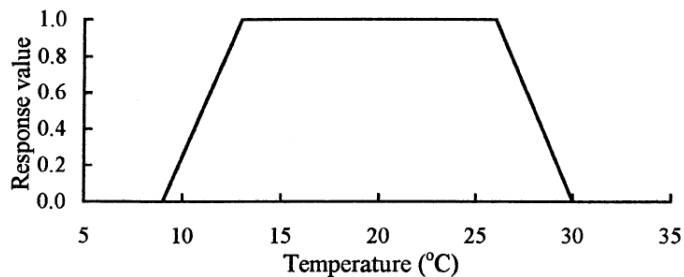


Figure 5. Coefficient de réponse de la fixation du N₂ selon la température du sol. Source : Tiré de Wu et McGechan, 1999.

Eq.2 Humidité du sol

$$f_w \left\{ \begin{array}{ll} 0 & (W_f \leq W_a) \\ \varphi_1 + \varphi_2 \times W_f & (W_a < W_f < W_b) \\ 1 & (W_f \geq W_b) \end{array} \right\}$$

Source : Jones et Kiniry (1986).

Nous avons ensuite comparé cette méthode au modèle empirique européen proposé par Høgh-Jensen et al. 2004. Ce modèle estime la fixation symbiotique de N₂ atmosphérique par les fourrages de légumineuses sous des conditions de faibles entrées extérieures azotées et de climat tempéré. Ce modèle général a été très souvent utilisé et traité dans la littérature (Liu et al. 2011; Louarn et al. 2015). Il est applicable lorsque la matière sèche de la biomasse de la légumineuse peut être calculée ou encore estimée et considère la prairie mixte de légumineuses comme un système autorégulateur, c-à-d. qu'il n'attribue pas de facteur modulateur à la concentration de N minéral du sol. Ce modèle est créé de sorte que la quantité de N₂ fixé par les parties aériennes des légumineuses soit corrigée par certains paramètres pour tenir en compte 1) les quantités de N fixées dans les parties souterraines et dans le chaume 2) les quantités de N₂ fixées à la fin de la saison de croissance ou à maturité, 3) le N₂ fixé et transféré aux autres cultures ou aux animaux par le pâturage et 4) le N₂ fixé et immobilisé dans le sol et dans la matière organique par la rhizodéposition. Les coefficients utilisés sont issus de données historiques et de la littérature scientifique et pour la plupart, ces données proviennent d'études ayant utilisé l'approche de la dilution isotopique ¹⁵N (Høgh-Jensen et al. 2004).

Eq. 3 : Calcul de la fixation symbiotique des légumineuses (FBN) par le modèle empirique (Høgh-Jensen et al. 2004)

$$FBN = DM_{\text{légume}} \times N\% \times P_{\text{fix}} \times (1 + P_{\text{racine + chaume}} + P_{\text{transsol}} + P_{\text{transanimal}} + P_{\text{immobile}})$$

- $DM_{\text{légume}}$ = rendements en matière sèche de la biomasse aérienne des légumineuses après défoliation normale aux champs

- $N\%$ = concentration de N dans la matière sèche des légumineuses (kg kg⁻¹);

- $P_{\text{fix}} = N_2$ fixé comme une proportion du N total dans les parties aériennes (MS) des légumineuses; données historiques selon la méthode de dilution ^{15}N , peut être considéré comme étant constant selon l'hypothèse du système d'autorégulation en prairies mixtes avec légumineuses. Nous avons utilisé un coefficient de 0,95;
- $P_{\text{racine} + \text{chaume}} = N_2$ fixé dans les racines et dans le chaume comme une proportion de N total fixé dans les parties aériennes à la fin de la saison de croissance. La quantité de N dans les racines et les stolons varie énormément au cours de la saison de croissance et est principalement le résultat net entre la croissance et la mort des racines et des stolons. Ce modèle attribue un coefficient de 0,25 peu importe le type de légumineuses;
- $P_{\text{transsol}} = \text{BG-N}$ transfert de N des légumineuses aux graminées comme une proportion de N total fixé dans les parties aériennes des légumineuses à la fin de la saison de croissance. Comme suggéré selon le mélange fourrager de notre étude, nous avons attribué un coefficient de 0,05;
- $P_{\text{transanimal}} =$ transfert de N fixé dans la biomasse aérienne des légumineuses aux animaux par le pâturage comme une proportion de N total fixé dans les parties aériennes (MS) à la fin de la saison de croissance. Comme l'essai de Normandin étudie les conditions de prairie de fauche, ce paramètre a été omis du calcul;
- $P_{\text{immobile}} = N_2$ fixé et immobilisé dans le bassin de la matière organique comme une proportion de N total fixé dans les parties aériennes (MS) à la fin de la saison de croissance. Ce facteur prend en considération la texture du sol en attribuant un coefficient d'immobilisation plus élevé pour un sol argileux que pour un sol sableux. Nous avons utilisé le coefficient proposé pour les sols argileux, soit de 0,05.

Pertes environnementales

Les émissions de N sous forme de protoxyde d'azote (N_2O) sont dégagées principalement lors de l'application de la source de nutriments et par la minéralisation du N organique contenu dans les résidus de cultures des prairies et présumé provenir majoritairement de la fixation symbiotique

(Rochette et Janzen 2005). Elles ont été estimées en utilisant le coefficient de 1,25 % du N total fixé comme suggéré par le GIEC (Yang et al. 2007). Pour obtenir la valeur du N total de la plante en considérant les parties racinaires, nous avons multiplié le N total mesuré dans la biomasse aérienne par 2, en considérant un rapport biomasse aérienne : biomasse racinaire de 1 :1 (Bolinder et al. 2002) et en assumant que le N de la plante est distribué également entre les parties aériennes et les racines (Huss-Danell et al. 2007; Herridge et al. 2008; Anglade et al. 2015). De plus, nous avons assumé un rapport d'émissions N₂O: N₂ de 1:1 comme proposé par les modèles de simulation RSN et IROWC-N (Clair et al. 2014). Ce choix se justifie par la texture argileuse du sol à l'étude, par son taux d'humidité généralement élevé et par la concentration en C élevée, propice à la production de N₂O (Chantigny et al. 2010). Les pertes sous forme d'émissions d'ammoniac (NH₃) ont été estimées en utilisant les coefficients globaux de pertes sous forme de NH₃-N présentés par Styles et al. (2015) et en les validant par d'autres données issues de la littérature et obtenues dans des conditions semblables à la présente étude (Chantigny et al. 2007; Sheppard et Bittman. 2013). Nous avons utilisé un coefficient de 1,8 % du N total pour les fertilisants minéraux et un coefficient entre 8 et 27 % pour les effluents d'élevages appliqués aux champs, comme suggéré par Styles et al. (2015). La région canadienne et les méthodes d'épandage influençant grandement les émissions de NH₃, un coefficient de 8 % a été utilisé pour la rotation en monoculture d'orge, puisque dans ce système, l'épandage du lisier se faisait avec une incorporation immédiate (réduisant considérablement les pertes sous forme de NH₃), et un coefficient maximal de 27 % a été utilisé pour les années de prairie dans le système en rotation puisque le lisier n'était pas incorporé (Rochette et al. 2001). Les pertes sous forme de nitrates ont été estimées suivant les coefficients présentés par Styles et al. (2015), soit de 10 % NO₃-N pour les fertilisants minéraux et un coefficient pouvant aller de 0 à 28 % pour les fumiers/lisiers aux champs. Nous avons pris une moyenne représentant 14 % pour l'orge et 5 % pour les fourrages pour l'est du Canada (Fuller et al. 2010). Afin de simplifier la présentation des résultats, les pertes de N sous différentes formes (NH₃, N₂O, NO₃) ont été additionnées et sont présentées comme étant les pertes totales de N (kg ha⁻¹) pour chaque année des trois années d'une rotation.

Le défaut de bilan et les stocks de N

Dans la présente étude, les changements de stocks de N (Δ stock) ont été évalués de façon relative en attribuant une valeur 0 pour les stocks de N à un système cultural de référence et en supposant que le site d'étude avait une teneur en N uniforme lors de l'établissement des parcelles.

L'accumulation (Δ positif) ou la diminution (Δ négatif) du stock de N est calculé par différence entre le stock du système « référence » et celui d'un système cultural alternatif. Elle représente l'accumulation de N ou la perte de N en stocks (kg ha^{-1}) après 21 ans de pratiques culturales répétées (rotations x travail du sol x source de nutriments) pour chacun des systèmes. Les valeurs de stocks de N utilisées pour calculer le Δ stock sont les valeurs présentées pour chaque système cultural pour le profil entier (0-50 cm) (Tableau A2). Le système M-MP-MIN (Céréales continues x labour x fertilisation minérale) a été établi comme étant la valeur de référence 0 puisque considéré dans la littérature comme le pire scénario pour la conservation du carbone dans les sols (Maillard et al. 2016) et en raison de sa susceptibilité à favoriser une diminution des stocks de N par une stimulation de la minéralisation de la matière organique du sol (Soon et Clayton. 2003). Nous avons donc choisi ce même traitement de référence pour pouvoir comparer les résultats des systèmes alternatifs (rotation avec fourrages; chisel; lisier de bovins), prises individuellement ou en combinaison, sur les stocks de N.

Afin de mieux interpréter la différence entre les changements de stocks de N (Δ stock) des différents systèmes, nous avons additionné les entrées de N annuelles (fertilisation+ dépôts atmosphériques) du bilan de masse et les avons compilé pour la totalité de l'étude, soit sur 21 ans. Les estimations de la fixation symbiotique du N_2 atmosphérique ont été omises des entrées de N pour ce calcul. Ensuite, nous avons compilé les sorties de N annuelles (exportation de N à la récolte + pertes totales de N annuelle) pour les 21 ans. Afin d'obtenir le défaut de bilan pour chacun des huit systèmes, nous avons additionné les changements de stocks de N (Δ stock) aux sorties de N total (21 ans) et de ce nombre, avons soustrait les entrées de N sur 21 ans. La valeur obtenue représente le défaut de bilan.

Une valeur positive du défaut de bilan peut indiquer qu'une source d'entrée de N dans le système sol-plante est manquante pour justifier l'accumulation de N dans les sols (Δ stock positif). Au contraire, un défaut de bilan négatif peut signifier une sous-estimation des pertes de N associées à ce système.

Le défaut de bilan est une méthode simpliste qui peut être utilisée pour estimer l'apport de N issu de la fixation symbiotique des légumineuses (People et Herridge, 1990). En rapportant la valeur de N positive issue du défaut de bilan (surplus de N $\text{kg}^{-1} \text{ha}^{-1}/21$ ans) sur une durée de rotation (3 ans) et

en octroyant un rapport 2/3 pour la première année de prairie (50% de légumineuses dans le mélange fourrager) et de 1/3 pour la 2^e année (25% de légumineuses dans le mélange fourrager), nous avons pu estimer une valeur annuelle de N issu de la fixation symbiotique du N₂ atmosphérique par le trèfle. Cette valeur a été rapportée pour les quatre systèmes en rotations (R) dans le bilan de masse afin de pouvoir la comparer avec la méthode du IFSM et avec la méthode empirique.

Analyses statistiques

Le système de cultures, le travail du sol, la source de nutriments ainsi que les interactions possibles entre ces différents facteurs sur les stocks de N et sur la biomasse microbienne ont été analysés en utilisant la procédure MIXED de SAS University Edition (©2012-2015, SAS Institute Inc., Cary, NC, USA) pour chacune des profondeurs de sol séparément. La normalité des résidus et l'homogénéité de la variance ont été vérifiées graphiquement, par la procédure Univariate. Les tests de Shapiro-Wilk et de Kolmogorov-Smirnov ont été également utilisés afin de vérifier la normalité de la distribution des données. Une transformation logarithmique a été nécessaire dans certains cas pour assurer l'homogénéité de la variance. Les tableaux et les figures présentent les moyennes des moindres carrés (LSMEANS) et les erreurs-types des données originales non transformées. Les effets et interactions ont été considérés significatifs à une valeur de $P \leq 0,05$. Un test de Tukey a été utilisé afin de comparer les moyennes des différents traitements.

Résultats et discussion

La réponse des stocks de N modulée par les différents traitements

La rotation de cultures influence l'effet du lisier sur les stocks de N du sol

L'effet bénéfique sur les stocks de N du sol d'une fertilisation à base de lisier de bovins laitiers (LDM) a été observé jusqu'à 20 cm dans le sol (Tableaux 2, A1 et A2). Les stocks de N pour la couche cumulée (0-20 cm) étaient de 5 t N ha⁻¹ pour les parcelles fertilisées avec le lisier comparativement à 4,4 t N ha⁻¹ avec la fertilisation minérale (Tableau A2). Ce résultat est en accord avec les quelques études qui ont montré un effet positif d'une fertilisation à base d'effluents d'élevage sur les stocks de N des horizons de surface du sol (Triberti et al. 2016; Nath et Lal. 2017), sur la concentration en azote totale du sol (Bittman et al. 2007) et sur la concentration en N organique du sol (Landha et al.

2011) lorsque comparé à une fertilisation minérale ou à des sols sans amendement. Ces résultats suivent également l'augmentation des stocks de C du sol plus importante en surface avec du lisier de bovins laitiers qu'avec une fertilisation minérale (Maillard et al. 2015, 2016). Cette augmentation des stocks de N par l'application de lisier peut être soit induite par l'apport de matière organique en elle-même contenue dans le lisier et par le taux d'application supérieur avec le lisier qu'avec la fertilisation minérale ou encore par une augmentation de la biomasse végétale et racinaire induite par l'apport de lisier (Nyiraneza et al. 2010; Triberti et al. 2016; Lafond et al. 2017).

Pour la couche de sol de surface (0-5 cm), l'intensité des changements induits par le lisier sur les stocks de N était fortement modulée par le type de rotation (Tableau 2). Après 21 ans d'application de lisier de bovins laitiers, le système de cultures en rotation comportant des plantes pérennes (R) présentait des stocks de N supérieurs de 26 % par rapport à la fertilisation minérale, alors que lorsqu'il était apporté sur le système de céréales continues (M), les stocks de N étaient seulement de 5 % supérieurs (non significatif) à la fertilisation minérale (Tableaux 2 et A1). La même interaction était significative pour les profondeurs de sol 20-30 et 40-50 cm (Tableaux 2 et A1). Dans les deux cas, seul le traitement avec lisier sur céréales continues (moyenne de 1,16 t N ha⁻¹ pour 20-30 cm et de 0,38 t N ha⁻¹ pour 40-50 cm) montrait des stocks inférieurs au traitement avec lisier sur la rotation (moyenne de 1,50 t N ha⁻¹) pour l'horizon 20-30 cm et aux trois autres systèmes; R-LDM (moyenne de 0,50 t N ha⁻¹), R-MIN (moyenne de 0,47 t N ha⁻¹) et M-MIN (moyenne de 0,52 t N ha⁻¹) pour la couche de sol 40-50 cm (Tableau A1). Cette interaction était également significative pour les stocks de N cumulés sur 0-20 cm et pour le profil entier (0-50 cm), avec des stocks de N 17 % plus élevés (+1,22 t N ha⁻¹) avec le lisier de bovins qu'avec la fertilisation minérale lorsque combiné au système de cultures en rotation avec plantes pérennes (Tableau 3 et Figure 6). Nos résultats, au terme des 21 années d'études, ont montré que l'apport de lisier de bovins sur un système de rotation avec plantes fourragères pérennes favorisait une accumulation de N supérieure d'un peu plus de 2 t N ha⁻¹ pour le profil entier du sol (0-50 cm) que lorsque le lisier était apporté sur le système de céréales continues, suggérant une meilleure rétention du N des effluents d'élevages par les cultures fourragères pérennes que par des cultures annuelles (Figure 6).

L'effet positif de la combinaison rotation-lisier de bovins sur les stocks de N pourrait être expliqué indirectement par (1) les rendements supérieurs du système de cultures en rotation avec plantes

pérennes induits par une fertilisation à base de lisier comparativement avec la fertilisation minérale (N sorties, Tableau 5 et Figure 9) et/ ou (2) une plus lente décomposition du N résultant d'une plus faible fréquence du travail du sol dans la rotation céréale-fourrages (chaque trois ans) comparée à un travail du sol annuel pour la monoculture d'orge, et/ou (3) d'un apport additionnel de N issu de la fixation symbiotique du trèfle rouge des fourrages et de son inhibition partielle par la fertilisation minérale, comme il a été rapporté dans plusieurs études (Macduff et al. 1996; Wu et McGechan. 1999; Liu et al. 2011). À notre connaissance, aucune étude à ce jour n'a montré les impacts à long terme d'une combinaison d'effluents d'élevage avec différents types de cultures sur les stocks de N totaux du sol spécifiquement et en prenant compte des mesures en profondeur. Cependant, des études ont présenté un effet positif sur les rendements des cultures et sur le prélèvement de N lors de la combinaison d'une fertilisation à base d'effluents d'élevage avec l'introduction de fourrages dans la rotation (Nyiraneza et al. 2010, Lafond et al. 2017), sur la diminution des pertes de N par lessivage dans l'environnement (Bittman et al. 2007, Fuller et al. 2010) ainsi que sur les propriétés physiques et chimiques du sol (Bissonnette et al. 2001). Par ailleurs, Maillard et al. 2016 ont montré que 38 % du C apporté par le lisier de bovins laitiers étaient retenus dans le sol, sous la rotation céréales-fourrages, alors que cette rétention du C était nulle pour le système de céréales continues. Comme l'accumulation d'azote dans le système avec lisier est également plus marquée dans la rotation avec cultures fourragères pérennes, il semble donc y avoir une synergie entre ces deux éléments (lisier + cultures pérennes) menant à une rétention maximale du carbone et de l'azote des effluents dans le sol et, potentiellement, à une meilleure utilisation de l'azote par les cultures si on tient compte de l'arrière-effet discuté précédemment.

L'effet de la rotation de cultures et du travail primaire du sol

La rotation de cultures influence significativement les stocks de N en surface (Tableau 2). La présence de fourrages comportant du trèfle rouge dans le système de cultures en rotation (R) semble favoriser l'accumulation de N dans les premiers 20 cm de sol. Après 21 ans, le stock de N des sols sous une rotation d'orge et de plantes fourragères pérennes était 25 % supérieur (+1,05 t N ha⁻¹) à celui des sols sous céréales continues (M) pour la couche 0-20 cm, et de 21 % supérieur (+1,34 t N ha⁻¹) pour le profil entier 0-50 cm (Tableaux 3 et A1). Chu et al. (2016) ont montré des conclusions similaires avec une accumulation supérieure de l'azote du sol sous une luzernière comparée à un sol nu ou à un système de blé en continu. Cette couche de surface du sol correspond à la zone où se

retrouve majoritairement la masse racinaire qui est laissée au sol après la récolte et pourrait expliquer en partie la différence d'accumulation entre les deux systèmes de cultures en raison du contenu élevé en N des racines de légumineuses (Carlsson et Huss-Danell, 2003). Huss-Danell et al. (2007) ont montré que le N contenu dans les racines de fourrages de légumineuses cultivées en association avec les prairies de graminées peut représenter jusqu'à 60 % du N total de la plante et contribuer considérablement à l'augmentation de N du sol. De leur étude sur trois années portant sur une prairie de trèfle rouge et d'un mélange de graminées, ils ont obtenu un apport de N au sol par les résidus de cultures (chaume et racine) de 3,3 à 5,5 g m⁻² pour les 20 premiers cm de sol. En utilisant un coefficient stipulant que 75 % du N racinaire du trèfle rouge se retrouve dans les 20 premiers centimètres (Høgh-Jensen et Schjørrind, 2001), Huss-Danell et al. (2007) ont précisé que la quantité de N laissée au sol pour un profil entier (0-60 cm) augmenterait de 4,4 à 7,3 g m⁻².

Nos résultats ont montré un effet significatif du travail du sol sur les stocks de N du sol ainsi qu'une interaction significative entre le système de rotations et le travail du sol sur les premiers 10 cm (Tableau 2). Les stocks de N pour le système de cultures en rotation avec plantes pérennes étaient de 36 % plus élevés avec un travail réduit du sol (chisel) qu'avec un travail conventionnel (labour) alors qu'il n'y a pas eu d'effet significatif du travail du sol pour le système de céréales continues (Figure 7). L'effet bénéfique du travail réduit combiné avec la rotation de cultures a été uniquement observé sur les couches de surfaces (0-5 et 5-10 cm), mais n'a pas eu d'impact significatif sur les couches plus profondes ni sur le profil entier 0-50 cm (Tableaux 2 et 3). Comme mentionné préalablement, la fréquence réduite pour la rotation de cultures comparée à la culture de céréales continues peut expliquer en partie ces résultats. Le bénéfice du travail réduit du sol sur les stocks de N spécifiquement pour le système de cultures en rotation est en accord avec les travaux effectués par Soon et Clayton (2003) et ceux de Liang et al. (2004). Une plus grande fréquence de travail du sol pourrait provoquer un bris des agrégats et exposer la fraction de la matière organique à la décomposition par les microorganismes du sol comme préalablement suggérée par Maillard et al. (2016) pour les stocks de C du sol.

L'effet du travail de sol n'était pas significatif pour la couche 10-20 cm, mais significatif pour la couche 20-30 cm, avec des stocks de N plus élevés, cette fois, avec le labour qu'avec le chisel et ce, sans interaction avec la source de nutriments ou le système de rotations. (Tableau 2, Figure 8).

Comme il a été souligné pour le carbone sur ce même site (Maillard et al. 2016) et pour d'autres sols de l'est du Canada (Angers et al. 1997; Poirier et al. 2009; Fuller et al. 2010), le labour peut occasionner une plus grande accumulation de la matière organique en profondeur qu'un travail réduit ou en semis direct sous des conditions climatiques fraîches et humides. Ces conditions limitent la minéralisation de la matière organique enfouie dans le sol et sont moins propices aux pertes de N du système sol-plante. Cette accumulation de N en profondeur par le travail conventionnel (labour) compense les bénéfices du travail du sol réduit (chisel) en surface. En conséquence, l'effet net de l'intensité du travail du sol sur les stocks de N devient nul lorsque l'on considère le profil entier de sol (0-50 cm, Tableau 3). Ceci met en évidence l'importance d'observer les stocks sur l'ensemble du profil de sol afin de pouvoir tirer une conclusion juste de l'impact du travail du sol sur les stocks de matière organique. Au net, nos résultats suggèrent fortement que sous les conditions fraîches et humides de l'est canadien, le travail du sol a un effet à peu près nul sur l'accumulation de N dans le sol, voir même un effet légèrement en faveur d'un travail plus intensif par le placement de matière organique en profondeur où la décomposition de celle-ci est ralentie par des températures plus fraîches et une moins bonne oxygénation (MacDonald et al. 2010).

Effets des pratiques sur la qualité de la matière organique du sol

Nos résultats ont montré des rapports MBC/C (Tableaux 4 et A3) et MBN/N (Tableau A5) plus élevés pour les sols fertilisés avec le lisier que pour ceux recevant de l'engrais minéral dans la couche de surface (0 à 5 cm). Cela suggère que l'usage d'effluents d'élevage favorise l'accumulation d'une matière organique plus biologiquement active et susceptible de participer à la nutrition des cultures, augmentant ainsi l'arrière-effet des fertilisations antérieures et le prélèvement en N des cultures. Plusieurs études ont souligné que l'usage de fertilisants sous forme organique comme les fumiers et les lisiers comportait plusieurs bénéfices sur les propriétés physiques, chimiques et microbiologiques du sol (Estevez et al. 1996; Bisonnette et al. 2001; Nyiraneza et al. 2009). En effet, des études à long terme sur l'impact des amendements organiques sur la population microbienne ont rapporté non seulement une augmentation de la biomasse microbienne (Heinze et al. 2011, Blanchet et al. 2016) et de la diversité (Zhong et al. 2010, Blanchet et al. 2016), mais également de l'activité microbienne (Parham et al. 2003; Chu et al. 2007). La biomasse microbienne représente un élément très important de la matière organique en pouvant à la fois la transformer (minéralisation) et représenter une source de nutriments disponibles ou la recycler (immobilisation) et devenir un réservoir de

nutriments et de matière organique labile (Gregorich et al. 1994). Entre 1 et 3 % du C organique total et de 2 à 6 % du N organique total du sol se retrouvent sous forme microbienne (Jenkison, 1987). De plus, il a été rapporté que plus de 50 % du total de N exporté par la plante annuellement pouvaient être fournis par la minéralisation de la matière organique. Nyiraneza et al. (2010) ont montré que les sols ayant reçu des apports récurrents de lisier de bovins laitiers ($20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) pendant 25 ans contribuaient à hauteur de 50 à 150 kg N ha^{-1} de plus au maïs ensilage que les mêmes sols ayant reçu exclusivement des engrais minéraux pendant la même période, indiquant un arrière-effet nettement supérieur dans les sols recevant des effluents d'élevage. D'autres études récentes ont également montré des résultats similaires. Blanchet et al. (2016) ont montré qu'une application répétée et sur une période de 50 ans de fumier de veau composté avait causé une augmentation de 10 % pour le MBC et de 21 % pour le MBN comparativement à la fertilisation minérale et que cet apport de fumier à long terme s'était également traduit par une augmentation significative des rendements de la betterave sucrière et du maïs. Les auteurs ont aussi observé une corrélation relativement élevée entre le MBC et les stocks de carbone du sol ($r\text{-C stock} = 0.66, p < 0.001$). Une autre étude réalisée dans l'ouest canadien et comparant une fertilisation à base de lisier de bovins laitiers à une fertilisation minérale sur une prairie permanente a rapporté que le MBC était positivement corrélé au contenu en C et N du sol, suggérant que le MBC était couplé à la matière organique du sol (Neufeld et al. 2017). Les auteurs ont ajouté que le pourcentage de matière organique avait augmenté significativement sous les sols fertilisés avec du lisier alors que les sols sous fertilisation minérale avaient vu une diminution de leur pourcentage de matière organique et que ceux-ci résultaient également d'un rapport MBC/C plus faible. Cette proportion plus faible de biomasse microbienne était en accord avec les pertes de carbone observées sur ces mêmes traitements.

La diversité des cultures présente également des effets sur la biomasse microbienne du sol (Thakur et al. 2015; McGonigle et Turner 2017). Dans notre étude, la rotation comportant des plantes pérennes a également montré un aspect positif sur le rapport MBC/C sur près de l'ensemble du profil (5-30 cm) (Tableau 4). Seule, la couche supérieure 0-5 cm et les couches inférieures 30-40 et 40-50 cm n'ont pas répondu au traitement. De plus, il semblerait que le travail réduit favoriserait un meilleur dynamisme de la biomasse microbienne en favorisant des proportions supérieures de

MBC/C (Tableaux 4 et A3) et MBN/N (Tableau A5) en surface (0-5 cm) et un effet inverse à 10-20 cm de profondeur pour le rapport MBC/C (Tableau 3).

La matière organique est un élément clé de la qualité des sols (Larson et Pierce, 1991) et toute perturbation dans l'équilibre du sol, par exemple par la fertilisation, la mise en culture et par le travail du sol peut venir influencer sa capacité à retenir, transformer et disperser les nutriments nécessaires à la croissance des plantes (Gregorich et al. 1994; Bolinder et al. 1999; Ladha et al. 2011). Les variations de sa teneur en carbone et azote ainsi que du rapport entre ces deux éléments (C/N) peuvent indiquer un changement de stabilité et de son taux de minéralisation. Plusieurs études ont rapporté que les contenus en C et N organique du sol étaient fortement corrélés à la matière organique du sol et que les différentes pratiques culturales pouvaient affecter les contenus en C et en N du sol (Gregorich et al. 1994; Bolinder et al. 1999; Jagadamma et al. 2008; Ladha et al. 2011; Blanchet et al. 2016). Toutefois, comme la quantité et les taux de changements de C et de N organique du sol sont fortement dépendants des niveaux initiaux du sol, ces paramètres peuvent s'avérer moins précis (Gregorich et al. 1994). De ce fait, nos résultats n'ont montré aucune différence significative entre les systèmes pour le rapport C/N (Tableau A7). Sachant que cet indicateur est souvent utilisé, mais avec un succès très mitigé, pour évaluer le potentiel de minéralisation de la MO, d'autres indicateurs pourraient s'avérer plus précis. La biomasse microbienne est généralement sensible aux changements de pratique de par sa nature dynamique (Gregorich et al. 1994; Bolinder et al. 1999). Comme suggéré par les résultats obtenus de notre étude, la proportion de carbone du sol inclus dans la biomasse microbienne (MBC/C) et la proportion d'azote du sol inclus dans la biomasse microbienne (MBN/N) pourraient être utiles pour apprécier la valeur fertilisante résiduelle des effluents d'élevage pour les cultures subséquentes. Toutefois, l'utilité de ces indicateurs demeure à établir.

Flux de N et bilan de masse

Il est impossible de déterminer la provenance du N accumulé dans les sols en utilisant seulement les stocks de N. Tel que souligné par Maillard et al. (2016), l'augmentation des stocks de C, induite par le lisier pour les deux systèmes de cultures, ne pouvait pas provenir uniquement de l'effluent d'élevage lui-même. La réalisation d'un bilan de masse des entrées et des sorties de N du système sol-plante est nécessaire afin de mieux identifier la provenance du N accumulé. Les apports par les

fertilisants (lisier et minéral), les dépôts atmosphériques (sèches et humides) et la fixation du N atmosphérique par les légumineuses et les microorganismes libres du sol (entrées) ainsi que les exportations par les récoltes et pertes environnementales (sorties), doivent être considérées dans le bilan et comparées aux changements de stocks de N dans le sol au cours du temps, ou, comme expliqué dans la section *Matériel et Méthode*, de façon relative à un traitement de référence. Cependant, comme nous ne disposons pas de l'ensemble des valeurs mesurées au champ, certaines ont dû être estimées à partir de la littérature ou calculées comme pour la fixation symbiotique du N atmosphérique par les légumineuses.

Flux de N par le bilan de masse

Le bilan de masse des flux de N montre qu'en moyenne sur 21 ans, l'exportation de N avec les grains récoltés était de 10 à 16 kg de N ha⁻¹ supérieure suivant deux années de prairies que pour le système de céréales continues (Figures 9 et 10). Ces résultats suggèrent une meilleure fourniture d'azote par le sol à la culture de céréales en rotation avec une prairie que pour une culture de céréales continues; cet apport additionnel représenterait l'arrière-effet suivant l'incorporation d'une prairie. Toutefois, notre étude ne permet pas de certifier l'origine exacte de ce prélèvement supplémentaire de N. L'exportation moyenne de N par la prairie sur 21 ans, était de 9 à 21 kg N ha⁻¹ plus élevés, lorsque fertilisé avec le lisier de bovins qu'avec l'engrais minéral (Figure 9). De façon contraire, l'exportation de N avec les grains de l'orge avec la fertilisation minérale était de 6 à 11 kg N ha⁻¹ supérieure à la fertilisation à base de lisier de bovins (Figure 10). Ces résultats suggèrent une meilleure efficacité d'utilisation du N des effluents d'élevage dans une rotation comportant des plantes pérennes que sur des cultures annuelles en continu et confirment les résultats obtenus par Lafond et al. (2017) sur le même site expérimental pour les rendements d'orge et de fourrages et pour leurs prélèvements en azote. En effet, ils ont montré que le rendement fourrager atteignait 5000 kg ha⁻¹ avec le lisier, soit 11 % supérieur que lorsque fertilisé avec de l'engrais minéral. La production fourragère de la rotation prélevait plus d'éléments nutritifs du lisier de bovins laitiers que de l'engrais minéral. Ils ont conclu qu'il était possible de cultiver de l'orge et des plantes fourragères pérennes en rotation avec une fertilisation à base de lisier de bovins laitiers sans réduire la productivité de ce système. Cependant, sous la monoculture, le lisier de bovins laitiers ne fournissait pas une quantité de N disponible suffisante, comparativement à l'engrais minéral, pour répondre aux exigences

nutritives de l'orge. Ils ont également souligné l'absence d'impact de l'intensité du travail du sol sur les rendements.

Selon nos estimations, les pertes de N entre les différentes pratiques culturales étaient beaucoup plus élevées pour le système de rotation combiné au lisier (Figure 9) que pour la culture de céréales continues combinée au lisier (Figure 10). Comme le lisier n'était pas incorporé au sol lors des années de prairies (comparativement à l'orge), le choix d'un coefficient élevé pour les pertes par volatilisation sous forme de NH_3 semblait justifié. Par ailleurs, les pertes estimées sous forme de N_2O étaient également supérieures pour la rotation céréale-fourrages que pour le système de céréales continues. Ceci pourrait être expliqué en partie par les rendements plus élevés pour la rotation, donc une quantité de résidus retournés au sol plus importante que pour le système de céréales continues. Le coefficient de perte sous forme de N_2O était basé sur la fertilisation en elle-même, mais aussi sur les pertes occasionnées par la minéralisation des résidus de cultures. Cependant, les pertes estimées sous forme de nitrates (NO_3^-) étaient plus élevées pour la monoculture combinée au lisier que pour la fertilisation minérale ou lorsque le lisier était apporté sur la rotation, comme suggéré par les résultats de Fuller et al. 2010. Comme indiqué par ces résultats, les pertes de N du système sol-plante peuvent représenter des quantités de N substantielles. Il serait aussi intéressant de pouvoir faire le comparatif entre la fertilisation à base d'effluents d'élevage et de fertilisant minéral sur une base de N total plutôt que sur une base de N disponible comme dans la présente étude. Enfin, des mesures directes des pertes de N au champ permettraient d'obtenir un meilleur portrait de l'impact des différentes pratiques agricoles sur les flux de N dans le système sol-plante.

Le défaut de bilan et les stocks de N du sol

La fertilisation azotée basée sur le N disponible et non sur le N total pour les deux types de rotations, peut apporter un biais lors de l'interprétation de l'effet des sources de nutriments (MIN vs LDM) sur les stocks de N du sol. En effet, les entrées de N pour les systèmes de céréales continues combiné au lisier (M-CP-LDM, M-MP-LDM) étaient supérieures de 41 % à celles de la même rotation combinée au fertilisant minéral (M-CP-MIN, M-MP-MIN) (Tableau 5). Les sorties de N inférieures aux entrées pour les céréales continues combinées au lisier (M-CP-LDM, M-MP-LDM) auraient dû se traduire par une accumulation de N dans le sol. Toutefois, lorsque l'on compare l'accumulation de N entre ces deux systèmes de céréales continues avec lisier et le traitement référence (M-MP-MIN), les

Δ stocks négatifs suggèrent que le sol sous une rotation de céréales continues et fertilisées avec du lisier s'est appauvri en N sur les 21 années d'étude et laisse croire à une sous-estimation des pertes pour ce système (Tableau 5).

La rotation céréale-prairies combinée au lisier (R-CP-LDM, R-MP-LDM) a également montré des entrées de N supérieures de 31 % lorsque comparé à la fertilisation minérale (R-CP-MIN, R-MP-MIN) (Tableau 5). Cependant, les N sorties (N exporté à la récolte + estimation des pertes de N) supérieures au N entrées pour les systèmes combinant la rotation céréale-prairies au lisier (R-CP-LDM, R-MP-LDM) traduisent les rendements supérieurs observés avec le bilan de masse (Figure 9) et devrait résulter d'un appauvrissement de N du sol (Δ stocks négatifs). Or, lorsque l'on compare les Δ stocks de N des systèmes en rotation céréale-prairies avec le traitement de référence (M-MP-MIN), on constate l'effet généralement très bénéfique des plantes pérennes sur l'accumulation de N dans le sol (Tableau 5). L'écart généralement important de Δ stock entre le système de cultures avec plantes pérennes (R) et le traitement de référence (M-MP-MIN), ainsi que les N entrées inférieures au N sorties pour les systèmes de rotation suggèrent une entrée spécifique d'azote manquante et qui pourrait s'expliquer, au moins en partie, par un apport via la fixation symbiotique du N atmosphérique par le trèfle rouge présent dans le mélange fourrager de la prairie.

Le N fixé dans les nodules des légumineuses contribue non seulement à la croissance de la plante elle-même, mais peut également être transféré au sol ou à d'autres plantes par la rhizodéposition, qui comprend l'exsudation racinaire (Fustec et al. 2010), ainsi que par la décomposition des nodules et des racines (Rasmussen et al. 2007; Frankow-Lindberg et Dahlin, 2013). Par conséquent, ce transfert peut favoriser l'accumulation de N dans le sol (Li et al. 2016 ; Wu et al. 2017). Le seul système sous rotation céréale-prairies n'ayant pas généré un Δ stock positif est R-MP-MIN. Sachant que le labour peut stimuler la décomposition de la matière organique du sol (Soon et Clayton, 2003) et que la fertilisation minérale peut significativement diminuer la fixation symbiotique chez les légumineuses (Lüscher et al. 2014), il semble que ce système ne soit pas propice à l'accumulation d'azote malgré la présence de trèfle rouge dans la prairie.

À la lumière de ces dernières observations, il est possible d'associer les accumulations de stocks de N (Δ positif) par le N issu de la fixation symbiotique et utiliser les résultats du défaut bilan N (Tableau

5) pour en estimer la valeur. Bien que cette méthode par défaut de bilan soit très peu précise (Peoples et Herridge, 1990), elle indique un ordre de grandeur d'accumulation de N par la fixation et les résultats obtenus (0 à 280 kg N ha⁻¹ an⁻¹; Figure 9) sont cohérents avec les deux autres méthodes d'estimation utilisées et détaillées plus bas, ce qui supporte notre hypothèse.

Plusieurs méthodes existent pour calculer le N issu de la fixation symbiotique. Cependant, les écarts entre les valeurs obtenues des différentes méthodes peuvent être énormes. En utilisant le calcul SOILN du modèle IFSM, les résultats suggèrent que la contribution aux stocks de N par la fixation symbiotique serait de 89 à 296 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour les années de rotation sous prairies (Figure 9). Cependant, en utilisant la méthode empirique européenne de Høgh-Jensen et al. (2004), la contribution était inférieure de 50 %, variant de 45 à 131 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Figure 9). L'inhibition de la fixation symbiotique par la fertilisation minérale est un phénomène reconnu (Lüscher et al. 2014) pris en considération dans le calcul par SOILN, mais ignoré dans la méthode empirique de Høgh-Jensen et al. (2004), ce qui pourrait expliquer l'écart plus important entre les valeurs obtenues de la méthode IFSM comparativement à la méthode empirique. Néanmoins, les trois approches respectent les moyennes de fixations symbiotiques par les fourrages de légumineuses au Canada qui varient de 27 à 300 kg N ha⁻¹ an⁻¹ (Yang et al. 2010).

L'écart considérable entre ces estimations de la fixation symbiotique rappelle un fait soulevé à plusieurs reprises dans la littérature scientifique (Watson et al. 2002; Herridge et al. 2008; Clair et al. 2014; Lüscher et al. 2014; Anglade et al. 2015) à savoir qu'il est nécessaire de mesurer la fixation symbiotique à même les parcelles étudiées afin d'obtenir une valeur juste de cette source importante de N pour les sols et les systèmes de culture incluant des légumineuses. Ceci permettrait d'améliorer notre compréhension sur son rôle et son couplage dans les cycles de l'azote et du carbone et de mieux estimer les pertes environnementales de N associées aux différents systèmes par l'approche du bilan de masse.

Conclusions

La réalisation de cette étude a montré que l'application répétée annuellement et sur une longue période (21 ans) de lisier de bovins laitiers résultait en une augmentation des stocks de N du sol pour

les 20 premiers centimètres de surface et qu'il ne présentait pas d'effet significatif pour les couches plus profondes. L'utilisation du lisier sur un système de cultures en rotation comportant des plantes pérennes se traduit non seulement par une plus grande accumulation de N dans les sols que sous un système de céréales continues mais également par une utilisation plus efficace du N par les plantes pérennes que par l'orge. De plus, cette combinaison de pratiques (rotation-lisier) permet une amélioration globale de la qualité de la matière organique des sols en favorisant l'accumulation d'une matière organique potentiellement plus biologiquement active. D'autres travaux se pencheront sur la possibilité que cette portion de la matière organique puisse être à l'origine de l'arrière-effet associé aux amendements organiques répétés. Ces résultats ont souligné cette synergie entre les plantes pérennes et les effluents d'élevage qui favorisent une accumulation de N dans les réserves du sol et une meilleure utilisation de ce N par les cultures pérennes et qui soulèvent des questionnements sur la dynamique de la matière organique, sur sa stabilisation dans les sols et sur le phénomène de l'arrière-effet. Il a été montré qu'une fréquence réduite du travail du sol est associée à une meilleure rétention de l'azote du sol. Toutefois, le type de travail de sol primaire n'a pas eu d'impact significatif sur les quantités d'azote accumulées sur le profil entier (0-50 cm). Également, une approche de défaut de bilan entrées-sorties et un exercice de simulation suggèrent que la présence de légumineuses dans le mélange fourrager peut contribuer à augmenter considérablement le stock de N du sol. Nos résultats démontrent le besoin de mesurer la fixation symbiotique *in situ* et d'approfondir notre compréhension de son rôle dans la dynamique des cycles de l'azote et du carbone des sols agricoles.

Remerciements

Ce projet a été supporté financièrement par Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC), par les producteurs laitiers du Canada (PLC), par le Réseau laitier canadien et par la Commission Canadienne du lait dans le cadre de la deuxième grappe de recherche laitière. Nous aimerions remercier spécialement Gabriel Lévesque pour les échantillonnages de sol et les diverses analyses ainsi que tous les professionnels de recherche, techniciens et étudiants ayant contribué à l'entretien des parcelles, aux échantillonnages, à la collecte de données et aux analyses en laboratoire depuis la mise en place de cette étude.

Références

- Alef, K., Beck, T.H., Zelles, L., Kleiner, D., 1988. A comparison of methods to estimate microbial biomass and n-mineralization in agricultural and grassland soils. *Soil Biol. Biochem* 20 (4) 561-565.
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, B.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R., Martel, J. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool: humid soils of eastern Canada. *Soil Tillage Res.* 41: 191-201.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J. 2015. Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: Incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*, 6 (3), art. no. 37
- Aziz, I., Mahmood, T., Islam, K.R., Ashraf, E., 2013. Estimation of cropping system impacts on carbon and nitrogen status of soil. *Agric. Appl. Sci.* 5.
- Bissonnette, N., Angers, D. A., Simard, R.R., Lafond, J. 2001. Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol. *Canadian Journal of Soil Science* 81(5): 545-551.
- Bittman, S., Kowalenko, C.G., Forge, T., Hunt, D.E., Bounaix, F. Patni, N. 2007. Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology* 98: 3249-3258.
- Blanchet, G., Gavazov, K., Bragazza, L., Sinaj, S. 2016. Responses of soil properties and crop yields to different inorganic and organic amendments in a Swiss conventional farming system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230: 116–126.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Giroux, M., Laverdière, M.R. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). *Plant Soil.* 215: 85–91.
- Bolinder, M.A., Angers, D.A., Béanger, G., Michaud, R., Laverdière, M.R. 2002. Root biomass and shoot to root rapports of perennial forage crops in eastern Canada. *Canadian Journal of Plant Science* 82 (4): 731-737.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VaandenBygaart, A.J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 29-42.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2010. Final Report: Review and Identification of research needs to address key issues to reactive nitrogen deposition and eutrophication in a canadian context. Government of Canada. PN 1040.
- Carlsson, G., Huss-Danell, K. 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil* 253 (2): 353-372.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2010. Guide de référence en fertilisation. 2nd ed. CRAAQ, Québec, Canada. 473 p.

- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Morvan, T., Pomar, C. 2004. Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with ^{15}N . *Soil Science Society of America Journal* 68: 637-643.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P., Bélanger, G., Massé, D. 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality* 36: 1864-1872.
- Chantigny, M.H., D.A. Angers, G. Bélanger, P. Rochette, N.E. Hamel, S. Bittman, K. Buckley, D. Massé, Gasser, M.O. 2008. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquide swine manure. *Agron. J.*100: 207–214.
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Bélanger, G., Eriksen-Hamel, N., Gasser, M.-O. 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 39 (5): 1545-1553.
- Charles, A., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N. 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soil after addition of organic amendments: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 236: 88-98.
- Chu, H., X. Lin, T., Fujii, S., Morimoto, K., Yagi, J., Hu, Zhang., J. 2007. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. *Soil Biol. Biochem* 39: 2971-2976.
- Chu, J., Zhang, T., Chang, W., Zhang, D., Zulficar, S., Fu, A., Hao, Y. 2016. Impacts of cropping systems on aggregates associated organic carbon and nitrogen in a semiarid highland agroecosystem. *PLoS ONE*,11 (10), art. no. e0165018.
- Clair, T. A., Pelletier, N., Bittman, S., Leip, A., Arp, P., Moran, M. D., Dennis, I., Niemi, D., Sterling, S. Drury, C. F., Yang, J. 2014. Interactions between reactive nitrogen and the Canadian landscape: A budget approach. *Global Biogeochem Cycles* 28: 1343–1357.
- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D. P., Kögel-Knabner, I. 2005a. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil and Tillage Research* 81: 87-95.
- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D. P., Kögel-Knabner, I. 2005b. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. *Plant and Soil*. 268: 319-328.
- Dimassi, B., Cohan, J-P., Labreuche, J., Mary, B. 2013. Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 169: 12-20.
- Ellert, B.H. and Bettany, J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 529-538.

- Ellert, B.H., VandenBygaart, A.J., Bremer, E. 2006. Measuring change in soil organic carbon storage. Pages 49-62 in M. R. Carter, E. G. Gregorich, eds. Soil sampling and methods of analysis, 2nd ed. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- Environment Canada. 2016. Climate data on-line. [Online]. Available: <http://www.weatheroffice.gc.ca> (consulté le 12 janvier 2018).
- Estevez, B., N'Dayegamiye, A. Coderre, D. 1996. The effect on earthworm abundance and selected soil properties after 14 years of solid cattle manure and NPKMg fertilizer application. *Can. J. Soil Sci.* 76: 351-155.
- Frankow-Lindberg, B.E., Dahlin, A.S. 2013. N₂ fixation, N transfer, and yield in grassland communities including a deep-rooted legume or non-legume species. *Plant and Soil* 370 (1-2): 567-581.
- Fuller, K. D., Gordon, R., Grimmett, M., Fillmore, S., Madani, A., VanRoestel, J. Stratton, G.W., MacLeod, J., Embree, C., St. George, E. 2010. Seasonal and crop rotational effects of manure management on nitrate-nitrogen leaching in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 267-275.
- Fustec, J., Lesuffleur, F., Mahieu, S., Cliquet, J.-B. 2010. Nitrogen rhizodeposition of legumes. A review 2010. *Agronomy for Sustainable Development* 30: 57-66.
- Gregorich E. G., Carter, M. R., Angers, D.A., Monreal, C. M., Ellert, B. H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 74: 367-385.
- Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. Le système canadien de classification des sols, 3^{ème} édition. Direction générale de la recherche, Ministère de l'Agriculture et de l'Agro-Alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa (ON), 196 p.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 51:123–137.
- Heinze, S., Oltmanns, M., Joergensen, R.G., Raupp, J. 2011. Changes in microbial biomass indices after 10 years of farmyard manure and vegetal fertilizer application to a sandy soil under organic management. *Plant and Soil* 343 (1-2): 221-234.
- Herridge, D.F., Peoples, M.B., Boddey, R.M. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil* 311 (1-2): 1-18.
- Høgh-Jensen, H. and Schjørring, J.K. 1997. Interactions between white clover and ryegrass under contrasting nitrogen availability: N₂ fixation, N fertilizer recovery, N transfer and water use efficiency. *Plant and Soil* 197: 187–199.
- Høgh-Jensen, H., Schjørring, J.K. 2001, Rhizodeposition of nitrogen by red clover, white clover and ryegrass leys. *Soil Biol Biochem* 33: 439–448.

- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F.V., Vinther, F.P., Jensen, E.S. 2004. An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems*, 82 (2): 181-194.
- Huss-Danell, K., Chaia, E., Carlsson, G. 2007. N₂ fixation and nitrogen allocation to above and below ground plant parts in red clover-grasslands. *Plant and Soil*, 299 (1-2): 215-226.
- Jagadamma, S., Lal, R., Hoefft, R.G., Nafziger, E.D., Adee, E.A. 2008. Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the central Corn Belt, USA. *Soil Tillage Res.* 98: 120-129.
- Jenkinson, D. S. 1987. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. J. R. Wilson, ed. *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems'* CAB International Wallingford, U.K., Pages 368-386.
- Jones, C.A., Kiniry, J.R. (Eds.). 1986. *CERES-Maize: a simulation model of maize growth and development.* Texas A&M Univ. Press. College Station, Texas.
- Kaisi, A.M.M., Yin, X., Licht, M.A. 2005a. 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.
- Kaisi, A.M.M., Yin, X. Licht, M.A. 2005b. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105: 635-647.
- Khan, D.F., Peoples, M.B., Chalk, P.M., Herridge, D.F. 2002. Quantifying below-ground nitrogen of legumes. 2. A comparison of ¹⁵N and non isotopic methods. *Plant and Soil*, 239 (2): 277-289.
- Ladha, J.K., Kesava Reddy, C., Padre, A.T., Van Kessel, C. 2011. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. *J. Environ. Qual.* 40: 1756–1766.
- Lafond, J. Angers, D.A., Pageau, D., Lajeunesse, J. 2017. Sustainable cereal and forage production in dairy-based cropping systems. *Canadian Journal of plant science.* 97(3): 473-485.
- Larson, W.E. and F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World.* Int. Board for Soil Res. and Management. Vol. 2. IBSRAM Proc. 12(2).
- Li, Q., Yu, P., Li, G., Zhou, D. 2016. Grass-legume rapport can change soil carbon and nitrogen storage in a temperate steppe grassland. *Soil and Tillage Research*, 157: 23-31.
- Liang, B. C., McConkey, B. G., Campbell, C. A., Curtin, D., Lafond, G. P., Brandt. S. A., Moulin, A. P. 2004. Total and labile soil organic nitrogen as influenced by crop rotations and tillage in Canadian prairie soils. *Biology and fertility of soils.* 39: 249-257.
- Liu, Y., Wu, L., Baddeley, J.A., Watson, C.A. 2011. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (1): 155-172.
- Louarn, G., Pereira-Lopès, E., Fustec, J., Mary, B., Voisin, A.-S., De Faccio Carvalho, P., Gastal, F. 2015. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white

clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality. *Plant Soil* 389: 289–305.

- Lüscher, A., Mueller-Harvey, I., Soussana, J.F., Rees, R.M., Peyraud, J.L. 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: A review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228.
- Macdonald, J.D., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M., Royer, I., Grasser, M-O. 2010. Plowing a Poorly Drained Grassland Reduced Soil Respiration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74: 2067–2076.
- Macduff, J. F., Jarvis, S. C., Davidson, I. A. 1996. Inhibition of N₂ fixation by white clover (*Trifolium repens* L.) at low concentrations of NO₃⁻ in flowing solution culture. *Plant and Soil* 180: 287-295.
- Maillard, É. Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Changes Biology* 20 (2): 666-679.
- Maillard, É., Angers, D. A., Chantigny, M., Bittman, S. Rochette, P., Lévesque, G., Hunt, D., 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.H., Lafond, J. Pageau, D., Rochette, P. Lévesque, G. Leclerc, M-L. Parent, L-E. 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.
- McGonigle, T.P., Turner, W.G. 2017. Grasslands and Croplands Have Different Microbial Biomass Carbon Levels per Unit of Soil Organic Carbon, 7 (7): 57.
- Nath, A. J., Lal, 2017. R. Effects of Tillage Practices and Land Use Management on Soil Aggregates and Soil Organic Carbon in the North Appalachian Region, USA, In *Pedosphere*, 27: 172-176.
- N'Dayegamiye, A. Giroux, M. Gasser, M.O. 2007. La contribution en azote du sol relié à la minéralisation de la MO : facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. *Colloque sur l'azote CRAAQ-OAQ*.
- Neufeld, K. R., Grayston, S. J., Bittman, S., Krzic, M., Hunt, D. E., Smukler, S. M. 2017. Long-term alternative dairy manure management approaches enhance microbial biomass and activity in perennial forage grass. *Biol Fertil Soils* 53: 613-626.
- Nyiraneza, J., Chantigny, M.H., N'Dayegamiye, A. Laverdière, M.R. 2009. Dairy Cattle Manure Improves Soil Productivity in Low Residue Rotation Systems. *Agronomy Journal*. 101(1): 207-214.
- Nyiraneza, J., Chantigny, M.H., N'Dayegamiye, A., 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.

- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20: 3–16.
- Özbek, F.S., Leip, A. 2015. Estimating the gross nitrogen budget under soil nitrogen stock changes: A case study for Turkey. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 205: 48–56.
- Parham, J.A., Deng, S.P., Da, H.N., Sun, H.Y., Raun, W.R. 2003. Long-term cattle manure application in soil. II. Effect on soil microbial populations and community structure. *Biol. Fertil. Soils.* 38: 209-215.
- Peoples, M.B., Herridge, D.F. 1990. Nitrogen Fixation by Legumes in Tropical and Subtropical Agriculture *Advances in Agronomy*, 44 (C): 155-223.
- Poirier, V., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M.H., Ziadi, N., Tremblay, G., Fortin, J., 2009. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 255-261.
- Rasmussen, J., Eriksen, J., Jensen, E.S., Esbensen, K.H., Høgh-Jensen, H. 2007. In situ carbon and nitrogen dynamics in ryegrass-clover mixtures: Transfers, deposition and leaching. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (3): 804-815.
- Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Bertrand, N., Côté, D. 2001. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. *Canadian Journal of Soil Science* 81 (4): 515-523.
- Rochette, P., Janzen, H.H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73 (2-3):171-179.
- Rochette, P., Guilmette, D., Chantigny, M. H., Angers, D. A., MacDonald, J. D., Bertrand, N., Parent, L.-L., Cote, D. and Gasser, M. O. 2008. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. *Can. J. Soil Sci.* 88: 585-593.
- Rotz, C.A., Corson, M. S., Chianese, D.S., Montes, F., Hafner, S.D., Bonifacio, H., F., Coiner, C. U. 2014. *The Integrated Farm System Model*. Agriculture Research Service. United States. 226 pages.
- Sainju, U. M., Allen, B. L., Lenssen, A. W., Mikha, M. 2017. Root and soil total carbon and nitrogen under bioenergy perennial grasses with various nitrogen rates. *Biomass and Bioenergy*. 107: 326-334.
- Sheppard, S.C., Bittman, S. 2013. Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171: 90-102.
- Smith, J.L., Paul, E.A., 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. In: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol. 6. Marcel Dekker, Inc, New York, pp. 357±396.

- Soon, Y.K., Clayton, G.W. 2003. Effects of eight years of crop rotation and tillage on nitrogen availability and budget of a sandy soil. *Canadian Journal of Soil.* 83: 475-481.
- Statistique Canada. 2006. Profil géographique de la production de fumier au Canada, 2001, no 21-601-M au catalogue, (site consulté le 19 octobre 2015).
- Stevenson, F.J., 1994. Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions. John Wiley & Sons.
- Styles, D., Gibbons, J., Williams, A.P., Dauber, J., Stichnothe, H., Urban, B., Chadwick, D.R., 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.
- Thakur, M.P., Milcu, A., Manning, P., Niklaus, P.A., Rocher, C., Power, S. Reich, P.B, Scheu, S., Tilman, D., Ai, F., Guo, H., Ji, R., Pierce, S., Guerrero Ramirez, N., Richter, A.N., Steinauer, K., Stecker, T., Vogel, A., Eisenhauer, N. 2015. Plant diversity drives soil microbial biomass carbon in grasslands irrespective of global environmental change factors. *Global Change Biology* 21: 4076-4085.
- Thivierge, M.-N., Chantigny, M.H., Seguin, P., Vanasse, A. 2015. Sweet pearl millet and sweet sorghum have high nitrogen uptake efficiency under cool and wet climate. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 102: 195–208.
- Triberti, L., Nastri, A. Baldoni, G. 2016. Long-term effects of crop rotation, manure and mineral fertilisation on carbon sequestration and soil fertility. *European Journal of Agronomy.* 74: 47-55.
- Voroney, R.P., Brookes, P.C., Beyaert, R.P. 2008. Soil microbial Biomass C, N, P, and S (637-652.) Soil samplings and methods of analysis. Boca Raton, United States. ISBN: 978-0-8493-3586-0.1224 pages.
- Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Løes, A.-K., Myrbeck, A., Salomon, E., Schroder, J., Stockdale, E.A. 2002. A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility *Soil Use and Management*, 18 (SUPPL.): 264-273
- Wu, L., McGechan, M.B. 1999. Simulation of nitrogen uptake, fixation and leaching in grass/white cover mixture. *Grass and Forage Sciences* 54: 30-41.
- Wu, G.-L., Liu, Y., Tian, F.-P., and Shi, Z.-H. 2017. Legumes Functional Group Promotes Soil Organic Carbon and Nitrogen Storage by Increasing Plant Diversity. *Land Degrad. Develop.* 28: 1336–1344.
- Wuest, S.B., Gollany, H.T. 2013. Soil Organic Carbon and Nitrogen after application of nine organic amendments. *Soil Science Society of America.* 77: 237–245.
- Yang, J. Y. De Jong, R. Drury, C. F. Huffman, E. C. Kirkwood, V. Yang X. M. 2007. Development of a Canadian Agricultural Nitrogen Budget (CANB v2.0) model and the evaluation of various policy scenarios. *Canadian Journal of Soil Science* 87: 153–165.

- Yang, J.Y., Drury, C.F., Yang, X.M., De Jong, R., Huffman, E.C., Campbell, C.A., Kirkwood, V. 2010. Estimating biological N₂ fixation in Canadian agricultural land using legume yields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 192–201.
- Zhang, L., Vet, R., O'brien, J. M., Mihele, C., Liang, Z., Wiebe, A. 2009. Dry deposition of individual nitrogen species at eight Canadian rural sites. *Journal of geophysical research* 114: D02301.
- Zhang, X., Xu, M., Liu, J., Sun, N., Wang, B., Wu, L. 2016. Greenhouse gas emissions and stocks of soil carbon and nitrogen from a 20-year fertilised wheat-maize intercropping system: A model approach. *Journal of Environmental Management* 167: 105-114.
- Zhang, T., Chen, A. B., Liu, J. Liu, H., Lei, B., Zhai, L., Zhang, D., Wang, H. 2017. Cropping systems affect paddy soil organic carbon and total nitrogen stocks (in rice-garlic and rice-fava systems) in temperate region of southern China. *Science of the Total Environment* 609: 1640–1649.
- Zhong, W., Gu, T., Wang, W., Zhang, B., Lin, X., Huang, Q. 2010. The effect of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. *Plant Soil*. 326: 511–522.

Tableaux et figures

Tableau 2. Sommaire de l'analyse de variance des différentes interactions et effets simples significatifs à $P \leq 0,05$ sur les stocks de N total pour chacune des profondeurs (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sol.

Facteurs	Profondeurs du sol (cm)					
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50
	Valeurs de P					
Système de rotations	0,006	0,029	0,047	0,237	0,456	0,599
Travail du sol	<,001	0,001	0,643	0,012	0,349	0,940
Source de nutriments	<,001	<,001	0,001	0,818	0,623	0,088
Rotations x Travail du sol	0,014	0,023	0,300	0,328	0,233	0,281
Rotations x Source de nutriments	<,001	0,108	0,065	0,028	0,075	0,014

Les effets sont considérés significatifs à $P \leq 0,05$.

Tableau 3. Sommaire de l'analyse de variance des différentes interactions et effets simples significatifs à $P \leq 0,05$ sur les stocks de N total pour les profondeurs cumulées de sol (0-20, 0-50) cm du profil de sol.

Facteurs	Profondeurs du sol (cm)	
	0-20	0-50
Rotations	0,012	0,051
Travail du sol	0,010	0,757
Source de nutriments	<,001	0,003
Rotations x Source de nutriments	0,004	0,001

Les effets sont considérés significatifs à $P \leq 0,05$.

Tableau 4. Sommaire de l'analyse de variance des différentes interactions et effets simples significatifs à $P \leq 0,05$ sur les rapports MBC/C pour chacune des profondeurs (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50) individuelles de sols.

Facteurs	Profondeurs du sol (cm)					
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50
	Valeur de P					
Rotations	0,164	0,043	0,051	0,047	0,232	0,137
Travail du sol	0,048	0,709	0,025	0,302	0,674	0,431
Source de nutriments	0,001	0,051	0,126	0,055	0,025	0,949
Rotations x Travail du sol	0,031	0,490	0,314	0,500	0,346	0,301

Les effets sont considérés significatifs à $P \leq 0,05$.

Tableau 5. Déficit de bilan de N avec cumul des entrées et des sorties de N (kg ha^{-1}) pour les 21 années d'études.

Systèmes	N entrées	N sorties	Δ N stocks	Défaut de Bilan
	----- kg ha ⁻¹ -----			
R-CP-LDM	3189	4399	1780	2990
R-CP-MIN	2435	3027	872	1464
R-MP-LDM	3189	4441	1308	2560
R-MP-MIN	2435	2614	-235	-56
M-CP-LDM	2340	2102	-657	-895
M-CP-MIN	1650	1598	-702	-754
M-MP-LDM	2340	2156	-334	-518
M-MP-MIN	1650	1740	0	90

Nentrées; N sources de nutriments +N déposition atmosphérique+ N fix libre, N sorties; N exporté par la plante + N estimation pertes, Δ N Stocks; accumulation différentielle des stocks de N selon le traitement de référence M-MP-MIN, Déficit de bilan N; Nsorties + Δ N stocks – Nentrées; M, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers.

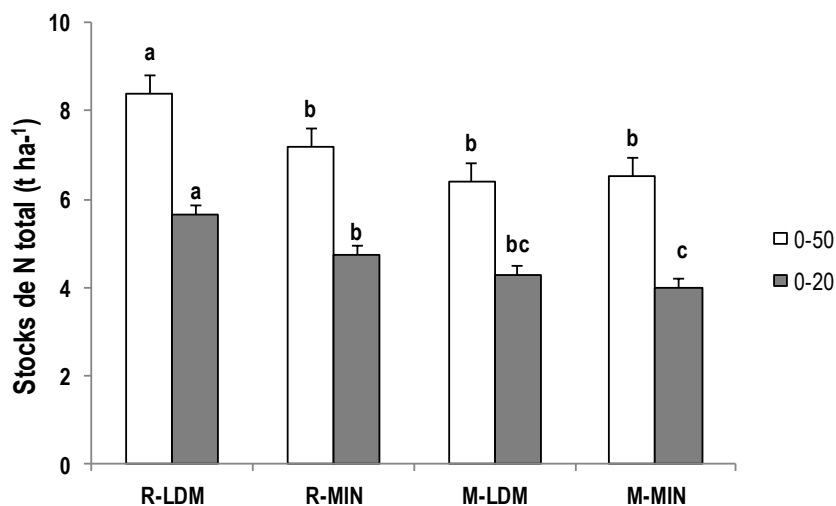


Figure 6. Stocks de N total du sol ($t\ ha^{-1}$) cumulés pour la couche de surface 0-20 cm (en gris) et pour le profil entier 0-50 cm (en blanc) après 21 ans de traitements répétés. Les moyennes des moindres carrés des stocks de N et l'erreur-type sont présentés pour les quatre systèmes composés des systèmes de rotations: M, céréales continues; R, rotation céréales-prairies; combinés aux deux sources de nutriments: MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers. Les différentes lettres indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ (Test de Tuckey HSD).

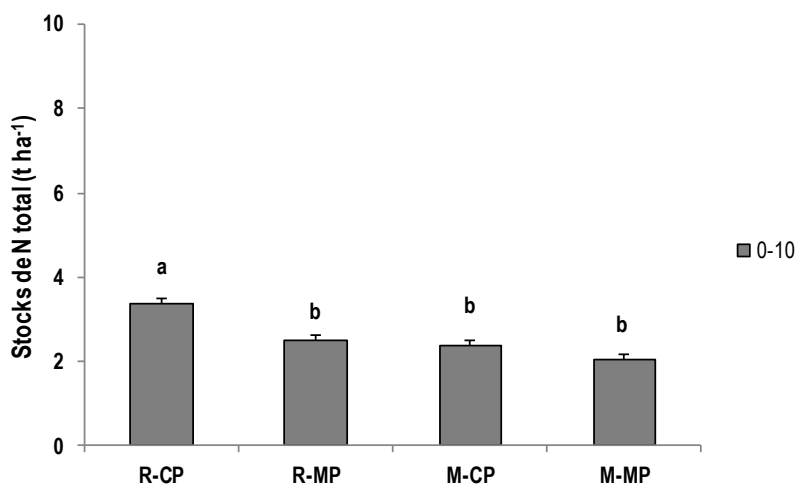


Figure 7. Stocks de N total du sol ($t\ ha^{-1}$) cumulés pour la couche de surface 0-10 cm après 21 ans de traitements répétés. Les moyennes des moindres carrés des stocks de N et l'erreur-type sont présentés pour les quatre systèmes composés des systèmes de rotations: M, céréales continues; R, rotation céréales-prairies; combinés aux deux intensités de travail du sol: CP, chisel; MP, labour. Les différentes lettres indiquent une différence significative à $P \leq 0,05$ (Test de Tuckey HSD).

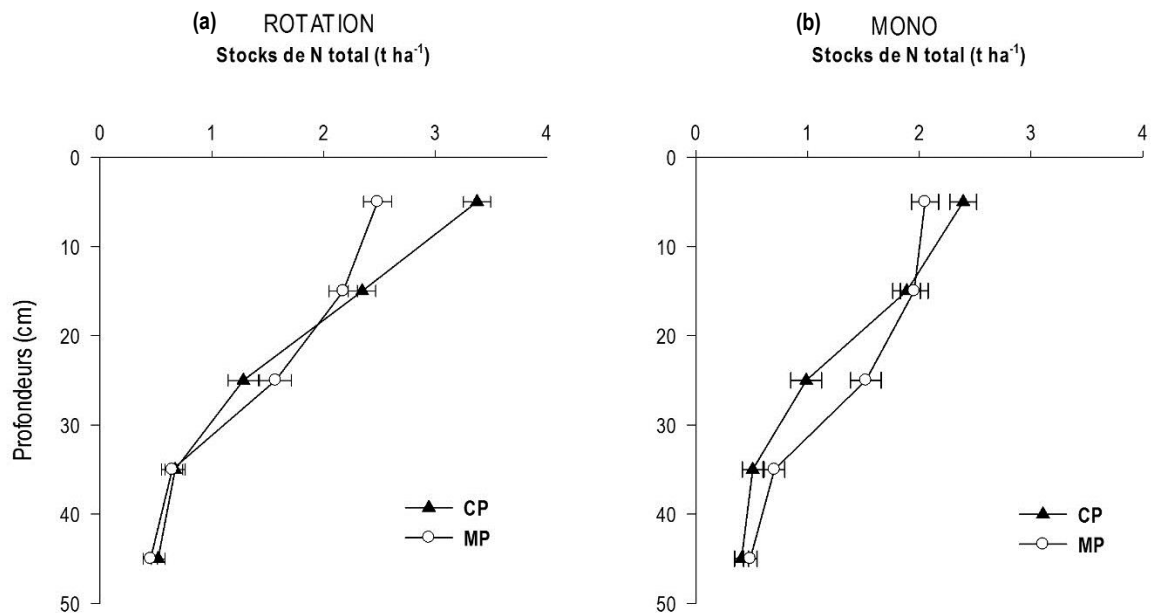


Figure 8. Stocks de N total du sol (t ha⁻¹) pour chacune des profondeurs individuelles de sol (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm) après 21 ans de traitements répétés. Les moyennes des moindres carrés des stocks de N et l'erreur-type sont présentés pour les deux types de rotations: ROTATION, rotation céréales-prairies (a) et MONO, céréales continues (b); combinés aux deux intensités de travail du sol: CP, chisel; MP, labour.

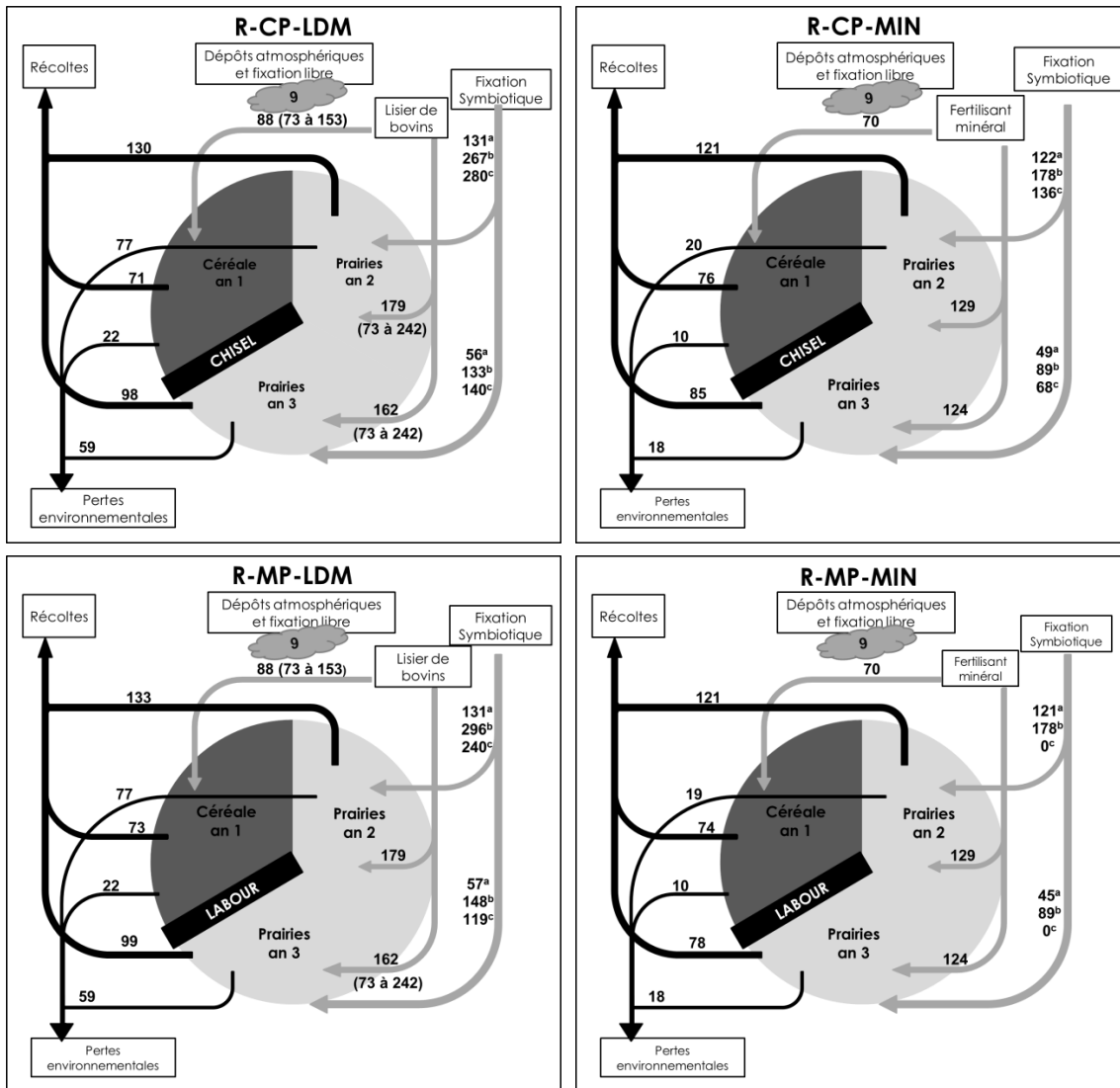


Figure 9. Bilan de masse et flux de N (kg/ha/an) du système sol-plante pour la rotation de cultures (R) combinée au chisel (CP) et au labour (MP) et au lisier de bovins laitiers (LDM) et à la fertilisation minérale (MIN) pour les trois années de rotations. ^aValeur de N fixé obtenue par la méthode empirique Høgh-Jensen ^bValeur de N fixé obtenu par le calcul SOILN ^c Valeur de N fixé par défaut de bilan.

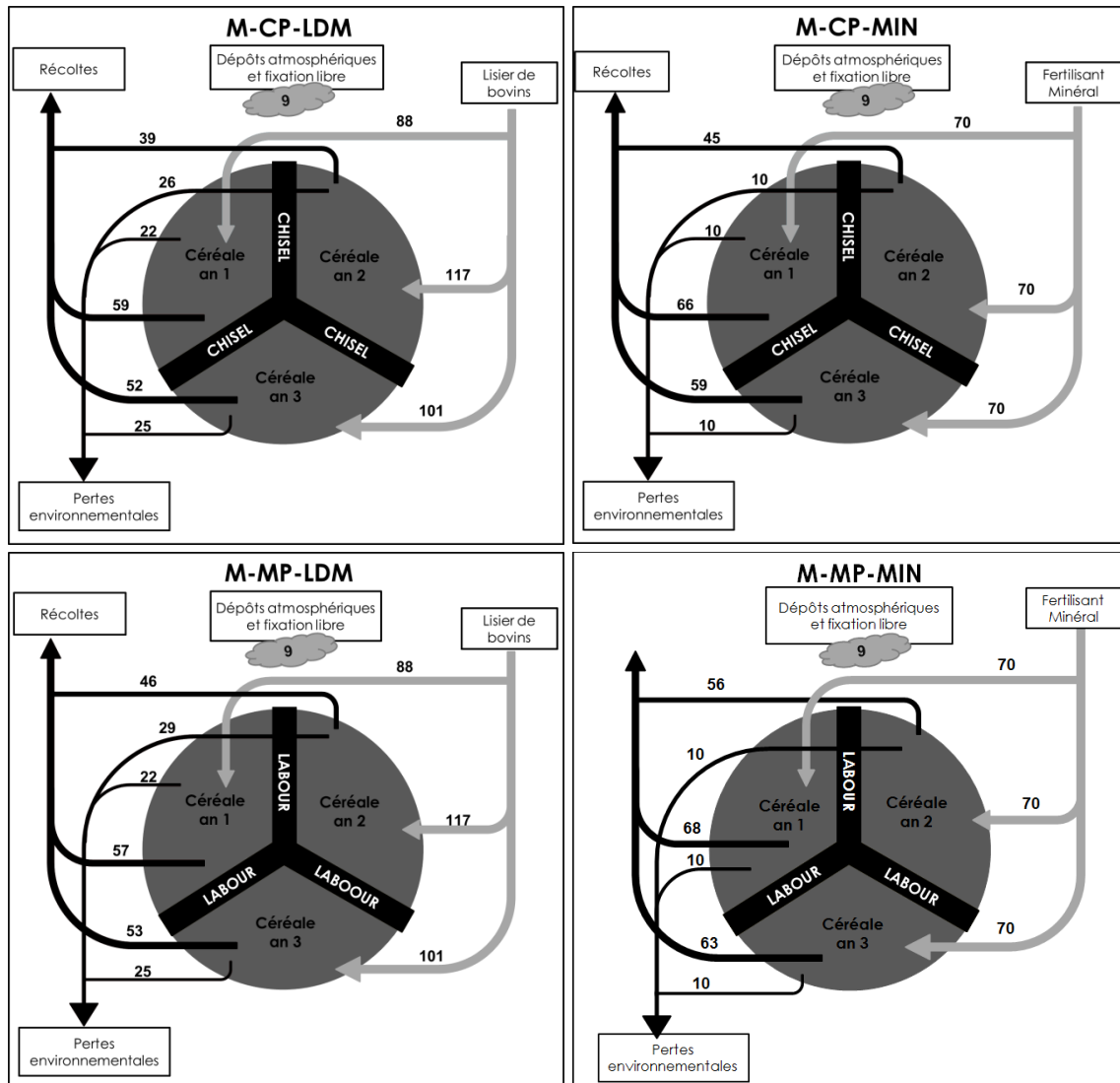


Figure 10. Bilan de masse et flux de N (kg/ha/an) du système sol-plante pour le système de céréales continues (M) combinée au chisel (CP) et au labour (MP) ainsi qu'au lisier de bovins laitiers (LDM) et à la fertilisation minérale (MIN) pour les 3 années de rotations.

5. Discussion générale

La valorisation des effluents d'élevage comme source de nutriments est une pratique courante en production laitière et offre une solution de rechange intéressante à l'usage de fertilisants minéraux. Les deux objectifs principaux de cette étude étaient d'évaluer les changements à long terme des stocks d'azote du sol sur le profil entier (0-50 cm) pour deux types de rotations de cultures combinées à deux travaux du sol primaire effectué à l'automne et à deux sources de nutriments et, de venir calculer le bilan de N pour chacun des systèmes culturaux comparés. Ce chapitre rapporte les hypothèses de départ, fait le parallèle entre les résultats obtenus de cette présente étude et ceux de la littérature scientifique et les transpose selon les réalités de l'agriculture actuelle. De plus, les points soulevant un intérêt d'approfondissement sont discutés et suggérés comme éléments de recherches futures.

5.1 Effets de la source de nutriments sur les stocks de N du sol

La fertilisation à base de lisier de bovins laitiers (LDM) a montré un impact bénéfique sur les stocks de N du sol observé jusqu'à 20 cm de profondeur et présentant des stocks de N pour la couche cumulée (0-20 cm) de 5 t N ha⁻¹ pour les parcelles fertilisées avec le lisier comparativement à 4,4 t N ha⁻¹ avec la fertilisation minérale. Ce résultat est en accord avec les quelques études qui ont présenté un effet positif d'une fertilisation à base d'effluents d'élevage sur les stocks de N des horizons de surface du sol (Ladha et al. 2011; Triberti et al. 2016; Nath et Lal, 2017). Toutefois, aucune différence significative n'a été observée en deçà de 20 cm de profondeur entre les deux sources de nutriments. L'absence de transfert des nutriments dans les couches plus profondes peut expliquer en partie cet effet. Cependant, la différence était assez importante en surface pour demeurer significative et supérieure de (+0,54 t N ha⁻¹) pour le lisier que pour l'engrais minéral sur le profil cumulé 0-50 cm. Ce résultat respecte notre hypothèse de départ qui stipulait que les stocks de N du sol seraient plus élevés lors d'une fertilisation à base d'effluents d'élevage que sous une fertilisation à base d'engrais minéral. Ces résultats sont aussi cohérents avec l'augmentation des stocks de C du sol observé uniquement en surface lors d'une fertilisation avec du lisier de bovins laitiers que lorsque fertilisé avec un engrais minéral (Maillard et al. 2015; Maillard et al. 2016). La fertilisation apportée sous une base de N disponible peut expliquer en partie cette différence d'accumulation sur les stocks de N du sol. En effet, les parcelles d'orge sous fertilisation MIN recevaient 70 kg N total ha⁻¹ an⁻¹ alors que les parcelles sous LDM recevaient une moyenne de 102

kg N total ha⁻¹ an⁻¹ (de 73 à 153 kg N total ha⁻¹ selon l'année). Les prairies sous MIN recevaient deux applications (une au printemps et une après la deuxième coupe) totalisant 120 kg N ha⁻¹ an⁻¹ alors que sous LDM, les prairies recevaient une moyenne annuelle de 152 kg N total ha⁻¹ an⁻¹ (de 73 à 242 kg N total ha⁻¹ selon l'année). Il serait intéressant de pouvoir comparer la source de nutriments sur une base de N total afin de mieux déterminer l'effet exclusif de la nature de l'amendement sur la réponse des stocks de N du sol sans introduire un biais par des doses distinctes.

Wuest et Gollany (2013) soulignent l'importance de la nature de l'amendement au profit de la dose sur les stocks de C et de N du sol. En comparant douze amendements au même taux de carbone appliqué sur un champ de blé continu et sur des parcelles non cultivées, ils ont montré que la nature de l'amendement et principalement sa teneur en azote pouvait présenter des effets variables sur les stocks de C et de N du sol. Ils ont montré que les apports d'amendements ayant un rapport C/N plus faible comme les résidus de luzerne (13,9), le fumier de bovins (14,3) et les biosolides (7,5), se traduisaient par une augmentation plus importante des stocks de carbone du sol que pour les autres amendements avec un rapport C/N plus élevé (>32). Maillard et Angers (2014) soulignent également le manque d'études sur les effets des caractéristiques de l'effluent comme l'espèce animale (porc et volaille particulièrement) et l'entreposage de l'effluent (solide vs. liquide) sur la réponse des stocks de C du sol à l'application d'effluents d'élevage. Cette réalité est la même pour les stocks de N du sol où très peu d'études se sont intéressées à quantifier les effets à long terme de différents types d'effluents d'élevage sur la réserve de N du sol et sa capacité à restituer le N aux cultures. Dans une revue européenne regroupant 80 expériences sur des sites de long terme réalisés en champ, Zavattaro et al. (2017) ont montré que les sites fertilisés avec du fumier de bovins solide en combinaison avec un engrais minéral ou non, avait augmenté les concentrations de C (+ 32,9 %) et de N (+21, 5 %) du sol par rapport aux sites fertilisés uniquement avec des engrais de synthèse. L'ajout d'effluents de bovins, mais sous forme de lisier avaient eu également des effets bénéfiques sur les concentrations de C (+17,4 %) et de N (+ 15,7 %) lorsque comparé au fertilisant minéral, mais moindre que par l'apport d'effluents solides.

La combinaison des amendements organiques et de synthèse est une pratique répandue chez les producteurs agricoles et implique généralement et selon les cultures, des effets bénéfiques sur les rendements. Bien que plusieurs études rapportent aussi des aspects positifs à cette combinaison sur

le taux de matière organique du sol, sur la biomasse microbienne du sol et sur le contenu en carbone et en azote du sol (Ladha et al. 2011; Triberti et al. 2016; Zhang et al. 2016; Zavattaro et al. 2017), certaines études démontrent l'effet contraire (Khan et al. 2007; Maillard et al. 2015; Blanchet et al. 2016). Comme cette pratique est répandue et que malheureusement la réalité économique des entreprises agricoles ne peut être oubliée au profit des aspects environnementaux uniquement, des recherches futures seraient nécessaires afin de bien déterminer l'impact à long terme des engrais de synthèse et des différents types d'effluents d'élevage seul ou combinés sur la séquestration du carbone et sur la réserve de N du sol et ce, dans des conditions climatiques distinctes.

5.2 Effets de la rotation de cultures sur les stocks de N du sol

La rotation de cultures comportant des plantes pérennes a montré aussi un effet bénéfique sur les stocks de N du sol jusqu'à 20 cm de sol. Après 21 ans, les stocks de N des sols sous une rotation d'orge et de plantes fourragères pérennes étaient de 25 % supérieurs (+1,05 t N ha⁻¹) à celui des sols sous céréales continues (M) pour la couche 0-20 cm, et de 21 % supérieur (+1,36 t N ha⁻¹) pour le profil entier 0-50 cm. Ces résultats ont validé notre hypothèse initiale, bien que l'écart entre les deux types de rotations se soit révélé plus important que ce que nous le pensions initialement. Ces résultats vont également dans le même sens que de nombreuses études qui ont rapporté l'effet bénéfique d'une augmentation de la diversité de cultures sur les stocks de C et de N du sol comparativement aux monocultures (Luo et al. 2014; Novelli et al. 2017) et sur la présence de plantes pérennes comparées aux cultures annuelles (Kaisi et al. 2005b; Chu et al. 2016; Maillard et al. 2016; Nath et Lal, 2017; Sainju et al. 2017). En laissant un couvert végétal annuel, la présence de plantes pérennes dans la rotation, a pu diminuer l'érosion des sols et apporter au sol un retour de résidus plus élevé et de meilleure qualité par la présence du trèfle dans le mélange fourrager. Cet aspect a pu favoriser une augmentation des stocks de N du sol par rapport à la monoculture d'orge. De plus, la présence du trèfle rouge a pu contribuer à cette augmentation des stocks de N du sol par son apport issu de la fixation symbiotique. La présence de légumineuse seule peut démontrer un effet positif sur les stocks de C et de N du sol (Diekow et al. 2005a,b.; Liu et al. 2011; Chu et al. 2016; Triberti et al. 2016). Par ailleurs, le mélange fourrager légumineuse-graminée a pu également avoir un effet encore plus positif sur les stocks de N du sol. En effet, les graminées fourragères utilisent les ressources du sol de manière distincte aux légumineuses. Elles s'établissent plus

rapidement, développent une biomasse racinaire plus élevée et prélèvent l'azote du sol plus aisément que les légumineuses. Cette compétition pour l'azote peut se traduire par une stimulation de la fixation du N₂ atmosphérique par les légumineuses, créant une synergie entre les deux types de plantes (Nyfeler et al. 2011; Frankow-Lindberg et Dahlin, 2013). Finalement, le rapport graminée-légumineuse peut également démontrer un impact sur la séquestration du carbone et la réserve d'azote du sol. Dans une étude récente, Li et al. (2016) ont montré que le rapport graminée-légumineuse d'une prairie influençait les stocks de N et de C du sol. Après quatre ans, le mélange de graminée-légumineuse avec un rapport de 50 % présentait des stocks de N plus élevés que la culture de graminée pure, ou le mélange à 25 % de légumineuse ou la culture de légumineuse pure. La réponse des stocks de carbone était toutefois favorisée par la culture de légumineuse pure ou par le mélange avec 75 % de légumineuse. Les auteurs expliquent que la séquestration du carbone a pu être augmentée par la production de biomasse supérieure de la légumineuse contrairement à la graminée. Sur les 21 ans de la présente étude, les parcelles en rotation avec plantes pérennes ont été occupées pendant sept années par un mélange composé de 50 % de trèfle rouge et sept années par un mélange composé de 25 % de trèfle rouge, ce qui peut expliquer en partie les stocks de N plus élevés pour la rotation que pour la monoculture d'orge. Cet effet bénéfique du mélange fourrager graminée-légumineuse peut aussi se traduire sur les stocks de C du sol, observation qui a d'ailleurs été rapportée par Maillard et al. (2016) sur le même essai. Le facteur rotations de culture avait été le seul à présenter une différence significative des stocks de C du sol sur le profil cumulé (0-50 cm). Après 21 ans, la rotation avec plantes pérennes montrait des stocks de C supérieurs de +19 % que le système de céréales continues suggérant l'influence positive des résidus riches en N des plantes pérennes sur la séquestration du carbone. Cette différence entre les deux types de rotation de cultures, encore plus importante qu'entre les deux sources de nutriments, sur les stocks de C et de N du sol suggère un retour de résidus au sol supérieur par la présence des plantes pérennes et souligne la contribution significative que peut représenter l'apport du N issu de la fixation symbiotique des légumineuses par le trèfle rouge du mélange fourrager.

Par ailleurs, l'évaluation du bilan de masse a montré une exportation supérieure (moyenne de 9 à 21 kg N ha⁻¹ an⁻¹) par l'orge suivant les deux années de prairies que dans le système de céréales continues. Ces résultats suggèrent un arrière-effet important associé à l'enfouissement d'une prairie

comportant une légumineuse qui se traduit non seulement par une amélioration de la qualité et de la fertilité des sols mais également par un bénéfice sur les rendements de l'orge (Lafond et al. 2017).

5.2.1 La fixation symbiotique des légumineuses

Après 21 ans, la rotation comportant des plantes pérennes a montré des stocks de N considérablement supérieurs de (+1,36 t N ha⁻¹) sur le profil entier (0-50 cm) se traduisant par une différence d'accumulation de 64 kg N ha⁻¹ an⁻¹ entre les deux types de rotations. Ce résultat suggère qu'une entrée de N était manquante au bilan pour justifier cette différence d'accumulation entre les deux types de rotations. La présence de trèfle rouge dans le mélange fourrager suggérait que le N issu de la fixation symbiotique des légumineuses pouvait être une source importante de N pour augmenter la réserve de N du sol. L'estimation de la fixation symbiotique du trèfle rouge par le modèle empirique européen a donné des valeurs allant de 45 à 131 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour les années sous prairies. En rapportant cette valeur par an sur les 21 ans de l'étude, la contribution nette (avant les pertes dans l'environnement) par la fixation symbiotique pouvant influencer la réserve de N du sol serait de 59 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Ce modèle plus simple à utiliser peut fournir une estimation relativement fiable de la fixation de N par les systèmes de cultures. Cependant, étant indépendant des facteurs environnementaux comme les conditions climatiques et propriétés du sol, il est restrictif et doit être utilisé avec les mêmes espèces de plantes dans des conditions très similaires aux données sources. Étant adapté aux conditions de zones tempérées de l'Europe, il est peut-être moins représentatif des conditions pédoclimatiques associées à cette présente étude (Liu et al. 2011). L'exercice de simulation par le calcul SOILN du modèle IFSM a rapporté des valeurs plus élevées soit de 89 à 296 kg N ha⁻¹ an⁻¹ pour les années de rotation sous prairies. La contribution nette selon cette méthode serait de 128 kg N ha⁻¹ an⁻¹. Ce modèle module le maximum de N₂ atmosphérique que peut fixer la prairie par trois coefficients modulateurs en fonction (1) du niveau de nitrates dans la couche de surface du sol (0-10 cm), (2) de la température du sol et (3) du niveau d'humidité du sol. Selon ces éléments, il peut être un choix plus représentatif. Toutefois, le processus de la fixation symbiotique peut être modulé par de nombreux autres paramètres (l'espèce, la teneur en carbone de la plante, la présence de résidus de cultures, le pH du sol etc.) et aucun modèle à ce jour, ne considère la totalité de ces coefficients et n'attribue d'autres facteurs de correction pour des paramètres influençant également la fixation symbiotique. Cependant, le choix de calcul proposé par le modèle de simulation

IFSM se justifiait par son utilisation pour évaluer les flux de C et N à l'échelle de la ferme dans un cadre de production laitière nord-américaine (Rotz et al. 2014).

Les écarts sont considérables entre les méthodes pour estimer la fixation symbiotique des légumineuses (Watson et al. 2002; Herridge et al. 2008; Clair et al. 2014; Lüsher et al. 2014; Anglade et al. 2015) ainsi qu'à travers les taux de fixations moyens présentés pour les différentes espèces de légumineuses dans la littérature scientifique (Yang et al. 2010). Cette problématique rapportée à plusieurs reprises et cette observation mesurée de différence d'accumulation de stocks considérable entre les deux types de rotations démontrent la nécessité de mesurer la fixation symbiotique des légumineuses *in situ*.

La fixation symbiotique des légumineuses présente des entrées de N importantes dans le bilan azoté et bien que largement documentée, elle représente encore une source d'erreur notable et soulève toujours de nombreuses questions. Pouvoir la mesurer et l'estimer adéquatement en comprenant davantage les mécanismes qui lui sont associés, son rôle et son couplage dans le cycle de l'azote et du carbone ainsi que d'améliorer la compréhension des processus qui contrôlent le rapport C/N des organismes autotrophes dans les sols a une très grande importance au niveau agronomique et environnemental. Les études s'intéressant à la contribution de N dans les stocks de N du sol par la fixation symbiotique des légumineuses sont peu nombreuses. Un récent bilan de N à l'échelle du Canada a rapporté que les sols en culture présentaient un surplus moyen de N de 11,2 kg N ha⁻¹ an⁻¹, soit 19 % de toutes les entrées azotées incluant la fixation symbiotique des légumineuses (Clair et al. 2014). Bien que les légumineuses semblent avoir un rôle important sur les accumulations de C et de N dans le sol, il reste encore beaucoup d'incertitudes à ce qui a trait aux estimations individuelles faites sur l'impact de la fixation symbiotique dans les bilans nutritifs et soulève le besoin d'obtenir le plus grand nombre de mesures *in situ*.

5.3 Interactions entre les pratiques culturales

Lorsque combinés, ces deux facteurs (source de nutriments et rotation de cultures) démontrent la synergie singulière entre les plantes pérennes et l'apport de N sous forme d'effluents d'élevage. Les résultats ont montré une interaction significative pour la couche de sol de surface (0-5 cm).

L'intensité des changements induits par le lisier sur les stocks de N était fortement modulée par le type de rotation. Après 21 ans d'application de lisier de bovins laitiers, le système de cultures en rotation comportant des plantes pérennes (R) présentait des stocks de N supérieurs de 52 % que lorsque le lisier était apporté sur le système de céréales continues (M) pour la couche 0-5 cm. Cette interaction était assez importante pour demeurer significative sur le profil entier même en considérant les couches plus profondes. Les stocks de N cumulés pour le profil entier (0-50 cm) du système de rotation avec plantes pérennes combiné au lisier de bovins étaient plus élevés de +2,04 t N ha⁻¹ que le système de céréales continues combiné au lisier et plus élevés de + 1,89 t N ha⁻¹ que le système de céréales continues combiné avec l'engrais minéral. Ces résultats valident notre hypothèse qui stipulait que les stocks de N sous une rotation comportant des plantes pérennes combinée au lisier de bovins seraient plus élevés que pour le système de céréales continues combinées avec l'une ou l'autre des deux sources de nutriments. Maillard et al. (2016) ont présenté des résultats similaires sur les stocks de C du sol. Toutefois, cette interaction significative ne s'est pas traduite sur le profil du sol entier (0-50 cm), mais sur le profil cumulé 0-30 cm. Les stocks de C du sol étaient de 16 % supérieur sous la rotation céréales-fourrages combinée au lisier de bovins que lorsque le lisier était combiné au système de céréales continues. Les auteurs ont aussi souligné que 38 % du C apporté par le lisier de bovins laitiers étaient retenus dans le sol, sous la rotation céréales-fourrages, alors que cette rétention du C était nulle pour le système de céréales continues.

La même interaction (source de nutriments et rotation de cultures) était significative pour les profondeurs de sol 20-30 et 40-50 cm. Pour l'horizon mesuré le plus profond (40-50 cm), seul le traitement avec lisier sur céréales continues (0,38 t N ha⁻¹) montrait des stocks inférieurs aux trois autres systèmes R-LDM (moyenne de 0,50 t N ha⁻¹), R-MIN (moyenne de 0,47 t N ha⁻¹) et M-MIN (moyenne de 0,52 t N ha⁻¹). Il est intéressant d'observer que le traitement combinant les céréales continues à l'engrais minéral (M-MIN) présentait les stocks de N les moins élevés jusqu'à 20 cm de profondeur alors que pour l'horizon 40-50 cm, il présentait les stocks les plus élevés. Ces résultats pourraient suggérer qu'une partie de l'azote minérale a migré en profondeur et soulève le questionnement à savoir si une partie de cet azote apporté ne pourrait pas se situer en deçà de 50 cm.

L'effet positif de la combinaison rotation-lisier de bovins sur les stocks de N pourrait être expliqué indirectement par les rendements supérieurs du système de cultures en rotation avec plantes pérennes induits par une fertilisation à base de lisier comparativement avec la fertilisation minérale observés lors du bilan de masse. Le bilan de masse des flux de N a montré qu'en moyenne sur 21 ans, l'exportation moyenne de N était de 10 à 16 kg N ha⁻¹ plus élevée, avec une fertilisation de lisier de bovins qu'avec l'engrais minéral. Ces résultats suggèrent une meilleure efficacité d'utilisation du N des effluents d'élevage par les plantes fourragères pérennes que par des cultures annuelles. Ces résultats vont également dans le même sens que les observations relevées par Lafond et al. (2017) sur le même essai pour les rendements d'orge et de fourrages et pour leurs prélèvements en azote. En effet, ils ont montré que le rendement fourrager atteignait 5000 kg ha⁻¹ avec le lisier, soit 11 % supérieur que lorsque fertilisé avec de l'engrais minéral. L'inhibition partielle de la fixation symbiotique du N atmosphérique du trèfle rouge par la présence de N minéral supérieure sous les parcelles fertilisées avec l'engrais de synthèse qu'avec le lisier de bovins peut expliquer en partie la différence des stocks de N entre les deux sources de nutriments de la rotation. Les légumineuses utilisant de manière préférentielle l'azote minéral du sol, un niveau élevé de nitrates peut démontrer un effet négatif sur la fixation symbiotique et l'inhiber partiellement (Macduff et al. 1996; Wu et McGechan, 1999; Liu et al. 2011). L'inhibition de la fixation symbiotique pourrait également expliquer en partie les rendements fourragers inférieurs lorsque combiné à la fertilisation minérale que lorsque combiné au lisier comme observé lors de l'évaluation du bilan de masse.

Dans les conditions fraîches et humides de cette présente étude, le type de travail du sol n'a pas induit de différence significative sur les stocks de N du sol comme le présumait notre hypothèse de départ. Cependant, les résultats suggèrent que la fréquence du travail du sol a pu avoir un impact sur la réserve de N du sol. La différence de fréquence entre les deux types de rotation de cultures pourrait également expliquer en partie la différence d'accumulation de N entre les deux types de rotations de cultures. En effet, une plus lente décomposition du N résultant d'une plus faible fréquence du travail du sol dans la rotation céréale-fourrages (chaque trois ans) comparée à un travail du sol annuel pour la monoculture d'orge a pu contribuer aux stocks de N plus élevés sous la rotation que pour les céréales continues. Une plus grande fréquence de travail du sol pourrait provoquer un bris des agrégats et exposer la fraction de la matière organique à la décomposition par les microorganismes du sol comme préalablement suggérée par Maillard et al. (2016) pour les stocks

de C du sol. Mikha et al. (2017) ont également observé ce résultat en comparant les stocks de C et de N du sol qui étaient plus élevés sous une gestion de travail du sol effectué une fois aux six ans que pour une gestion de travail du sol effectué de manière biannuelle.

5.4 Au-delà des stocks

L'accumulation d'azote dans le système avec lisier et également plus marquée dans la rotation avec cultures fourragères pérennes souligne la synergie entre ces deux éléments (lisier + cultures pérennes). Cet effet semble mener à une rétention maximale du carbone et de l'azote des effluents dans le sol et, qui peut se traduire par un potentiel de fertilité à long terme supérieur et potentiellement, à une meilleure restitution et utilisation de l'azote par les cultures. Les résultats obtenus dans cette présente étude ont montré des rapports MBC/C et MBN/N en surface qui semblent suggérer que l'usage d'effluents d'élevage favorise une plus grande accumulation d'une matière organique plus biologiquement active que les engrais de synthèse. Cette observation est en accord avec les résultats obtenus de d'autres études (Heinze et al. 2011; Blanchet et al. 2016; Neufeld et al. 2017). Zhang et al. (2018) ont montré que l'apport répété d'effluents d'élevage causait une augmentation de l'abondance microbienne comparativement à la fertilisation minérale et que cette différence était toujours significative même après 13 ans sans apport. D'autres études ont également rapporté que l'apport d'effluents d'élevage répété était associé avec une meilleure capacité du sol à fournir du N aux cultures subséquentes (N'Dayegamiye et al. 2004; Nyiraneza et al. 2010; Blanchet et al. 2016) démontrant un arrière-effet net supérieur dans les sols recevant des effluents d'élevage. Ces observations laissent croire que l'utilisation des rapports MBC/C et MBN/N pourrait être utile pour estimer plus précisément l'arrière-effet associé aux applications répétées d'effluents d'élevage. Néanmoins, de plus amples études sur cette portion de la matière organique favorisée par les effluents d'élevage, sur sa stabilité dans le sol et sur son potentiel à être restitué aux cultures subséquentes sont nécessaires. De plus, bien que l'association effluents d'élevages-plantes fourragères pérennes semble se traduire que par des aspects positifs pour la qualité et la fertilité des sols, de nombreux autres facteurs pourront venir moduler cette conclusion et sont tout aussi importants à considérer lors de la recommandation des pratiques culturales.

L'étude du bilan de N suggère que les pertes environnementales ont été supérieures pour la rotation avec plantes pérennes que pour le système de céréales continues. Pour le système de céréales continues, les pertes moyennes annuelles pour les quatre différentes combinaisons avec le travail de sol et la source de nutriments se situaient entre 10 à 22 kg N ha⁻¹ an⁻¹ alors que pour le système de plantes pérennes, elles se situaient entre 10 à 77 kg N ha⁻¹. Cette différence peut s'expliquer par le mode d'épandage différent entre l'orge et la prairie. En effet, les pertes d'azote lors de l'épandage des effluents peuvent représenter jusqu'à 75 % de l'azote total appliquée (CRAAQ, 2010). Comme le lisier n'était pas incorporé au sol lors des années de prairies (comparativement à l'orge), les pertes estimées par volatilisation d'ammoniac étaient beaucoup plus élevées pour la rotation avec plantes pérennes que pour les céréales continues. Par ailleurs, cette différence peut être aussi expliquée par les pertes estimées sous forme de N₂O supérieures pour la rotation céréale-fourrages que pour le système de céréales continues, en raison de la quantité supérieure de résidus de cultures issue de la prairie. Comme indiqué par ces résultats, les pertes de N du système sol-plante peuvent représenter des quantités de N substantielles. Des mesures directes des pertes de N au champ permettraient d'obtenir un meilleur portrait de l'impact des différentes pratiques agricoles sur les flux de N dans le système sol-plante et sur les pertes environnementales associées.

La période et le mode d'épandage sont donc un point sensible pour l'application des effluents d'élevage et pourront présenter des risques considérables de pertes dans l'environnement ainsi que d'autres problèmes liés à sa mauvaise gestion. La structure du sol et son niveau d'humidité seront à surveiller afin d'éviter des problèmes de compaction par les passages répétés de machineries lourdes surtout lors d'épandage printanier qui pourraient se traduire par de haut niveau de matière organique, mais par une incapacité de la biomasse microbienne à rendre l'azote accumulé sous forme disponible aux cultures. Les caractéristiques du champ (inclinaison, cours d'eau à proximité, drainage et infiltration), la dose et les caractéristiques des effluents (C/N, N-NH₄/Ntotal), le type de cultures et son stade de croissance ainsi que son coefficient d'utilisation de l'azote sont à considérer afin de maximiser les rendements des cultures en évitant les surdoses et les risques de pertes par manque de synchronisme entre les besoins des cultures et le moment d'épandage. En règle générale, il est recommandé d'épandre en période de croissance des cultures et de favoriser un enfouissement rapide dans le sol afin de diminuer les pertes par volatilisation qui surviennent principalement dans les trois à six heures suivant l'épandage (Rochette et al. 2001). Finalement, la

gestion des autres éléments nutritifs comme le phosphore, le potassium et éléments mineurs sera à considérer selon les besoins des cultures et les réglementations et la législation de la région.

6. Conclusions

La combinaison d'un apport de lisier au système de cultures en rotation avec plantes pérennes a présenté un effet bénéfique avec des stocks d'azote du sol supérieurs de 32 % par rapport au système de céréales continues avec lisier (soit un peu plus de 2 t ha⁻¹ sur le profil entier [0-50 cm]). Ce résultat montre à la fois une meilleure rétention de l'azote du lisier et une utilisation plus efficace par les plantes fourragères pérennes que par les céréales. Le type de travail du sol n'a pas eu d'impact significatif sur les stocks d'azote du profil du sol entier (0-50 cm). En revanche, les résultats suggèrent qu'une fréquence réduite de travail du sol (aux trois ans pour la rotation, par rapport à un travail annuel pour les céréales continues) pourrait favoriser l'accumulation d'azote dans la réserve du sol de surface (0-10 cm). Le bilan global d'azote (cumul des flux d'azote sur les 21 ans de traitements répétés) et la comparaison différentielle de stocks du profil entier (0-50 cm) entre le traitement de référence et les autres traitements ont montré un défaut de bilan fortement positif pour la rotation avec plantes pérennes et négatif pour le système de céréales continues. Ces résultats suggèrent qu'une entrée d'azote manquait pour la rotation (probablement l'apport d'azote issu de la fixation symbiotique) et que les pertes d'azote réelles pour les céréales continues devaient être plus élevées que celles estimées. L'utilisation du lisier sur un système de cultures en rotation comportant des plantes pérennes résulte (1) en une plus grande accumulation d'azote dans les sols et (2) en une utilisation plus efficace de l'azote par les plantes pérennes que dans un système de céréales continues. Également, une approche de défaut de bilan entrées-sorties suggère que la présence de légumineuses dans le mélange fourrager contribue à augmenter considérablement la réserve d'azote du sol. Nos résultats montrent le besoin de mesurer la fixation symbiotique *in situ* et d'approfondir notre compréhension de son rôle dans la dynamique des cycles de l'azote et du carbone des sols agricoles.

Bibliographie

- Alef, K., Beck, T.H., Zelles, L., Kleiner, D., 1988. A comparison of methods to estimate microbial biomass and n-mineralization in agricultural and grassland soils. *Soil Biol. Biochem* 20 (4): 561-565.
- Alvaro-Fuentes, J., Morell, F. J., Plaza-Bonilla, D., Arrue, J. L., Cantero-Martinez, C. 2012. Modelling tillage and nitrogen fertilization effects on soil organic carbon dynamics. *Soil and Tillage Res* 120: 32-39.
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, B.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R., Martel, J. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. *Soil Tillage Res* 41: 191-201.
- Anglade, J., Billen, G., Garnier, J. 2015. Relationships for estimating N₂ fixation in legumes: Incidence for N balance of legume-based cropping systems in Europe. *Ecosphere*, 6 (3), art. no. 37.
- Aziz, I., Mahmood, T., Islam, K.R., Ashraf, E., 2013. Estimation of cropping system impacts on carbon and nitrogen status of soil. *Agric. Appl. Sci* 5.
- Aziz, I., Mahmood, T., Islam, K.R., 2014. Impact of soil cropping and multiple cropping on soil humified carbon fractions. *Pak. J. Bot* 46 : 2157–2162.
- Bissonnette, N., Angers, D. A., Simard, R.R., Lafond, J. 2001. Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol. *Canadian Journal of Soil Science* 81(5): 545-551.
- Bittman, S., Kowalenko, C.G., Forge, T., Hunt, D.E., Bounaix, F., Patni, N. 2007. Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology* 98: 3249-3258.
- Blanchet, G., Gavazov, K., Bragazza, L., Sinaj, S. 2016. Responses of soil properties and crop yields to different inorganic and organic amendments in a Swiss conventional farming system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230: 116–126.
- Bolinder, M. A., Angers, D. A., Giroux, M., Laverdière, M.R. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (*Zea mays* L.). *Plant Soil*. 215: 85–91.
- Bolinder, M.A., Angers, D.A., Bélanger, G., Michaud, R., Laverdière, M.R. 2002. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. *Canadian Journal of Plant Science* 82 (4): 731-737.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VaandenBygaart, A.J. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 29-42.

- Campbell, C.A., Zentner, R.P., Liang, B.C., Roloff, G., Gregorich, E.C., Blomert, B., 2000. Organic carbon accumulation in soil over 30 yr in semiarid southwestern Saskatchewan: Effect of crop rotation and fertilization. *Can. J. Soil Sci.* 80: 170–192.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2010. Final Report: Review and Identification of research needs to address key issues to reactive nitrogen deposition and eutrophication in a canadian context. Government of Canada. PN 1040.
- Canton, M., Anschutz, P., Coynel, A., Polsenaere, P., Auby, I., Poirier, D. 2012. Nutrient export to an eastern atlantic coastal zone: first modeling and nitrogen mass balance. *Biogeochemistry*. 107: 361-377.
- Carlsson, G., Huss-Danell, K. 2003. Nitrogen fixation in perennial forage legumes in the field. *Plant and Soil* 253 (2): 353-372.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2010. Guide de référence en fertilisation. 2nd ed. CRAAQ, Québec, Canada. 473 p.
- Chantigny, M.H., Rochette P., Angers, D.A. 2001. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment. *Canadian Journal of Soil Science*. 81:131-137.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Morvan, T., Pomar, C. 2004. Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with ¹⁵N. *Soil Science Society of America Journal* 68: 637-643.
- Chantigny, M.H., Angers, D.A., Rochette, P. Bélanger, G., Massé, D. 2007. Gaseous nitrogen emissions and forage nitrogen uptake on soils fertilized with raw and treated swine manure. *Journal of Environmental Quality* 36: 1864-1872.
- Chantigny, M.H., D.A. Angers, G. Bélanger, P. Rochette, N.E. Hamel, S. Bittman, K. Buckley, D. Massé, Gasser, M.O. 2008. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquide swine manure. *Agron. J.*100: 207–214.
- Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Bittman, S., Buckley, K., Massé, D., Bélanger, G., Eriksen-Hamel, N., Gasser, M.-O. 2010. Soil nitrous oxide emissions following band-incorporation of fertilizer nitrogen and swine manure. *Journal of Environmental Quality*, 39 (5): 1545-1553.
- Charles, A., Rochette, P., Whalen, J.K., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N. 2017. Global nitrous oxide emission factors from agricultural soil after addition of organic amendements: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 236: 88-98.
- Chu, H., X. Lin, T., Fujii, S., Morimoto, K., Yagi, J., Hu, Zhang., J. 2007. Soil microbial biomass, dehydrogenase activity, bacterial community structure in response to long-term fertilizer management. *Soil Biol. Biochem* 39: 2971-2976.

- Chu, J., Zhang, T., Chang, W., Zhang, D., Zulfqar, S., Fu, A., Hao, Y. 2016. Impacts of cropping systems on aggregates associated organic carbon and nitrogen in a semiarid highland agroecosystem. *PLoS ONE*, 11 (10), art. no. e0165018.
- Clair, T. A., Pelletier, N., Bittman, S., Leip, A., Arp, P., Moran, M. D., Dennis, I., Niemi, D., Sterling, S. Drury, C. F., Yang, J. 2014. Interactions between reactive nitrogen and the Canadian landscape: A budget approach. *Global Biogeochem Cycles* 28: 1343–1357.
- Clough, T.J., Kelliher, F.M., Sherlock, R.R., Ford, C.D. 2004. Lime and soil moisture effects on nitrous oxide emissions from a urine patch. *Soil Science Society of America Journal*. 68: 1600-1609.
- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D. P., Kögel-Knabner, I. 2005a. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil and Tillage Research* 81: 87-95.
- Diekow, J., Mielniczuk, J., Knicker, H., Bayer, C., Dick, D. P., Kögel-Knabner, I. 2005b. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilisation. *Plant and Soil*. 268: 319-328.
- Dimassi, B., Cohan, J-P., Labreuche, J., Mary, B. 2013. Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 169: 12-20.
- EC, 2006. Development of agri-environmental indicators for monitoring the integration of environmental concerns into the common agricultural policy. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. COM(2006) 508 final. Commission of the European Communities, Brussels. Retrieved from: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM2006.0508:FIN:EN:PDF> (consulté le 15 février, 2018.).
- Ellert, B.H. and Bettany, J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75: 529-538.
- Ellert, B.H., VandenBygaart, A.J., Bremer, E. 2006. Measuring change in soil organic carbon storage. Pages 49-62 in M. R. Carter, E. G. Gregorich, eds. *Soil sampling and methods of analysis*, 2nd ed. CRC Press, Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL.
- Environnement Canada. 2011. Émissions d'ammoniac, par source Canada 2011. Indicateurs sur l'air et le climat, polluants atmosphérique. [en ligne]. <http://ec.gc.ca/indicateurs-indicators/default.asp?lang=Fr&n=03603FB3-1>(consulté le 2 mars, 2015).
- Environment Canada. 2016. Climate data on-line. [en ligne]. Available: <http://www.weatheroffice.gc.ca> (consulté le 25 février, 2018).
- Estevez, B., N'Dayegamiye, A. Coderre, D. 1996. The effect on earthworm abundance and selected soil properties after 14 years of solid cattle manure and NPKMg fertilizer application. *Can. J. Soil Sci.* 76: 351-155.

- Fan, F., Yin, C., Tang, Y., Li, Z., Song, A., Wakelin, S.A., Zou, J., Liang, Y. 2014. Probing potential microbial coupling of carbon and nitrogen cycling during decomposition of maize residue by ¹³C-DNA-SIP. *Soil Biology and Biochemistry*, 70: 12-21.
- FAOSTAT. 2014. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Statistics division. faostat3.fao.org (page consultée le 26 février 2014).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1992. Application of nitrogen-fixing systems in soil management. *FAO Soils Bulletin*.49, 193 pages.
- Frankow-Lindberg, B.E., Dahlin, A.S. 2013. N₂ fixation, N transfer, and yield in grassland communities including a deep-rooted legume or non-legume species. *Plant and Soil* 370 (1-2): 567-581.
- Fuller, K. D., Gordon, R., Grimmett, M., Fillmore, S., Madani, A., VanRoestel, J. Stratton, G.W., MacLeod, J., Embree, C., St. George, E. 2010. Seasonal and crop rotational effects of manure management on nitrate-nitrogen leaching in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 267-275.
- Fustec, J., Lesuffleur, F., Mahieu, S., Cliquet, J.-B. 2010. Nitrogen rhizodeposition of legumes. A review 2010. *Agronomy for Sustainable Development* 30: 57-66.
- Galloway J.N. 1998. The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environ Pollut* 102(1, Supplement 1):15–24.
- Galloway J.N. 2003. The global nitrogen cycle. In: Elsevier (ed) *Treatise on geochemistry*, pp 557–583.
- Gan, Y., Stulen, I., Van Keulen, H., Kuiper, P.J.C. 2004. Low concentrations of nitrate and ammonium stimulate nodulation and N₂ fixation while inhibiting specific nodulation (nodule DW g⁻¹ root dry weight) and specific N₂ fixation (N₂ fixed g⁻¹ root dry weight) in soybean. *Plant and Soil*, 258 (1-2): 281-292.
- Ghimire, R., Machado, S., Rhinhart, K. 2015. Long-term crop residue and management effects on soil profile carbon and nitrogen in wheat-fallow systems. *Agronomy Journal* 107 (6): 2230-2240.
- Godinot, O., M. Carof, F. Vertès et P. Leterme. 2014. SyNE: An improved indicator to assess nitrogen efficiency of farming systems. *Agr. Syst.* 127: 41–52.
- Groupe de travail sur la classification des sols. 2002. Le système canadien de classification des sols, 3^{ème} édition. Direction générale de la recherche, Ministère de l'Agriculture et de l'Agro-Alimentaire du Canada. Publication 1646. Ottawa (ON), 196 p.
- Gruber, N., Galloway, J.N. 2008. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle *Nature*, 451 (7176): 293-296.

- Gregorich E. G., Carter, M. R., Angers, D.A., Monreal, C. M., Ellert, B. H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 74: 367-385.
- Haynes, R.J., Naidu, R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 51:123–137.
- Hébert, M., Chantigny, M., N'Dayegamiye, A., Côté, C., Génereux, M., Martin, Y., Whalen, J. K., Moore, H., Proulx, S. et Ziadi, N. 2010. Les engrais de ferme et les matières résiduelles fertilisantes organiques. Pages 289-344 Dans L. E. Parent, G. Gagné, eds. Guide de référence en fertilisation - 2ème édition. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.
- Heinze, S., Oltmanns, M., Joergensen, R.G., Raupp, J. 2011. Changes in microbial biomass indices after 10 years of farmyard manure and vegetal fertilizer application to a sandy soil under organic management. *Plant and Soil* 343 (1-2): 221-234.
- Herridge, D.F., Turpin, J.E., Robertson, M.J. 2001. Improving nitrogen fixation of crop legumes through breeding and agronomic management: analysis with simulation modelling. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41: 391-401.
- Herridge, D.F., Peoples, M.B., Boddey, R.M. 2008. Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil* 311 (1-2): 1-18.
- Høgh-Jensen, H. and Schjørring, J.K. 1997. Interactions between white clover and ryegrass under contrasting nitrogen availability: N₂ fixation, N fertilizer recovery, N transfer and water use efficiency. *Plant and Soil* 197: 187–199.
- Høgh-Jensen, H., Schjørring, J.K. 2001, Rhizodeposition of nitrogen by red clover, white clover and ryegrass leys. *Soil Biol Biochem* 33:439–448.
- Høgh-Jensen, H., Loges, R., Jørgensen, F.V., Vinther, F.P., Jensen, E.S. 2004. An empirical model for quantification of symbiotic nitrogen fixation in grass-clover mixtures. *Agricultural Systems*, 82 (2): 181-194.
- Høgh-Jensen, H. 2006. The nitrogen transfer between plants: An important but difficult flux to quantify. *Plant and soil* 282: 1-5.
- Hopkins, William G. 2003. *Physiologie végétale* traduction de la 2e édition américaine par Serge Rambour ; révision scientifique de Charles-Marie Evrard. Bruxelles : De Boeck, 514 pages.
- Huss-Danell, K., Chaia, E., Carlsson, G. 2007. N₂ fixation and nitrogen allocation to above and below ground plant parts in red clover-grasslands. *Plant and Soil*, 299 (1-2): 215-226.

- Jagadamma, S., Lal, R., Hoefl, R.G., Nafziger, E.D., Adee, E.A. 2008. Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the central Corn Belt, USA. *Soil Tillage Res.* 98: 120-129.
- Jenkinson, D. S. 1987. Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. J. R. Wilson, ed. *Advances in nitrogen cycling in agricultural ecosystems'* CAB International Wallingford, U.K., Pages 368-386.
- Jones, C.A., Kiniry, J.R. (Eds.). 1986. *CERES-Maize: a simulation model of maize growth and development.* Texas A&M Univ. Press. College Station, Texas.
- Kaisi, A.M.M., Yin, X., Licht, M.A. 2005a. 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.
- Kaisi, A.M.M., Yin, X., Licht, M.A. 2005b. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some Iowa soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105: 635-647.
- Karlen, D. L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C., Berry, E.C., Swan, J. B., Eash, N. S., Jordahl, J. L. 1994. Long-term tillage effects on soil quality. *Soil and tillage research.* 32: 313-327.
- Khan, D.F., Peoples, M.B., Chalk, P.M., Herridge, D.F. 2002. Quantifying below-ground nitrogen of legumes. 2. A comparison of ¹⁵N and non isotopic methods. *Plant and Soil*, 239 (2): 277-289.
- Kirchmann, H. and Lundvall, A. (1993) Relationship between N Immobilization and Volatile Fatty Acids in Soil after Application of Pig and Cattle Slurry. *Biology and Fertility of Soils*, 15: 161-164.
- Kuo, S., Sainju, U.M., Jellum, E.J., 1997. Winter cover cropping influence on nitrogen in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 1392–1399.
- Ladha, J.K., Kesava Reddy, C., Padre, A.T., Van Kessel, C. 2011. Role of nitrogen fertilization in sustaining organic matter in cultivated soils. *J. Environ. Qual.* 40: 1756–1766.
- Lafond, J., Angers, D.A., Pageau, D., Lajeunesse, J. 2017. Sustainable cereal and forage production in dairy-based cropping systems. *Canadian Journal of plant science.* 97(3): 473-485.
- Larson, W.E. and F.J. Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. In *Evaluation for Sustainable Land Management in the Developing World.* Int. Board for Soil Res. and Management. Vol. 2. IBSRAM Proc. 12(2).
- Leip, A., Britz, W., Weiss, F., De Vries, W. 2011. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental pollution* 159 (11) : 3243-3253.
- Lesuffleur, F., Salon, C., Jeudy, C., Cliquet, J.B. 2013. Use of a ¹⁵N₂ labelling technique to estimate exudation by white clover and transfer to companion ryegrass of symbiotically fixed N. *Plant and Soil*, 369 (1-2): 187-197.
- Li, Q., Yu, P., Li, G., Zhou, D. 2016. Grass-legume ratio can change soil carbon and nitrogen storage in a temperate steppe grassland. *Soil and Tillage Research*, 157: 23-31.

- Liang, B. C., McConkey, B. G., Campbell, C. A., Curtin, D., Lafond, G. P., Brandt, S. A., Moulin, A. P. 2004. Total and labile soil organic nitrogen as influenced by crop rotations and tillage in Canadian prairie soils. *Biology and fertility of soils*. 39: 249-257.
- Liu, Y., Wu, L., Baddeley, J.A., Watson, C.A. 2011. Models of biological nitrogen fixation of legumes. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 31 (1): 155-172.
- Louarn, G., Pereira-Lopès, E., Fustec, J., Mary, B., Voisin, A.-S., De Faccio Carvalho, P., Gastal, F. 2015. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality. *Plant Soil* 389: 289–305.
- Luo, Z., Wang, E., Baldock, J., Xing, H. 2014. Potential soil organic carbon stock its uncertainty under various cropping systems in Australian cropland. *Soil Research* 52: 463-475.
- Lüscher, A., Mueller-Harvey, I., Soussana, J.F., Rees, R.M., Peyraud, J.L. 2014. Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: A review. *Grass and Forage Science*, 69 (2): 206-228.
- Macdonald, J.D., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M., Royer, I., Grasser, M-O. 2010. Plowing a Poorly Drained Grassland Reduced Soil Respiration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74:2067–2076.
- Macduff, J. F., Jarvis, S. C., Davidson, I. A. 1996. Inhibition of N₂ fixation by white clover (*Trifolium repens* L.) at low concentrations of NO₃⁻ in flowing solution culture. *Plant and Soil* 180: 287-295.
- Maillard, É. Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. *Global Changes Biology* 20 (2): 666-679.
- Maillard, É., Angers, D. A., Chantigny, M., Bittman, S. Rochette, P., Lévesque, G., Hunt, D., 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.H., Lafond, J. Pageau, D., Rochette, P. Lévesque, G. Leclerc, M-L. Parent, L-E. 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.
- Mayer, J., Buegger, F., Jensen, E.S., Schloter, M., Heß, J. 2003. Estimating N rhizodeposition of grain legumes using a ¹⁵N in situ stem labelling method. *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (1): 21-28.
- McGonigle, T.P., Turner, W.G. 2017. Grasslands and Croplands Have Different Microbial Biomass Carbon Levels per Unit of Soil Organic Carbon, 7 (7): 57.

- Mikha, M. M., Benjamin, J. G., Vigil, M. F., Poss, D. J. 2017. Manure and tillage use remediation of eroded land and impacts on soil chemical properties. *PLoS ONE* 12 (4): e0175533.
- Munkholm, L. J., Heck, R. J., Deen, B. 2013. Long-term rotation and tillage effects on soil structure and crop yield. *Soil and Tillage Research* 127: 85-91.
- Nath, A. J., Lal, 2017. R. Effects of Tillage Practices and Land Use Management on Soil Aggregates and Soil Organic Carbon in the North Appalachian Region, USA, In *Pedosphere*, 27: 172-176.
- N'Dayegamiye, A., Drapeau, S. Huard et Y. Thibeault. 2004. Intégration de boues mixtes et de fumiers dans des rotations agricoles : Réponse des cultures et interactions avec les propriétés du sol. *Agrosol*, 15 (2): 83-90.
- N'Dayegamiye, A. Giroux, M. Gasser, M.O. 2007. La contribution en azote du sol relié à la minéralisation de la MO : facteur climatique et régies agricoles influençant les taux de minéralisation d'azote. *Colloque sur l'azote CRAAQ-OAQ*.
- Neufeld, K. R., Grayston, S. J., Bittman, S., Krzic, M., Hunt, D. E., Smukler, S. M. 2017. Long-term alternative dairy manure management approaches enhance microbial biomass and activity in perennial forage grass. *Biol Fertil Soils* 53: 613-626.
- Novelli, L.E., Caviglia, O.P., Piñeiro, G. Increased cropping intensity improves crop residue input to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil & Tillage Research* 165: 128-136.
- Nyfeler, D., Huguenin-Elie, O., Suter, M., Frossard, E., Connolly, J., Lüscher, A. 2009. Strong mixture effects among four species in fertilized agricultural grassland led to persistent and consistent transgressive overyielding. *Journal of Applied Ecology*, 46 (3): 683-691.
- Nyfeler, D., Huguenin-Elie, O., Suter, M., Frossard, E., Lüscher, A. 2011. Grass-legume mixtures can yield more nitrogen than legume pure stands due to mutual stimulation of nitrogen uptake from symbiotic and non-symbiotic sources. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140 (1-2): 155-163.
- Nyiraneza, J., Chantigny, M.H., N'Dayegamiye, A. Laverdière, M.R. 2009. Dairy Cattle Manure Improves Soil Productivity in Low Residue Rotation Systems. *Agronomy Journal*. 101(1):207-214.
- Nyiraneza, J., Chantigny, M.H., N'Dayegamiye, A., 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.
- Oberson, A., Frossard, E., Bühlmann, C., Mayer, J., Mäder, P., Lüscher, A. 2013. Nitrogen fixation and transfer in grass-clover leys under organic and conventional cropping systems. *Plant and Soil*, 371 (1-2): 237-255.

- OECD, 2001. Environmental Indicators for Agriculture: Methods and Results. Vol. 3. OECD, Paris, France, 409 p.
- Oenema, O., Kros, H., de Vries, W., 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20: 3–16.
- Ontario Ministry of agriculture, food and rural affairs (OMAFRA). 2005. Environmental Impacts of Nitrogen Use in Agriculture. Factsheet. 05-073.
- Özbek, F.S., Leip, A. 2015. Estimating the gross nitrogen budget under soil nitrogen stock changes: A case study for Turkey. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 205: 48–56.
- Parham, J.A., Deng, S.P., Da, H.N., Sun, H.Y., Raun, W.R. 2003. Long-term cattle manure application in soil. II. Effect on soil microbial populations and community structure. *Biol. Fertil. Soils.* 38: 209-215.
- Paynel, F., Lesuffleur, F., Bigot, J., Diquélou, S., Cliquet, J.-B. 2008. A study of ¹⁵N transfer between legumes and grasses. *Agronomy for Sustainable Development*, 28 (2): 281-290.
- Peoples, M.B., Herridge, D.F. 1990. Nitrogen Fixation by Legumes in Tropical and Subtropical Agriculture *Advances in Agronomy*, 44 (C): 155-223.
- Peoples, M.B., Ladha, J.K., and Herridge, D.F. 1995b. Enhancing legume N₂ fixation through plant and soil management. *Plant and Soil* 174: 83-101.
- Peoples, M.B. Brockwell, J., Herridge, D.F., Rochester, I.J., Alves, B.J.R., Urquiaga, S., Boddey, R.M., Dakora, F.D., Bhattarai, S., Maskey, S.L., Sampet, C., Rerkasem, B., Khan, D. F., Hauggaard-Nielsen, H., Jensen, E. S. 2009. Review article : The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis* 48: 1-17.
- Pirhofer-Walzl, K., Rasmussen, J., Høgh-Jensen, H., Eriksen, J., Søgaard, K., Rasmussen, J. 2012. Nitrogen transfer from forage legumes to nine neighbouring plants in a multi-species grassland. *Plant and Soil*, 350 (1-2): 71-84.
- Poirier, V., Angers, D.A., Rochette, P., Chantigny, M.H., Ziadi, N., Tremblay, G., Fortin, J., 2009. Interactive effects of tillage and mineral fertilization on soil carbon profiles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 255-261.
- Powlson, D. S., Gregory, P.J., Whalley, W.R., Quinton, J.N., Hopkins, D.W., Whitmore, A. P., Hirsch, P.R., Goulding, K.W.T. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. *Food Policy.* 36 (1): 72-82.
- Rasmussen, J., Eriksen, J., Jensen, E.S., Esbensen, K.H., Høgh-Jensen, H. 2007. In situ carbon and nitrogen dynamics in ryegrass-clover mixtures: Transfers, deposition and leaching. *Soil Biology and Biochemistry* 39 (3): 804-815.

- Ratnayake, R. R., Perera, B. M. A. C. A., Rajapaksha, R. P. S. K., Ekanayake, E. M. H. G. S., Kumara, R. K. G. K., Gunaratne, H. M. A. C. Soil carbon sequestration and nutrient status of tropical rice based cropping systems: Rice-Rice, Rice-Soya, Rice-Onion and Rice-Tobacco in Sri Lanka. *CATENA* 150 : 17-23.
- Rieux, C.M., A. Vanasse, M.H. Chantigny, P. Gelin, D.A. Angers, P. Rochette et I. Royer. 2013. Yield and bread-making potential of spring wheat under mineral and organic fertilization. *Crop Sci.* 53: 1139–1147.
- Rochette, P., Van Bochove, E., Prévost, D., Angers, D.A., Côté, D., Bertrand, N. 2000. Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Science Society of America Journal.* 64: 1396-1403.
- Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Bertrand, N., Côté, D. 2001. Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues. *Canadian Journal of Soil Science* 81 (4): 515-523.
- Rochette, P., Janzen, H.H. 2005. Towards a revised coefficient for estimating N₂O emissions from legumes. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 73 (2-3): 171-179.
- Rochette, P., Guilmette, D., Chantigny, M. H., Angers, D. A., MacDonald, J. D., Bertrand, N., Parent, L.-L., Cote, D. and Gasser, M. O. 2008. Ammonia volatilization following application of pig slurry increases with slurry interception by grass foliage. *Can. J. Soil Sci.* 88: 585-593.
- Ross, S. M., Izaurralde, R. C., Janzen, H. H., Robertson, J. A., McGill, W. B. 2008. The nitrogen balance of three long-term agroecosystems on a boreal soil in western Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment.* 127 (3-4): 241-250.
- Rotz, C.A., Corson, M. S., Chianese, D.S., Montes, F., Hafner, S.D., Bonifacio, H., F., Coiner, C. U. 2014. *The Integrated Farm System Model.* Agriculture Research Service. United States. 226 pages.
- Sainju, U.M., Caesar-Tonthat, T., Lenssen, A.W., Evans, R.G., Kohlberg, R., 2007. Long-term tillage and cropping sequence effects on dryland residue and soil carbon fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 71: 1730–1739.
- Sainju, U. M., Senwo, Z. N., Nyakatawa, E. Z., Tazisong, I. A., Reddy, K. C. 2008. Soil carbon and nitrogen sequestration as affected by long-term tillage cropping systems, and nitrogen fertilizer sources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 127: 234-240.
- Sainju, U. M., Allen, B. L., Lenssen, A. W., Mikha, M. 2017. Root and soil total carbon and nitrogen under bioenergy perennial grasses with various nitrogen rates. *Biomass and Bioenergy.* 107: 326-334.
- Sainju, U. M., Allen, B. L., Lenssen, A. W., Allen, B. L., Stevens, W. B., Jabro, J. D. 2017b. Soil total carbon and nitrogen and crop yields after eight years of tillage, crop rotation and cultural practice. *Heliyon* 3: e00481.

- Sheppard, S.C., Bittman, S. 2013. Estimated net application of ammoniacal and organic N from manure, and potential for mitigating losses of ammonia in Canada Agriculture, Ecosystems and Environment 171: 90-102.
- Schneider, A. Huyghe, C. 2015. Les légumineuses pour les systèmes agricoles et alimentaires durables. Éditions Quae. France. 473 pages.
- Soon, Y.K., Clayton, G.W. 2003. Effects of eight years of crop rotation and tillage on nitrogen availability and budget of a sandy soil. Canadian Journal of Soil. 83: 475-481.
- Smaling, E.M.A., Oenema, O., Fresco, L.O. (Eds.), 1999. Nutrient Disequilibria in Agroecosystems: Concepts and Case studies. CAB International, Wallingford, 322 p.
- Smith, J.L., Paul, E.A., 1990. The significance of soil microbial biomass estimations. In: Bollag, J.M., Stotzky, G. (Eds.). Soil Biochemistry, vol. 6. Marcel Dekker, Inc, New York, pp. 357±396.
- Stevenson, F.J., 1994. Humus chemistry. Genesis, Composition, Reactions. John Wiley & Sons.
- Stevenson, F.J. et Cole, M.A. 1999. Cycles of Soil: A broad overview on the cycling of C, N, P, S and micronutrients in soils. John Wiley & Sons, Inc. New York, 427p.
- Statistique Canada. 2006. Profil géographique de la production de fumier au Canada, 2001, no 21-601-M au catalogue, (site consulté le 19 octobre 2008).
- Styles, D., Gibbons, J., Williams, A.P., Dauber, J., Stichnothe, H., Urban, B., Chadwick, D.R., 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.
- Thakur, M.P., Milcu, A., Manning, P., Niklaus, P.A., Rocher, C., Power, S. Reich, P.B, Scheu, S., Tilman, D., Ai, F., Guo, H., Ji, R., Pierce, S., Guerrero Ramirez, N., Richter, A.N., Steinauer, K., Stecker, T., Vogel, A., Eisenhauer, N. 2015. Plant diversity drives soil microbial biomass carbon in grasslands irrespective of global environmental change factors. Global Change Biology 21: 4076-4085.
- Thivierge, M.-N., Chantigny, M.H., Seguin, P., Vanasse, A. 2015. Sweet pearl millet and sweet sorghum have high nitrogen uptake efficiency under cool and wet climate. Nutr Cycl Agroecosyst. 102: 195–208.
- Tian, G. Kang, B.T., Brussaard, L. 1992. Biological effects of plant residues with contrasting chemical compositions under humid tropical conditions-decomposition and nutrient release. Soil Biology & Biochemistry 24: 1051-1060.
- Tisdale, S. L., W. L. Nelson and J. D. Beaton. 1985. Soil Fertility and Fertilizers. The Macmillan Company. New York. Pp: 754.
- Triberti, L., Nastri, A. Baldoni, G. 2016. Long-term effects of crop rotation, manure and mineral fertilisation on carbon sequestration and soil fertility. European Journal of Agronomy. 74: 47-55.

- Voisin, A.-S., Salon, C., Jeudy, C., Warembourg, F.R. 2003. Symbiotic N₂ fixation activity in relation to C economy of *Pisum sativum* L. as a function of plant phenology. *Journal of Experimental Botany* 54(393): 2733-2744.
- Viaud, V., Angers, D.A., Parnaudeau, V., Morvan, T., Aubry, S. M. 2011. Response of organic matter to reduced tillage and animal manure in a temperate loamy soil. *Soil Use and Management* 27: 84-93.
- Voroney, R.P., Brookes, P.C., Beyaert, R.P. 2008. Soil microbial Biomass C, N, P, and S (637-652.) Soil samplings and methods of analysis. Boca Raton, United States. ISBN: 978-0-8493-3586-0. 1224 pages.
- Walley, F.L., Clayton, G. W., Miller, P. R., Carr, P. M., Lafond, G. P. 2007. Nitrogen economy of pulse crop production in the northern great plains. *Agronomy journal* 99 (6): 1710-1718.
- Watson, C.A., Bengtsson, H., Ebbesvik, M., Løes, A.-K., Myrbeck, A., Salomon, E., Schroder, J., Stockdale, E.A. 2002. A review of farm-scale nutrient budgets for organic farms as a tool for management of soil fertility *Soil Use and Management*, 18 (SUPPL.): 264-273.
- Wu, L., McGechan, M.B. 1999. Simulation of nitrogen uptake, fixation and leaching in grass/white cover mixture. *Grass and Forage Sciences* 54: 30-41.
- Wu, G.-L., Liu, Y., Tian, F.-P., and Shi, Z.-H. 2017. Legumes Functional Group Promotes Soil Organic Carbon and Nitrogen Storage by Increasing Plant Diversity. *Land Degrad. Develop.* 28: 1336–1344.
- Wuest, S.B., Gollany, H.T. 2013. Soil Organic Carbon and Nitrogen after application of nine organic amendments. *Soil Science Society of America*. 77: 237–245.
- Yajun, H., Yuhong, W., Qingrui, C. Xiaorong, W. 2017. Effects of long-term fertilization on soil organic carbon and nitrogen in a highland agroecosystem. *Pedosphere* 27(4): 725-736.
- Yang, J. Y. De Jong, R. Drury, C. F. Huffman, E. C. Kirkwood, V. Yang X. M. 2007. Development of a Canadian Agricultural Nitrogen Budget (CANB v2.0) model and the evaluation of various policy scenarios. *Canadian Journal of Soil Science* 87: 153–165.
- Yang, J.Y., Drury, C.F., Yang, X.M., De Jong, R., Huffman, E.C., Campbell, C.A., Kirkwood, V. 2010. Estimating biological N₂ fixation in Canadian agricultural land using legume yields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 192–201.
- Zavattaro, L. Bechini, L., Grigani, C., Evert, F. K. v., Mallast, J., Spiegel, H., Sandén, T., Pecio, A., Giráldez Cervera, J. V., Guzmán, G., Vanderlinden, K., D'Hose, T., Ruyschaert, G., Berge, H. F. M. t. 2017. Agronomic effects of bovine manure: A review of long-term European field experiments. *European Journal of Agronomy* 90: 127-138.
- Zhang, L., Vet, R., O'brien, J. M., Mihele, C., Liang, Z., Wiebe, A. 2009. Dry deposition of individual nitrogen species at eight Canadian rural sites. *Journal of geophysical research* 114: D02301.

- Zhang, X., Xu, M., Liu, J., Sun, N., Wang, B., Wu, L. 2016. Greenhouse gas emissions and stocks of soil carbon and nitrogen from a 20-year fertilised wheat-maize intercropping system: A model approach. *Journal of Environmental Management* 167: 105-114.
- Zhang, T. , Chen, A. B., Liu, J. Liu, H., Lei, B., Zhai, L., Zhang, D. , Wang, H. 2017. Cropping systems affect paddy soil organic carbon and total nitrogen stocks (in rice-garlic and rice-fava systems) in temperate region of southern China. *Science of the Total Environment* 609 :1640–1649.
- Zhang, Y., Hao, X., Alexander, T.W., Thomas, B. W., Shi, X., Lupwayi, N. Z. 2018. Long-term and legacy effects of manure application on soil microbial community composition. *Biology and Fertility of Soils*. 54: 269-283.
- Zhong, W., Gu, T., Wang, W., Zhang, B., Lin, X., Huang, Q. 2010 . The effect of mineral fertilizer and organic manure on soil microbial community and diversity. *Plant Soil*. 326: 511–522.

Annexes complémentaires

Tableau A1. Moyennes (erreurs-types) des stocks de N total (t ha⁻¹) pour chacune des profondeurs (0-5,5-10,10-20,20-30, 30-40, 40-50) individuelles de sols.

Facteurs ^a	Profondeurs de sol (cm)					
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50
R-CP-LDM	2,05 (0,07)	1,62 (0,07)	2,45 (0,13)	1,27 (0,15)	0,71 (0,10)	0,56 (0,07)
R-CP-MIN	1,66 (0,07)	1,43 (0,07)	2,24 (0,13)	1,30 (0,15)	0,63 (0,10)	0,48 (0,07)
R-MP-LDM	1,50 (0,07)	1,26 (0,07)	2,40 (0,14)	1,74 (0,17)	0,67 (0,11)	0,44 (0,07)
R-MP-MIN	1,17 (0,07)	1,03 (0,07)	1,95 (0,13)	1,40 (0,15)	0,62 (0,10)	0,46 (0,07)
M-CP-LDM	1,30 (0,07)	1,23 (0,07)	1,96 (0,13)	0,89 (0,15)	0,47 (0,10)	0,37 (0,07)
M-CP-MIN	1,21 (0,07)	1,05 (0,07)	1,80 (0,13)	1,08 (0,15)	0,55 (0,10)	0,45 (0,07)
M-MP-LDM	1,03 (0,07)	1,06 (0,07)	2,00 (0,13)	1,43 (0,15)	0,66 (0,10)	0,39 (0,07)
M-MP-MIN	1,02 (0,07)	0,98 (0,07)	1,91 (0,13)	1,62 (0,15)	0,75 (0,10)	0,58 (0,07)
Rotations						
R	1,60 (0,05)	1,33 (0,06)	2,26 (0,10)	1,43 (0,11)	0,66 (0,08)	0,49 (0,04)
M	1,14 (0,05)	1,08 (0,06)	1,92 (0,10)	1,26 (0,11)	0,61 (0,08)	0,45 (0,04)
Travail du sol						
CP	1,55 (0,05)	1,33 (0,05)	2,12 (0,10)	1,14 (0,11)	0,59 (0,08)	0,46 (0,04)
MP	1,18 (0,05)	1,08 (0,05)	2,07 (0,10)	1,55 (0,11)	0,67 (0,08)	0,47 (0,04)
Source de nutriments						
LDM	1,47 (0,05)	1,29 (0,05)	2,20 (0,09)	1,33 (0,10)	0,63 (0,07)	0,44 (0,03)
MIN	1,27 (0,05)	1,12 (0,05)	1,98 (0,09)	1,35 (0,10)	0,64 (0,07)	0,49 (0,03)
Rotations x Travail du sol						
R-CP	1,85 (0,06) a	1,52 (0,07) a	2,35 (0,12)	1,28 (0,14)	0,67 (0,09)	0,52 (0,06)
R-MP	1,34 (0,06) b	1,15 (0,07) b	2,18 (0,13)	1,57 (0,14)	0,65 (0,10)	0,45 (0,06)
M-CP	1,25 (0,06) b	1,14 (0,07) b	1,89 (0,12)	0,99 (0,14)	0,51 (0,09)	0,41 (0,06)
M-MP	1,03 (0,06) c	1,02 (0,07) b	1,95 (0,12)	1,52 (0,14)	0,70 (0,09)	0,49 (0,06)
Rotations x Source de nutriments						
R-LDM	1,78 (0,06) a	1,44 (0,07)	2,42 (0,11)	1,50 (0,13) a	0,69 (0,09)	0,50 (0,05) a
R-MIN	1,41 (0,06) b	1,23 (0,07)	2,10 (0,10)	1,35 (0,13) ab	0,63 (0,08)	0,47 (0,05) a
M-LDM	1,17 (0,06) c	1,14 (0,07)	1,98 (0,10)	1,16 (0,13) b	0,56 (0,08)	0,38 (0,05) b
M-MIN	1,11 (0,06) c	1,02 (0,07)	1,86 (0,10)	1,35 (0,12) ab	0,65 (0,08)	0,52 (0,05) a

^aM, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers.

Tableau A2. Moyennes (erreurs-types) des stocks de N total ($t\ ha^{-1}$) pour les profondeurs cumulées (0-20, 0-50 cm) du profil de sol.

Facteurs ^a	Profil de sol (cm)	
	0-20	0-50
R-CP-LDM	6,12 (0,25)	8,65 (0,51)
R-CP-MIN	5,32 (0,25)	7,74 (0,51)
R-MP-LDM	5,18 (0,26)	8,17 (0,53)
R-MP-MIN	4,16 (0,25)	6,63 (0,51)
M-CP-LDM	4,48 (0,25)	6,21 (0,51)
M-CP-MIN	4,08 (0,25)	6,16 (0,51)
M-MP-LDM	4,10 (0,25)	6,53 (0,51)
M-MP-MIN	3,91 (0,25)	6,87 (0,51)
Rotations		
R	5,19 (0,20)	7,80 (0,39)
M	4,14 (0,20)	6,44 (0,39)
Travail du sol		
CP	5,00 (0,19)	7,19 (0,39)
MP	4,34 (0,19)	7,05 (0,39)
Source de nutriments		
LDM	4,97 (0,18)	7,39 (0,33)
MIN	4,37 (0,18)	6,85 (0,33)
Rotations x Source de nutriments		
R-LDM	5,65 (0,21) a	8,41 (0,40) a
R-MIN	4,74 (0,20) b	7,19 (0,40) b
M-LDM	4,29 (0,20) bc	6,37 (0,40) b
M-MIN	4,00 (0,20) c	6,52 (0,40) b

^aM, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers.

Tableau A3. Moyennes (erreurs-types) des rapports MBC/C (%) pour chacune des profondeurs (0-5,5-10,10-20,20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sols.

Facteurs	Profondeurs de sol (cm)					
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50
R-CP-LDM	1,97 (0,20)	1,86 (0,22)	1,10 (0,17)	1,83 (0,21)	0,96 (0,27)	0,78 (0,22)
R-CP-MIN	1,42 (0,20)	1,34 (0,22)	1,23 (0,17)	0,98 (0,21)	0,71 (0,27)	0,63 (0,22)
R-MP-LDM	1,87 (0,26)	1,79 (0,24)	1,85 (0,19)	1,56 (0,24)	1,36 (0,30)	1,04 (0,24)
R-MP-MIN	1,60 (0,20)	1,50 (0,22)	1,36 (0,17)	1,35 (0,21)	0,85 (0,27)	0,82 (0,22)
M-CP-LDM	2,07 (0,20)	1,32 (0,22)	0,88 (0,17)	0,68 (0,21)	1,04 (0,27)	0,60 (0,22)
M-CP-MIN	1,30 (0,20)	1,07 (0,22)	0,99 (0,17)	0,86 (0,21)	0,47 (0,27)	0,61 (0,22)
M-MP-LDM	1,27 (0,20)	1,12 (0,22)	1,35 (0,17)	1,08 (0,21)	0,77 (0,27)	0,38 (0,22)
M-MP-MIN	0,88 (0,20)	0,97 (0,22)	0,94 (0,17)	0,90 (0,21)	0,53 (0,27)	0,77 (0,22)
Rotations						
R	1,71 (0,15)	1,62 (0,14)	1,38 (0,12)	1,43 (0,15)	0,97 (0,19)	0,82 (0,17)
M	1,38 (0,15)	1,12 (0,13)	1,04 (0,11)	0,88 (0,15)	0,70 (0,19)	0,59 (0,17)
Travail du sol						
CP	1,69 (0,13)	1,40 (0,13)	1,05 (0,11)	1,08 (0,14)	0,80 (0,19)	0,66 (0,17)
MP	1,40 (0,13)	1,34 (0,13)	1,37 (0,12)	1,22 (0,14)	0,87 (0,19)	0,75 (0,17)
Source de nutriments						
LDM	1,79 (0,13)	1,52 (0,13)	1,29 (0,11)	1,29 (0,14)	1,03 (0,18)	0,70 (0,17)
MIN	1,30 (0,13)	1,22 (0,13)	1,13 (0,11)	1,02 (0,14)	0,64 (0,18)	0,71 (0,17)
Système de rotations x Travail du sol						
R-CP	1,69 (0,17) ab	1,60 (0,16)	1,16 (0,14)	1,40 (0,17)	0,84 (0,22)	0,71 (0,19)
R-MP	1,73 (0,17) ab	1,64 (0,17)	1,61 (0,14)	1,45 (0,18)	1,10 (0,24)	0,93 (0,19)
M-CP	1,69 (0,17) a	1,20 (0,16)	0,94 (0,14)	0,77 (0,17)	0,75 (0,23)	0,61 (0,19)
M-MP	1,07 (0,17) b	1,04 (0,16)	1,14 (0,14)	0,99 (0,17)	0,65 (0,23)	0,58 (0,19)

^aM, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers.

Tableau A4. Moyennes (erreurs-types) des concentrations de carbone de la biomasse microbienne (MBC; g kg⁻¹) et effets simples significatifs à P ≤ 0,05 pour chaque profondeur de sol (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50 cm).

Facteurs	Profondeurs de sol (cm)					
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50
R-CP-LDM	0,75 (0,06)	0,58 (0,04)	0,26 (0,03)	0,23 (0,02)	0,05 (0,01)	0,03 (0,01)
R-CP-MIN	0,43 (0,06)	0,35 (0,04)	0,27 (0,03)	0,11 (0,02)	0,03 (0,01)	0,02 (0,01)
R-MP-LDM	0,53 (0,07)	0,42 (0,04)	0,43 (0,04)	0,25 (0,02)	0,07 (0,01)	0,04 (0,01)
R-MP-MIN	0,35 (0,06)	0,28 (0,04)	0,27 (0,03)	0,18 (0,02)	0,04 (0,01)	0,03 (0,01)
M-CP-LDM	0,49 (0,06)	0,31 (0,04)	0,17 (0,03)	0,05 (0,02)	0,04 (0,01)	0,02 (0,01)
M-CP-MIN	0,28 (0,06)	0,21 (0,04)	0,18 (0,03)	0,09 (0,02)	0,02 (0,01)	0,02 (0,01)
M-MP-LDM	0,25 (0,06)	0,21 (0,04)	0,26 (0,03)	0,15 (0,02)	0,04 (0,01)	0,02 (0,01)
M-MP-MIN	0,16 (0,06)	0,16 (0,04)	0,17 (0,03)	0,14 (0,02)	0,03 (0,01)	0,03 (0,01)
Rotations						
R	0,51 (0,05)	0,41 (0,03)	0,30 (0,02)	0,19 (0,02)	0,05 (0,01)	0,03 (0,01)
M	0,30 (0,04)	0,22 (0,03)	0,19 (0,02)	0,11 (0,02)	0,03 (0,01)	0,02 (0,01)
Valeur de P	0,042	0,016	0,016	0,044	0,14	0,15
Travail du sol						
CP	0,49 (0,04)	0,36 (0,02)	0,22 (0,02)	0,12 (0,02)	0,04 (0,01)	0,02 (0,00)
MP	0,32 (0,04)	0,27 (0,02)	0,27 (0,02)	0,18 (0,02)	0,04 (0,01)	0,03 (0,00)
Valeur de P	0,008	0,015	0,038	0,028	0,32	0,22
Source de nutriments						
LDM	0,50 (0,04)	0,38 (0,02)	0,27 (0,02)		0,05 (0,01)	0,03 (0,01)
MIN	0,30 (0,04)	0,25 (0,02)	0,22 (0,02)		0,03 (0,01)	0,03 (0,01)
Valeur de P	<0,001	<0,001	0,011	0,09	0,020	0,78
Travail du sol x Source de nutriments						
CP-LDM			0,22 (0,02) b			
CP-MIN			0,22 (0,02) b			
MP-LDM			0,34 (0,02) a			
MP-MIN			0,22 (0,02) b			
Valeur de P	0,10	0,24	0,008	0,95	0,93	0,40

^aM, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers. Moyenne des moindres carrés et (erreur-type) sont présentés pour l'interaction système de rotations x travail de sol x source de nutriments, bien que non-significatif. Les probabilités (Valeurs de P) et la moyenne de carré associée avec l'erreur-type sont aussi présentées pour les effets statistiquement significatifs. Les différentes lettres indiquent la différence significative à P ≤ 0,05 (Test de Tuckey HSD) pour chaque profondeur individuelle.

Tableau A5. Moyennes (erreurs-types) des rapports MBN/N (%) sur l'horizon de surface du sol (0-7,5 cm) pour les effets significatifs à $P \leq 0,05$.

Traitements ^a	Date	
	Juin	Sept
Travail du sol		
CP	n.s	3,82 (0,14)
MP	n.s	3,18 (0,13)
<i>Valeur de P</i>		0,016
Source de Nutriments		
LDM	n.s	4,02 (0,14)
MIN	n.s	2,98 (0,13)
<i>Valeur de P</i>		<,001

^aCP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers. Les probabilités (Valeurs de P) et la moyenne de carré associée avec l'erreur-type sont aussi présentées pour les effets statistiquement significatifs.

Tableau A6. Moyennes (erreurs-types) des concentrations d'azote de la biomasse microbienne (MBN; g kg⁻¹) pour les deux dates d'échantillonnage en 2011 selon les différents traitements. Les valeurs de P sont présentées pour les effets significatifs à P ≤ 0,05.

Facteurs	Date	
	Juin	Sept
R-CP-LDM	0,08 (0,01)	0,12 (0,01)
R-CP-MIN	0,06 (0,01)	0,07 (0,01)
R-MP-LDM	0,04 (0,01)	0,09 (0,01)
R-MP-MIN	0,02 (0,01)	0,05 (0,01)
M-CP-LDM	0,04 (0,01)	0,09 (0,01)
M-CP-MIN	0,02 (0,01)	0,06 (0,01)
M-MP-LDM	0,01 (0,01)	0,06 (0,01)
M-MP-MIN	0,01 (0,01)	0,03 (0,01)
Rotations		
R		0,08 (0,01)
M		0,06 (0,01)
Valeur de P		0,02
Travail du sol		
CP	0,05 (0,01)	0,08 (0,01)
MP	0,02 (0,01)	0,06 (0,01)
Valeur de P	0,012	0,002
Source de nutriments		
LDM		0,09 (0,02)
MIN		0,05 (0,02)
Valeur de P		<,001

^a M, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers.

Tableau A7. Moyennes des rapports C/N ($\text{g}^{-1} \text{kg}^{-1}$) pour chacune des profondeurs (0-5,5-10,10-20,20-30, 30-40, 40-50 cm) individuelles de sols.

Facteurs	Profondeurs de sol (cm)					
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50
R-CP-LDM	12	12	13	12	10	11
R-CP-MIN	12	12	12	12	13	11
R-MP-LDM	12	13	13	13	12	16
R-MP-MIN	12	12	13	14	17	13
M-CP-LDM	12	12	12	13	14	14
M-CP-MIN	12	12	12	13	12	11
M-MP-LDM	12	12	13	13	13	14
M-MP-MIN	12	12	13	13	12	11
<i>Valeur de P</i>	0,93	0,88	0,58	0,65	0,75	0,39
Rotations						
R	12	12	13	13	13	13
M	12	12	12	13	13	12
<i>Valeur de P</i>	0,81	0,68	0,58	0,95	0,93	0,78
Travail du sol						
CP	12	12	12	13	12	12
MP	12	12	13	13	14	13
<i>Valeur de P</i>	0,32	0,61	0,37	0,44	0,56	0,37
Source de nutriments						
LDM	12	12	13	13	12	13
MIN	12	12	13	13	14	12
<i>Valeur de P</i>	0,95	0,90	0,92	0,47	0,42	0,10

^aM, céréales continues; R, rotation céréale-fourrages; CP, chisel; MP, labour; MIN, fertilisation minérale; LDM, lisier de bovins laitiers. Les probabilités (Valeurs de P) et la moyenne de carré associée avec l'erreur-type sont aussi présentées bien que non significatifs.