

**ÉPANDAGE POSTRÉCOLTE DES ENGRAIS ORGANIQUES
ET RISQUES ENVIRONNEMENTAUX RELIÉS
AUX PERTES D'AZOTE**

REVUE DE LITTÉRATURE

ORDRE DES AGRONOMES DU QUÉBEC

AUTEUR

Jocelyn Magnan, agronome, consultant en agroenvironnement

REMERCIEMENTS

Plusieurs professionnels, chercheurs et agronomes, ont contribué à bonifier le contenu de cette revue de littérature, soit par leurs commentaires écrits ou verbaux.

Un merci tout spécial à **André Brunelle et Jean Cantin**, agronomes au MAPAQ, qui ont agi à titre de lecteurs externes.

Ont aussi contribué les membres du comité *ad hoc* sur les pratiques agronomiques en fertilisation organique :

- Éric Lavoie, agronome
- Denis Côté, agronome
- Jean Duval, agronome
- Guy Forand, agronome
- Marcel Giroux, agronome
- François Granger, agronome
- Éric Léger, agronome
- Jocelyn Magnan, agronome
- Louis Robert, agronome

L'OAQ tient à remercier le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs pour sa contribution financière.

De plus, l'auteur remercie les professionnels suivants :

- Richard Beaulieu, agronome MDDEP
- Georges Gangbazo, MDDEP
- Marc Hébert, agronome, MDDEP
- Denis Côté, agronome, IRDA
- Marcel Giroux, agronome, IRDA
- Aubert Michaud, IRDA
- Adrien N'Dayegamiye, IRDA
- Vincent Poirier, étudiant à la maîtrise
- Martin H. Chantigny, AAC
- Marc-Olivier Gasser, agronome, AAC
- Marc Clément, agronome, MAPAQ
- Louis Robert, agronome, MAPAQ
- Jacques Nault, agronome, LOGIAG

TABLE DES MATIÈRES

<i>REMERCIEMENTS</i>	1
<i>TABLE DES MATIÈRES</i>	2
<i>1 MISE EN CONTEXTE</i>	3
<i>2 OBJECTIF DE LA REVUE DE LITTÉRATURE</i>	5
<i>3 L'AZOTE</i>	6
3.1 Les rôles de l'azote	6
3.2 Le cycle de l'azote	7
3.3 Les risques de pertes d'azote associés à la valorisation des engrais organiques	9
<i>4 ÉTAT DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE SUR LE SUJET</i>	11
4.1 L'interprétation d'un article scientifique	11
4.2 Présentation et analyse de quelques travaux de recherche pertinents	15
<i>5 ARGUMENTAIRE</i>	48
<i>6 CONCLUSION</i>	65
<i>7 RÉFÉRENCES</i>	69

1 MISE EN CONTEXTE

Depuis la mise en place du *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA), entré en vigueur le 14 juin 2002, le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a adopté une nouvelle approche qui consiste à confier aux agronomes la latitude requise pour recommander, à l'exploitant agricole, les pratiques les plus adéquates afin de permettre l'atteinte des objectifs visés par le REA. Par conséquent, les agronomes sont les maîtres d'oeuvre dans le choix des moyens à privilégier pour atteindre les objectifs visés par le REA.

Le 18 décembre 2002, l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) et le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) signaient une entente afin de collaborer à la mise en application du REA. Dans le cadre de cette entente, le rôle du MDDEP consiste à définir le cadre réglementaire et les objectifs du REA, alors que celui de l'OAQ consiste à préciser les normes de la pratique agronomique, c'est-à-dire les règles de l'art.

À cette fin, l'OAQ a mis sur pied un comité de référence technique afin de développer une vision commune des moyens à privilégier pour atteindre les objectifs du REA, et un comité *ad hoc* sur les pratiques agronomiques en fertilisation organique en vue d'élaborer des outils de support aux agronomes et faire des recommandations aux administrateurs du Bureau de l'OAQ quant aux orientations à prendre.

Parmi les outils présentés aux agronomes, notons la *Grille de référence pour l'élaboration, la mise à jour et le suivi d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF)*, qui illustre notamment l'importance de poser un diagnostic et de proposer une démarche agroenvironnementale globale en tenant compte des forces et des limites de l'entreprise agricole. La grille précise aussi les éléments à indiquer dans l'élaboration de recommandations de fertilisation, et prévoit que l'agronome doit justifier ses recommandations d'épandage de matières fertilisantes.

De surcroît, l'OAQ a adopté une première position sur la gestion des matières fertilisantes en septembre 2002. Cette ligne directrice, en lien avec l'article 31 du REA, prévoyait que les matières fertilisantes devaient être épandues avant le 1^{er} octobre mais stipulait que dans le cas des fumiers solides, l'OAQ verrait à statuer sur la possibilité de recommander des épandages après le 1^{er} octobre pour l'avenir. Avec l'apport de son comité d'experts, l'OAQ a élaboré, en 2003, une ligne directrice basée sur une évaluation du risque, qui fixe des balises et recommande l'application de mesures d'atténuation afin de minimiser le risque environnemental associé aux épandages de matières fertilisantes en post-récolte. Cette ligne directrice rappelle que l'agronome doit exercer sa profession en tenant compte des normes de pratique généralement reconnues et en respectant les règles de l'art. Celle-ci est revue annuellement, à la lumière des plus récents travaux de recherche et de l'expertise agronomique de terrain. De nouvelles modifications ont d'ailleurs été apportées à la ligne directrice en octobre 2004, et ce, afin de tenir compte de cette évolution des connaissances.

Dans ce contexte, il apparaissait important de procéder à une mise à jour de la revue de littérature entourant les risques de pertes d'azote associés à la valorisation des engrais organiques en post-récolte.

2 OBJECTIF DE LA REVUE DE LITTÉRATURE

Cette revue de littérature a pour objet, d'une part, d'élaborer une mise à jour des articles scientifiques en regard, surtout, de l'impact de l'épandage post récolte des engrais organiques sur les risques de pertes d'azote et, d'autre part, d'établir un pont entre les résultats de recherche et l'application pratique de la fertilisation. Ce faisant, la revue de littérature deviendra un document de référence permettant aux agronomes d'étoffer la dimension environnementale de leurs recommandations.

Les moyens utilisés pour réaliser ce mandat ont été d'identifier les études pertinentes réalisées au Québec et ailleurs dans le monde, et d'en faire une analyse critique, de rencontrer des chercheurs québécois ayant publié sur le sujet, et de partager les différents points de vue avec des agronomes reconnus pour leur expérience en fertilisation des sols.

Ce document de référence comprend un bref rappel du cycle de l'azote, les éléments en cause dans l'interprétation d'un article scientifique, la présentation et l'analyse critique des travaux de recherche les plus pertinents, et finalement, un argumentaire mettant en lumière les divers facteurs à considérer dans l'évaluation des risques de pertes d'azote associés à la valorisation des engrais organiques en post récolte. Le lecteur pourra aussi se référer à une liste exhaustive d'études scientifiques à la section « Références ».

3 L'AZOTE

La présente section a pour but d'illustrer brièvement les éléments théoriques permettant de bien saisir la dynamique de l'azote dans le sol et les divers phénomènes responsables des pertes d'azote dans l'environnement.

3.1 Les rôles de l'azote

L'atmosphère terrestre est composée de près de 80 % d'azote sous forme N₂. Cette forme gazeuse est sans valeur pour la plupart des plantes, sauf pour les légumineuses. L'azote est un élément important dans la structure de nombreuses molécules organiques, notamment les protéines qui sont constituées d'acides aminés composés de groupements NH₂.

Cet élément, qui joue un rôle dans la division cellulaire, la synthèse des protéines et vitamines, est un constituant de la chlorophylle et, par le fait même, est un facteur déterminant dans la croissance et le rendement des plantes.

Une fertilisation adéquate en azote permet donc d'accroître le rendement ainsi que le contenu en azote et en énergie des plantes, en plus de jouer un rôle sur le degré d'utilisation des autres éléments par la plante.

L'azote est aussi utilisé par les micro-organismes responsables de la décomposition de la matière organique du sol (résidus de culture, déjections animales, autres matières organiques).

Par conséquent, une carence en azote a un effet direct sur la réduction des rendements, le retard de la maturité et l'intensité de la vie microbienne du sol.

Les systèmes de production agricole sont conçus pour maximiser la quantité d'azote contenue dans les parties végétales sous forme de protéines ou d'énergie. Par conséquent, le cycle de l'azote est marqué par d'importants prélèvements sous forme de récolte. Donc, pour maintenir les systèmes de production, et permettre que le cycle de l'azote se poursuive, il faut importer des apports d'azote, sous forme d'engrais minéral et organique, afin de remplacer l'azote exporté sous forme de récolte.

En ce qui concerne les engrais organiques, certaines caractéristiques vont influencer leur efficacité fertilisante, c'est-à-dire leur capacité à libérer de l'azote minéral disponible pour les plantes.

Précisons d'abord que le contenu en azote total des engrais organiques est composé d'azote organique et d'azote minéral (NH_4).

$$\mathbf{N_{total} = N\text{-organique} + \text{NH}_4}$$

Ainsi, outre le contenu en azote total des engrais organiques, les caractéristiques suivantes conditionnent la capacité de l'engrais organique à fournir de l'azote disponible (azote minéral sous forme NH_4) :

- **Le rapport C/N** (rapport entre le contenu en carbone et azote d'une matière organique). Plus ce rapport est élevé, moins rapidement l'azote sera minéralisé; à l'inverse, plus ce rapport est bas, plus rapidement l'azote organique sera minéralisé en NH_4 dans des conditions de minéralisation favorable. (N'Dayegamiye et al., 2004) La disponibilité de l'azote est donc fortement influencée par ce ratio.
- **Le rapport NH_4/N total**. Un rapport élevé indique que l'engrais organique est composé d'une grande proportion d'azote minéral (NH_4). Cet azote sera transformé en nitrate (NO_3) dans des conditions favorables de nitrification. À l'inverse, il y aura accumulation de NH_4 dans le sol. (N'Dayegamiye et al., 2004)

Ainsi, lorsque les conditions de minéralisation sont favorables, l'épandage d'un engrais organique, caractérisé à la fois par un faible rapport C/N de sa fraction organique et un rapport NH_4/N total élevé, fournira au sol une grande quantité d'azote disponible.

3.3 Les risques de pertes d'azote associés à la valorisation des engrais organiques

Sur la simple base théorique du cycle de l'azote, on peut comprendre qu'à chaque étape de ce cycle, il existe des risques de pertes d'azote. Les différents véhicules de pertes d'azote sont les suivants :

- **Volatilisation** de l'ammoniac (NH_3) quand celui-ci n'est pas rapidement mis au contact de l'eau.
- **Lessivage** du nitrate (NO_3) quand celui-ci est présent dans le sol mais n'est pas utilisé par une plante ou un micro-organisme. Par le phénomène de l'échange cationique : le NH_4 dissous dans la solution de sol peut aussi être lessivé.
- **Ruissellement** de l'ammonium (NH_4) et du nitrate (NO_3) dissous dans l'eau de surface.
- **Érosion hydrique** des particules fines de sol (argile + humus) qui sont chargées d'ammonium (NH_4), ainsi que de l'azote contenu dans la fraction solide des engrais organiques et des résidus de culture.
- **Dénitrification** : production d'oxyde nitreux (N_2O) et d'azote atmosphérique (N_2), à partir du nitrate (NO_3) dans des conditions de sols humides et d'anaérobies. Peut aussi être produit durant la nitrification, en condition de faible concentration d' O_2 qui limite l'oxydation des produits intermédiaires au nitrate (NO_3).
- **Immobilisation** : situation qui se produit lorsque les bactéries utilisent l'azote disponible du sol pour décomposer du matériel riche en carbone ($> 40 \text{ C/N}$). Il est important de noter que l'immobilisation sous-entend une multiplication bactérienne et donc, que les conditions doivent être adéquates, notamment quant à la température et l'humidité du sol.

Strictement à partir des concepts théoriques cités précédemment, on peut déjà formuler certaines questions à l'égard des risques de pertes d'azote que représente l'épandage des engrais organiques en postrécolte, comme :

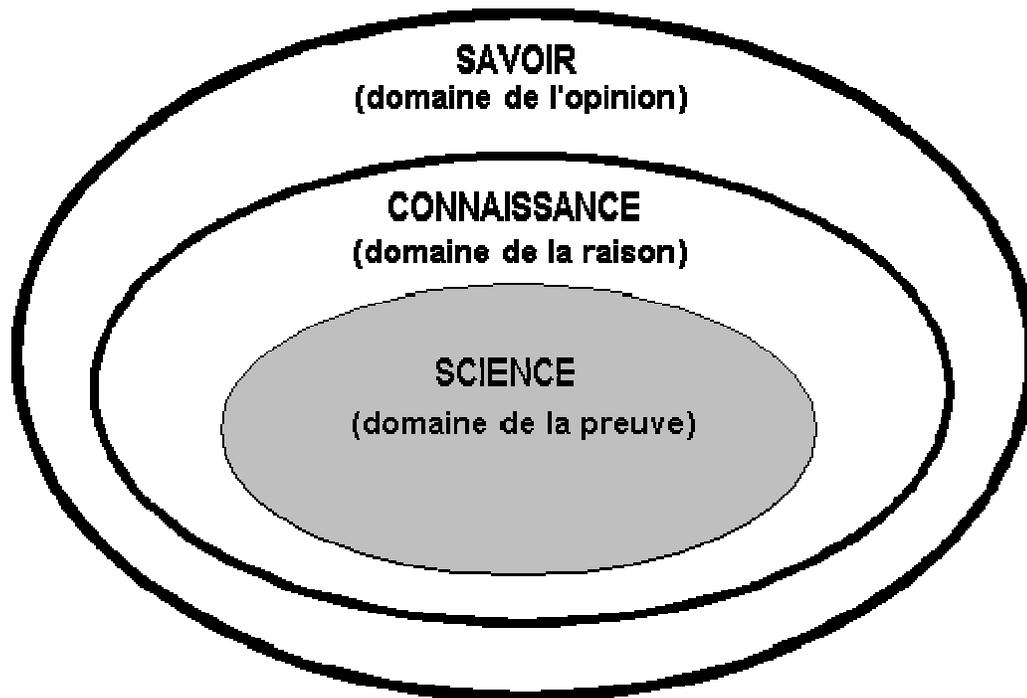
- Est-ce que l'épandage d'engrais organiques, en l'absence de prélèvement par les plantes (faible croissance, arrêt de croissance, absence de culture) représente un risque de contamination de l'eau par lessivage (eau souterraine) et ruissellement (eau de surface)?
- Le mauvais synchronisme entre la libération d'azote de certains engrais organiques et le besoin de la plante (en fonction du stade de développement) représente-t-il un risque de perte d'azote par lessivage?
- La minéralisation peut-elle se produire à des températures inférieures à 5 degrés Celsius?
- L'immobilisation, qui implique une multiplication bactérienne, peut-elle se produire lors d'un épandage post-récolte tardif (par exemple suite à une culture de maïs-grain)?
- L'accumulation d'ammonium (NH₄) dans le sol représente-t-il un risque de contamination des eaux de surface par le phénomène d'érosion et de ruissellement?
- Est-ce que les risques de pertes d'azote dans l'environnement augmentent avec la dose d'engrais organique épandue?
- Est-ce que l'accroissement de l'efficacité fertilisante d'un engrais organique conduit nécessairement à la diminution du risque environnemental?
- Comment la texture et la porosité du sol influencent-elles les risques de pertes d'azote (fixation de l'ammonium, infiltration, ruissellement, écoulement préférentiel)?
- Comment la capacité des cultures à utiliser l'azote des engrais organiques influence-t-elle les risques de pertes d'azote (coefficient d'utilisation, reliquat d'azote résiduel à l'automne)?
- Comment l'activité hydrologique des sols influence-t-elle les risques de pertes d'azote?
- Comment les conditions climatiques, notamment les précipitations, et la température du sol agissent-elles en regard des risques de perte d'azote?

Les réponses à ces questions revêtent une importance majeure puisqu'elles permettront aux agronomes d'étoffer la dimension environnementale de leurs recommandations à l'égard de la gestion des engrais organiques.

La section suivante traitera du sujet sous l'angle de différentes études scientifiques effectuées au Québec, et aux États-Unis.

4 ÉTAT DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE SUR LE SUJET

4.1 L'interprétation d'un article scientifique



Le savoir est une composante importante de la culture. Il comprend aussi bien les idéologies, les mythes, les religions ou les superstitions que la connaissance rationnelle ou la science. Cependant, la connaissance rationnelle, pratique, technique ou philosophique est supérieure à la pensée magique et aux croyances mythiques et religieuses, bien qu'elle soit plus difficile et moins enchanteresse. La connaissance scientifique est la forme la plus stricte de pensée rationnelle et, pourtant, la méthode de connaissance la plus efficace. Fondée sur le raisonnement et l'expérimentation, la science opère une reconstruction rationnelle des données de l'expérience par la construction d'objets issus d'une rupture épistémologique avec le sens commun. Toutes ces formes de savoir sont des types de croyances, mais les croyances développées spécifiquement dans les sphères de la preuve scientifique et de la raison ont des bases plus solides que le savoir de l'opinion, quoiqu'elles n'aient pas son pouvoir d'évocation, de séduction, ni sa simplicité.

(www.cegep-rimouski.qc.ca/dep/biologie/methode/science.html#1; auteur inconnu)

Toute science rigoureuse repose sur une procédure que l'on appelle « la méthode scientifique ». La méthode scientifique a recours à l'expérimentation objective pour prédire, vérifier ou réfuter une hypothèse avancée et ébauchée sur une théorie.

Cette hypothèse est souvent appuyée d'une revue de littérature, c'est-à-dire des résultats de différentes études ayant des buts identiques, ou présentant certaines similitudes. L'hypothèse est à la base de l'élaboration de la procédure expérimentale (dispositif expérimental), communément appelée « matériel et méthode ». Cette procédure décrira précisément le système (dispositif expérimental + agroécosystème) à l'étude pour vérifier l'hypothèse. Par la suite, l'étude présentera les résultats obtenus à l'aide des mesures précises, objectives et mesurables, et d'observations plus subjectives. L'auteur en fera l'interprétation en se basant sur sa compréhension du système, des différentes applications scientifiques impliquées, et des résultats provenant d'études similaires. De plus, l'auteur devra expliquer toutes les sources d'erreurs qui auraient pu être présentes, de même que des événements particuliers pouvant expliquer la non concordance des résultats avec d'autres études similaires.

Finalement, celui-ci devra conclure en présentant des applications pratiques découlant des résultats, et des éléments de questionnement qui serviront à alimenter d'éventuelles études plus poussées sur le sujet.

À l'égard de la crédibilité donnée aux résultats d'une étude, l'étape de la procédure (matériel et méthode, protocole, dispositif expérimental) est critique. Celle-ci vient décrire et « figer » le système dans lequel le chercheur désire tester une variable indépendante. Cette variable indépendante sera évaluée dans un système où tous les autres paramètres sont constants. Ce système est répété plusieurs fois afin de faire ressortir les notions de probabilité au moyen d'une analyse statistique. ***Les résultats d'une étude constituent donc une « réponse » à un système particulier.*** Il est important de comprendre que chaque système comporte ses faiblesses. Par conséquent, une hypothèse vérifiée dans un système donné n'est valable que pour un temps, le temps qu'une étude plus juste, avec un système plus performant, ne vienne la déloger.

Pour évaluer les pertes d'azote associées à la valorisation des engrais organiques en post-récolte, on comprendra que la **variable indépendante est la date d'épandage**. Tous les autres paramètres se doivent d'être constants pour un même traitement. Ces paramètres caractérisent le système à l'étude et permettront à l'auteur d'expliquer les résultats. Ces paramètres sont : le type d'engrais organique (analyse physico-chimique), les doses et le mode d'épandage, le type de sol (texture, structure, porosité), la pente, les conditions climatiques rencontrées pendant l'expérimentation, à savoir la température du sol et de l'air, la fréquence et l'importance des précipitations, le « timing » entre les mesures de l'azote du sol et les épandages, la profondeur des prélèvements, le type d'équipements utilisés (équipements réduits ou réels versus compaction au sol), le type et la régie de culture.

Un bon exemple permettant d'illustrer la notion d'évaluation de « système » est l'utilisation du concept de suffisance nutritive conduisant à l'élaboration des grilles de fertilisation. La variable indépendante d'un tel système est la dose d'éléments fertilisants qui influence la réponse, dans ce cas-ci, le rendement des cultures. Pour une même culture, l'évaluation de la réponse aux doses d'éléments fertilisants est effectuée sur une multitude de systèmes (différents types de sol et cultures), ce qui permet une certaine généralisation des résultats exprimés dans une grille de fertilisation. On comprend que ces grilles ont aussi leurs limites. Les agronomes doivent, dans la mesure du possible, « adapter » ou extrapoler les recommandations à chaque système rencontré. Les auteurs précisent d'ailleurs qu'avant d'appliquer les grilles de fertilisation, il faut tenir compte, entre autres, de la nature du sol, de son égouttement, de son pH, des cultures précédentes, de la gestion des résidus de culture, des fumiers et engrais verts, des exigences spécifiques aux cultivars utilisés, des rendements, de la dose et de la date de semis, et aussi de la réglementation en vigueur (Guide de référence en fertilisation, CRAAQ-2003).

On comprendra donc que l'interprétation d'un article scientifique repose en bonne partie sur la bonne compréhension du dispositif expérimental (système) ayant permis de vérifier l'hypothèse. D'ailleurs, dans la plupart des cas, les études ne sont contestables que par la démonstration d'éventuelles faiblesses du dispositif expérimental en cause.

Par conséquent, afin de s'assurer d'une interprétation adéquate et d'une transmission objective de la connaissance, il est opportun d'éviter certains pièges. L'un de ceux-là serait d'interpréter un article scientifique à la seule lecture du résumé (abstract), sans avoir pris connaissance du système dans lequel l'hypothèse a été vérifiée. Il faut bien comprendre que l'auteur d'une étude a nécessairement une façon d'interpréter, et de décoder les résultats, qui n'est pas nécessairement la même pour un autre professionnel.

Basé sur le principe que les conditions climatiques sont d'une importance capitale en agriculture, un autre **danger serait de généraliser les résultats d'une étude qui n'a été effectuée que sur une très courte période.**

Mais le plus grand défi, et le plus fréquent, est sans doute d'extrapoler les résultats d'une étude scientifique à d'autres situations (systèmes) non vérifiées par une étude. Il est **important de comprendre que cet exercice doit se réaliser avec beaucoup de prudence, de nuance, et de discernement.**

4.2 Présentation et analyse de quelques travaux de recherche pertinents

La présente section traite des travaux de recherche entourant la question des pertes d'azote associées à la valorisation des engrais organiques à différentes périodes d'épandage. Pour chaque étude, l'auteur présentera un résumé des objectifs poursuivis, le dispositif expérimental, les résultats, et la conclusion. Ce résumé sera suivi d'une analyse critique.

GANGBAZO, G., PESANT, A.R., BARNETT, G.M., *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Août 1997, 46 pages.

Introduction

- La fertilisation excessive de sols risque de compromettre plusieurs usages de l'eau (Westerman et al., 1987; Bergström et Brink, 1986).
- L'azote et le phosphore sont les principales substances nutritives en cause, car elles contrôlent la productivité biologique des eaux de surface.
- L'impact spécifique d'une pratique de fertilisation dépend de plusieurs facteurs dont le taux d'épandage, la période d'épandage, le mode d'épandage, les pratiques culturales, les conditions climatiques et hydrologiques (Bottom et al., 1983; Crane et al., 1981; Khaleel et al., 1980; Ross et al., 1979; Gangbazo et al., 1993).
- Le Québec représente un tiers de la production porcine canadienne en 1991.
- Les habitudes de fertilisation font en sorte que les besoins des plantes sont comblés par les engrais minéraux, et on se débarrasse du lisier à l'automne, ce qui donne lieu à une fertilisation excessive des sols par l'azote et le phosphore.
- Les sols et le climat conditionnent la transformation des éléments nutritifs et les risques de contamination de l'eau (Reddy et al., 1979; Khaleel et al., 1979).

(suite) GANGBAZO, G., PESANT, A.R., BARNETT G.M., *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Août 1997, 46 pages.

Objectif de l'étude

L'objectif du projet est d'évaluer les effets d'épandage automnal de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures dans des conditions typiques du sud-ouest du Québec.

Matériel et méthode

- L'étude considère deux types de culture, soit le maïs ensilage et les prairies.
- L'étude s'effectue sur 5 ans, de 1989 à 1994, à Lennoxville sur un loam limoneux Coaticook (gleysol), 6 % de pente et une moyenne de 1033 mm de précipitation.
- Les parcelles recueillent séparément l'eau de drainage et l'eau de ruissellement.
- Comporte quatre traitements : notez que tous les traitements reçoivent de l'engrais minéral au printemps, donc pour les parcelles recevant du lisier, il y a apport total de 540 kg N/Ha.
 - Engrais minéral, au printemps équivalent au besoin des plantes (180N).
 - Lisier de porc, à l'automne équivalent à 2 fois les besoins des plantes (360N sous forme lisier + 180N engrais minéral).
 - Lisier de porc, au printemps équivalent à 2 fois les besoins des plantes (360N sous forme lisier + 180N engrais minéral).
 - Lisier de porc, fractionné automne et printemps équivalent à 2 fois les besoins des plantes (360N sous forme lisier + 180N engrais minéral).
- Pour la culture du maïs, les lisiers étaient incorporés au rotoculteur après l'épandage.
- Pour la culture de fourrage, le lisier était laissé en surface.
- Le volume d'eau de ruissellement était mesuré après chaque événement de pluie ou de fonte de neige.
- Le sol des parcelles était échantillonné en octobre et analysé par tranche de 20 cm, jusqu'à 1 mètre de profondeur.
- Le rendement des cultures était mesuré.

(suite) GANGBAZO, G., PESANT, A.R., BARNETT G.M., *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Août 1997, 46 pages.

Résultats

- Les précipitations ont été comparables à la moyenne de 29 ans pour la région, soit 1030 mm +/- 135 mm.
- Les pluies automnales et printanières ont totalisé 445 mm (moyenne 5 ans), et représentaient 42 % des précipitations totales; les précipitations de neige représentaient 12 %, pour un total de 54 % automne-hiver-printemps.
- Effet des cultures :
 - Le maïs a exporté (pertes) cinq fois plus de N-total, 30 % plus de NH₄ et 6 fois plus de NO₃ que les fourrages.
 - 95 % du NO₃ a été exporté par le drainage, et 85 % du NH₄ a été exporté par le ruissellement; ces résultats concordent avec une étude de Phillips et al. (1981) avec du lisier de bovins.
- Effets des traitements :
 - Comparativement au traitement témoin, le fractionnement de la dose a doublé les charges de N-total, augmenté de 48 % les charges de NH₄, et plus que doublé les charges de NO₃.
 - Pour le maïs :
 - le traitement épandage d'automne a plus que doublé la charge NH₄;
 - le traitement épandage de printemps est comparable au témoin;
 - tous les traitements ont occasionné des dépassements de la norme de 10 mg/litre de NO₃, alors que les traitements contenant du lisier de porc ont occasionné des dépassements de la norme de 0,5 mg/litre de NH₄;
 - Pour les fourrages :
 - l'épandage de tout le lisier à l'automne était le plus dommageable.

(suite) GANGBAZO, G., PESANT, A.R., BARNETT G.M., *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Août 1997, 46 pages.

Conclusion de l'étude

- Ces résultats suggèrent que, pour un taux annuel d'épandage donné, la période d'épandage est le principal facteur qui détermine quel paramètre de qualité d'eau risque d'être le plus affecté. Toute la dose épandue à l'automne affecte le NH_4 perdu.
- Il s'avère que l'application généralisée de grandes quantités de lisier de porc, en plus de la fertilisation minérale normale, tant dans le maïs que dans le fourrage, est une cause importante de contamination des eaux de drainage (NO_3) et de ruissellement (NH_4), et ce, au-delà des normes acceptables pour l'eau de consommation humaine.
- Le maïs est nettement plus polluant à l'égard des nitrates dans l'eau de drainage que les fourrages.
- Aussi bien dans le maïs que dans les fourrages, les charges automnales représentaient 10 % de la charge annuelle.
- Les charges hivernales représentaient 35 % de la charge annuelle pour le maïs et 45 % pour les fourrages.
- Les charges printanières représentaient 35 % de la charge annuelle pour le maïs et 40 % pour les fourrages.

Analyse critique

Il est important de comprendre que cette étude simule le cas d'agriculteurs qui, bien que disposant de grandes quantités de lisier, font peu confiance au lisier comme source principale de fertilisant. Par conséquent, cette étude n'avait pas pour but de mesurer l'impact d'épandage de doses agronomiques de lisier de porc à différentes périodes.

Cette étude illustre très bien l'effet des pluies automnales et de la fonte des neiges sur la répartition des charges aux drains et par ruissellement. Les charges hivernales et printanières sont très importantes comparativement à celles à l'automne et à l'été.

Les épandages d'automne de lisier sur le maïs ensilage et les fourrages sont réalisés en sol chaud. Il aurait été intéressant d'inclure le maïs-grain, et des dates d'épandage plus tardives, afin de mieux représenter la réalité québécoise.

N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. *Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficient d'efficacité et nitrates dans les sol*, Agrosol Décembre 2004, vol. 15 (2) : 97-106.

Introduction

- On épand plus de 30 millions de tonnes de fumier et lisier au Québec.
- Chadwick et al. (2000) ont établi que 40 % de la variation du taux de minéralisation d'azote des fumiers était reliée au rapport C/N.
- Comme les engrais organiques se minéralisent pendant toute la saison de végétation, leur minéralisation ne coïncide pas toujours avec le besoin des cultures. Par exemple, l'orge et le blé comblent leur besoin en azote tôt en saison; par conséquent, on obtient de faibles coefficients d'utilisation ou d'efficacité pour ces cultures. L'efficacité fertilisante des boues mixtes est plus élevée pour les cultures ayant une longue période de croissance (Simard, 2001; N'Dayegamiye et al., 2001; Vagstad et al., 2001).
- Les céréales, qui comblent leur besoin en azote tôt en saison, profitent préférentiellement de l'arrière-effet des fumiers et boues mixtes épandus la saison précédente (N'Dayegamiye et al., 2001; Vagstad et al., 2001).
- Il a été démontré que l'efficacité fertilisante de l'azote est corrélée au rapport C/N et à la proportion d'azote minéral de l'engrais organique (Beauchamp, 1986).
- Beauchamp (1986) a observé une immobilisation temporaire de l'azote pendant les quatre premières semaines après l'enfouissement de fumier solide (C/N=16), suivi ensuite d'une reminéralisation. Cette immobilisation temporaire pourrait atténuer les risques de pertes de nitrate pour les épandages en post-récolte de fumier solide de bovins et de boues mixtes de papetières.
- Les fumiers riches en azote minéral et ayant de faibles rapports C/N (<15) pourraient rapidement libérer de l'azote dans le sol qui peut être, soit prélevé par les cultures, soit perdu par lessivage suite aux applications en post-récolte. Par contre, les fumiers et les boues mixtes ayant des rapports C/N plus élevés (15-30) et une grande proportion d'azote organique, ils pourraient graduellement libérer l'azote dans le sol, pouvant ainsi présenter de plus faibles pertes en nitrates. Les risques de pertes d'azote nitrique et ammoniacal peuvent être atténués par la présence de cultures, ou de résidus de cultures, ou par l'incorporation au sol.

(suite) N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. *Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficient d'efficacité et nitrates dans les sol*, Agrosol Décembre 2004, vol. 15 (2) : 97-106.

Objectif de l'étude

Déterminer les effets de divers fumiers et boues mixtes à C/N variés, et de leur période d'épandage (automne-printemps) sur les rendements en maïs-fourragier et les coefficients d'efficacité d'azote. De même, l'arrière-effet a été évalué en deuxième année sur la culture d'orge. Un suivi des nitrates dans le sol (0-60 cm) a été effectué en relation avec les périodes d'épandage et la nature des engrais organiques.

Matériel et méthode

- Deux types de fumiers (bovins de boucherie et bovins laitiers) et deux types de boues mixtes ont été épandus à l'automne 2001 (***début octobre***) et au printemps 2002 à des doses moyennes de 30 tonnes/ha sur du maïs ensilage à la station de Deschambault, sur un loam de la série Batiscan. Certains traitements combinaient les engrais organiques et minéraux. Le maïs a été semé en mai 2002, à 83 000 plants/ha.
- Donc, des engrais organiques à C/N et NH₄/N total variés.
- Le calcul des coefficients d'utilisation de l'azote (CUN) a été effectué selon la méthode des différences entre les prélèvements en azote des traitements et du témoin, divisé par la quantité totale de l'azote apporté au sol par les fumiers, boues mixtes ou engrais minéral :

$$\text{CUN} = \frac{\text{Prél. N (engrais org. ou min.)} - \text{Prél. N témoin}}{\text{Quantité N apporté (org. ou min.)}}$$

- Les coefficients d'efficacité de l'azote ont été calculés de la façon suivante :

$$\text{CEN} = \text{CUN engrais organique} / \text{CUN engrais minéral}$$

- Des échantillons de sol ont été prélevés sur plusieurs périodes à l'automne et au printemps pour connaître l'accumulation des nitrates (0-60cm).

(suite) N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. *Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficient d'efficacité et nitrates dans les sol*, Agrosol Décembre 2004, vol. 15 (2) : 97-106.

Résultats

- Le rendement du maïs n'a pas été significativement différent entre les périodes d'épandage à l'automne ou au printemps, mais entre les types d'engrais organiques.
- Les rendements de l'orge (semé en 2003 pour vérifier l'arrière-effet) suggèrent une interaction entre l'arrière-effet « engrais organique » et complément minéral (40 kg/ha N).
- Les CU et CE les plus élevés ont été observés dans les fumiers de bovins laitiers épandus à l'automne ou au printemps, ce qui pourrait être attribuable à leur C/N faible.
- Les CE sont fortement corrélés avec la quantité N apportée et le rapport NH_4/N total; ils sont comparables aux CE et CU observés dans des études de Beauchamps (1986) ou ceux généralement recommandés par le guide de référence en fertilisation, CRAAQ-2003. Par contre, ils sont plus faibles que ceux obtenus pour les lisiers de porc (CE > 60 %), (Paul et Beauchamp, 1995; Mooleki et al., 2002). Les lisiers de porc ayant des rapport NH_4/N total près de 60 % (Mooleki et al., 2002).
- Les apports de fumiers et boues à l'automne 2001 n'ont pas conduit à des accumulations significatives de NH_4 à l'automne 2001, mais ont conduit à des niveaux de nitrates (NO_3) 2 à 3 fois supérieurs au témoin en novembre, soit un mois après l'application. Le fumier de bovin laitier qui avait un C/N faible (14) et un NH_4/N total élevé (27-30 %) a conduit à une accumulation de nitrates très importante pour la même période.
- Les accumulations de nitrates (NO_3) ont été observées de juin à septembre 2002 pour les traitements avec engrais organiques. À l'automne 2002, les teneurs en nitrates sont faibles et n'ont pas été influencées par l'apport d'engrais organiques.
- Les accumulations de NO_3 ont été observées dans la couche de sol 0-20, là où l'on a enfoui les fumiers.
- Les accumulations de nitrates sont fortement reliées au C/N, quantité totale N, et rapport NH_4/N total.

(suite) N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficient d'efficacité et nitrates dans les sol, Agrosol Décembre 2004, vol.15 (2) : 97-106.

- La quantité de N prélevée par le maïs (en fonction des CU et doses N apportés) par rapport à la quantité apportée par les engrais organiques n'a pas été élevée. Le traitement témoin (sans fertilisation) a fourni 115 Kg/Ha N.

Conclusion de l'étude

- Les coefficients d'efficacité n'ont pas été influencés par la période d'épandage, mais plutôt par le rapport C/N et le rapport NH_4/N total, et les quantités d'azote total et minéral appliquées.
- Les accumulations de nitrates les plus importantes ont été apportées par le fumier de bovins laitiers, corrélées aussi avec le rapport C/N et le rapport NH_4/N total, et les quantités d'azote total et minéral appliquées.
- Des épandages d'automne d'engrais organiques avec des $\text{C/N} > 20$ pourraient être réalisés en post-récolte sans occasionner une perte d'efficacité fertilisante et sans porter atteinte à l'environnement si des précautions, comme l'incorporation au sol, étaient prises en compte.

Analyse critique

- Aucune mesure du NH_4 n'a été effectuée quelques jours après l'épandage. La faible teneur en NH_4 , cinq semaines après l'épandage, peut s'expliquer par la nitrification rapide du NH_4 en sol chaud, début octobre. Donc, on ne peut considérer le risque « accumulation d'ammonium » comme étant nul. On peut présumer que l'accumulation de NH_4 aurait été beaucoup plus élevée avec des épandages plus tardifs, en supposant que la minéralisation est beaucoup moins active.

(suite) N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. *Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficient d'efficacité et nitrates dans les sol*, Agrosol Décembre 2004, vol. 15 (2) : 97-106.

- Il n'y a qu'une seule date d'épandage, 1^{er} octobre, ce qui révèle davantage le risque nitrate. Au Québec, les épandages d'engrais organiques suite aux récoltes de maïs-grain se font plus tardivement (fin novembre), période qui risque de révéler davantage le risque d'accumulation de NH₄.
- L'étude ne porte pas sur des applications d'automne de bio-solides à rapport C/N 15-20; alors que l'accumulation de nitrates est très fortement corrélée au rapport C/N (r=0.8) et au rapport NH₄/N total (r=0.67).
- On n'a pas les données sur l'accumulation de nitrates pour le traitement avec fumure minérale seulement.
- Il aurait été intéressant d'inclure l'épandage de lisier de porc à l'automne (à différentes dates d'épandage) et au printemps, en conformité avec une certaine réalité québécoise.
- Cette étude soulève de sérieuses questions en regard de l'accumulation de nitrates causée par l'épandage post-récolte d'engrais organiques à **C/N faible en sols chauds** (septembre-octobre-novembre). Des parcelles à proximité d'ouvrage de captage d'eau souterraine (privé ou public) devraient être évitées pour ce genre de pratique, surtout en sol à texture légère (sable et loam sableux) où la migration de l'eau est plus rapide.
- L'étude suggère que les CU et CE les plus élevés ont été observés avec les fumiers de bovins laitiers épandus à l'automne ou au printemps, ce qui pourrait être attribuable à leur rapport C/N faible. Cependant, c'est le traitement où l'on a retrouvé l'accumulation de nitrates la plus élevée. Cela suggère que l'augmentation de l'efficacité fertilisante d'un engrais de ferme ne veut pas nécessairement dire une diminution des risques environnementaux associés à la perte de nitrates. Surtout pour la culture du maïs où l'on retrouve davantage de reliquats d'azote (azote résiduel) à l'automne.
- L'étude suggère que les apports d'automne d'engrais organiques avec des C/N > 20 pourraient être apportés en post-récolte sans occasionner une perte d'efficacité fertilisante et sans porter atteinte à l'environnement. Cependant, aucune mesure n'évalue la possibilité de pertes au printemps avant que les cultures ne puissent exporter de l'azote. Par exemple, lors d'un printemps hâtif mais pluvieux, la température du sol permet la nitrification de l'ammonium, et les semis sont retardés à cause des conditions d'humidité du sol.

(suite) N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. *Épandage d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficient d'efficacité et nitrates dans les sol*, Agrosol Décembre 2004, vol. 15 (2) : 97-106.

- Il faut considérer que plus les épandages se font tardivement à l'automne, plus le sol risque d'être près de son taux maximal de saturation en eau (période de recharge hydrique des sols, et très peu d'évapotranspiration). Donc, de légères précipitations peuvent engendrer du ruissellement. (Dans ce cas, le rapport C/N prend moins d'importance dans le risque de perte d'azote minéral, phosphore soluble et contamination bactérienne.)

ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., BERTRAND, N., CÔTÉ, D. :
Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 1410-1420, 2004

Introduction

- La production de N₂O est le résultat de la dénitrification, mais peut aussi être produite durant la nitrification en condition de basse concentration d'O₂ qui limite l'oxydation des produits intermédiaires au NO₃.
- Les prélèvements culturaux ont un effet direct sur la quantité d'azote disponible pour la nitrification ou la dénitrification (Chantigny et al., 1998). Par exemple, les taux les plus bas de perte de N₂O sont identifiés durant les périodes de prélèvement actif des plantes fourragères (Thompson and Pain, 1989; Allen et al., 1996; Chadwick, 1997). Ces études ont évalué les plus basses émissions de N₂O lors d'applications de lisiers au printemps, comparativement aux autres périodes.
- L'aération et la température sont les principaux facteurs intervenant dans le taux de nitrification ou dénitrification (croît avec la température mais à des intensités différentes selon l'aération des sols).
- La nitrification requiert de l'oxygène contrairement à la dénitrification qui se produit dans un environnement pauvre en O₂.

Objectif de l'étude

Comparer la production de N₂O suivant des applications de lisier de porc à l'automne et au printemps.

Matériel et méthode

- Loam Le Bras (28 % sable, 24 % argile).

(suite) ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., BERTRAND, N., CÔTÉ, D. : Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 1410-1420, 2004

- Application de lisier de porc à l'automne (13 oct. 1998) et printemps (17 mai 1999) à une dose correspondant à 200 N total/Ha. Le témoin recevait au printemps de l'engrais minéral à une dose de 150 N total/Ha. Trois répétitions. Le lisier est incorporé immédiatement dans les 10 cm.
- Des mesures de CO₂ et N₂O ont été effectuées 50 fois, du 13 oct. 1998 au 15 oct. 1999.

Résultats

- Les conditions humides et fraîches lors des applications d'automne ont contrasté avec les conditions sèches et chaudes lors des applications du printemps, exceptionnellement chaud et sec.
- La température du sol à 15 cm était à 10 °C lors des applications d'automne (13 oct. 1998), et 20 °C lors des applications de printemps. À la fin octobre la température du sol était de 3 °C.
- Les parcelles d'engrais minéral ont démontré des augmentations en NO₃ et NH₄, pendant que les parcelles lisier ont démontré des augmentations en NH₄ seulement.
- Les parcelles d'application d'automne ont démontré des quantités élevées de NO₃ au printemps suivant, ce qui suggère un décalage entre la nitrification et l'application de lisier. Cela peut être expliqué par la fixation du NH₄ dans les feuillettes d'argile, et l'immobilisation par la masse microbienne. Cet azote a été minéralisé graduellement au printemps suivant; de plus, les conditions fraîches et humides de l'automne n'ont pas favorisé la nitrification.
- Un accroissement de la masse microbienne a été observé peu de temps après les applications de lisier, ce qui suggère un lien avec l'immobilisation microbienne (dans les corps microbien) qui peut mettre l'azote à l'abri des pertes éventuelles.

(suite) ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., BERTRAND, N., CÔTÉ, D. : Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 1410-1420, 2004

- Le décalage entre la nitrification et l'application de lisier peut aussi être expliqué par la minéralisation (menant à la production de NH_4) de la fraction organique du lisier et de celle du sol.
- Les conditions de température pour les applications de printemps ont fait en sorte que la grande proportion de NH_4 a été nitrifiée en 30 jours.
- Les résultats montrent un synchronisme entre la décroissance du NH_4 et la croissance du NO_3 . De plus, les pertes de NO_3 ne peuvent être expliquées par les prélèvements minimes du maïs; cependant de grandes pertes de N_2O ont été observées 21 à 43 jours après l'application, suite à des pluies. (L'application d'automne avait eu lieu le 13 octobre.)

Conclusion de l'auteur

- L'étude conclue qu'en ce qui concerne les applications de lisier, la période d'automne dans l'est du Canada a un potentiel plus élevé de pertes de N_2O que les autres périodes, pour plusieurs raisons.
- L'ajout de N minéral sans prélèvements de culture, jumelé à l'évapotranspiration limitée en automne, conduit à des conditions d'humidité qui favorisent la dénitrification.
- La dénitrification peut continuer pendant l'hiver dans des conditions de sols non gelés, humides et fraîches (Chantigny et al, 2002); *(il est possible que l'ammonium provenant d'un lisier épandu tardivement puisse être entièrement nitrifié pendant l'hiver, sous couvert de neige, en condition de sol non gelé. Chantigny, 2005, données non publiées).*
- Les apports d'automne en N et C organique peuvent initier d'importantes pertes de N_2O le printemps suivant, à la fonte des neiges.

(suite) ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., BERTRAND, N., CÔTÉ, D. : Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 1410-1420, 2004

- Cependant, les résultats de l'étude montrent des mesures contradictoires. Dans cette étude, les pertes cumulées de N₂O ont été plus importantes pour l'application de printemps, mais les auteurs expliquent ces résultats par :
 - Les conditions très contrastées de l'automne (frais et humide) et du printemps (chaud et sec).
 - Les applications du printemps ont favorisé une minéralisation intense, qui a mené à une production élevée de NO₃, et lors de fortes pluies, il y a eu des conditions favorables à la dénitrification et à l'émission de N₂O.
 - Les conditions très humides et fraîches de l'automne qui ont limité la nitrification, donc des accumulations limitées de NO₃ (donc peu de production de N₂O).
 - Durant l'hiver, le sol gelé a limité les pertes sous forme gazeuse.
- Les auteurs concluent donc que l'étude démontre clairement que l'impact de la période d'épandage sur les émissions de N₂O ne peut pas être généralisé, mais varie probablement selon l'interaction entre les facteurs climatiques (humidité et température du sol), et les cultures.

Analyse critique

- Les résultats de cette étude, qui démontrent que les émissions de N₂O sont supérieures au printemps qu'à l'automne, sont contradictoires avec d'autres études. Cependant, les auteurs expliquent cette contradiction par des facteurs qui ne sont pourtant pas si exceptionnels sous nos conditions, c'est-à-dire un automne frais et humide et un printemps chaud et sec.
- Le meilleur signal de cette étude est probablement que l'impact de la période d'épandage sur les émissions de N₂O ne peut être généralisé.

(suite) ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., BERTRAND, N., CÔTÉ, D. : Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 1410-1420, 2004

- Les conditions de température et d'humidité du sol au moment des épandages d'automne (pour un engrais organique riche en NH_4) sont probablement déterminantes pour la nitrification (transformation de NH_4 en NO_3), donc quant aux risques de dénitrification, considérant les probabilités de précipitations à cette période de l'année qui prédispose aux conditions anaérobiques. De plus, la présence de NO_3 dans des sols où le système de drainage est actif augmente les risques de lessivage.

CHANTIGNY, M.H., ANGERS D.A., MORVAN, T., POMAR, C. : *Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with N¹⁵*; Soil Science Society of American Journal, Vol. 68, mars-avril 2004, p. 637-643

Introduction

- Au Québec, 9 millions de mètres cube de lisier de porc sont épandus annuellement, constituant un apport de 33 millions de kilogrammes d'azote.
- Au moment de l'épandage, le lisier de porc contient au moins 60 % d'azote sous forme NH₄ (Sommer and Husted, 1995).
- En sols argileux, 24 % du NH₄ du lisier est fixé aux particules de sol (Ross et al., 1985), comparativement à 5-10 % pour un loam sableux (Trehan and Wild, 1993).
- Le NH₄ du lisier est rapidement nitrifié dans le sol après l'application (Chantigny et al., 2001) et peut être perdu par lessivage quand il n'est pas prélevé par une plante.
- L'azote perdu par dénitrification varie de 1-30 % selon les conditions d'humidité du sol (Carey et al., 1997; Chadwick et al., 1998; Maag and Vinther, 1999).
- Les pertes d'azote par lessivage sont surtout observées à des doses élevées de lisier dans des sols bien drainés (Spalding and Exner, 1993).
- Le marquage au N-15 est un outil performant pour décrire le devenir de l'azote dans le système sol-plante suite aux épandages de lisier.

Objectif de l'étude

Utiliser du lisier de porc marqué à l'isotope « azote-15 » pour déterminer le comportement de l'azote suite à des applications de ce lisier dans deux types de sols différents.

Matériel et méthode

- Introduction d'un isotope stable (azote-15) en quantité suffisante dans une moulée de porcs. Récolte des déjections et épandage en post-levée du maïs au stade 6 à 8 feuilles (30 juin 2000) sur 2 types de sols, loam sableux St-André et argile Kamouraska. Incorporation immédiate dans les 3 cm de sol. Élaboration d'un bilan azote.

(suite) CHANTIGNY, M.H., ANGERS D.A., MORVAN, T., POMAR, C. : *Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with N¹⁵*; Soil Science Society of American Journal, Vol. 68, mars-avril 2004, p. 637-643

Résultats

- Bilan identique pour les deux type de sols; 40 % prélevé par culture; 43 % immobilisé par les résidus organiques et corps microbiens; 10 % volatilisation (comparativement à 40 % dans l'étude Morvan et al., 1997); 7 % nitrates résiduels lessivables.

Conclusion de l'auteur

- Le type de sol n'a que peu d'influence sur la quantité totale de recouvrement, mais influence les formes de recouvrement (organique dans loam sableux, organique et fixation dans sols argileux).
- Le prélèvement et la nitrification de l'azote du lisier a été supérieur dans le loam sableux comparativement à l'argile.
- Il y a davantage de fixation dans le sol argileux (34 %) que loam sableux (29 %).
- Dans l'argile, le tiers de l'azote du lisier était fixé aux particules, le jour de l'application.
- À la fin de la saison de croissance, les reliquats d'azote étaient composés de 20 % de l'azote du lisier appliqué le 30 juin dans le sol argileux, comparativement à seulement 2 % dans le loam sableux.
- La capacité de fixation des sols argileux peut être déterminante sur la disponibilité de l'azote provenant de lisier appliqué pendant la saison de croissance.
- Le devenir à long terme de l'azote résiduel des lisiers devrait être davantage étudié.

(suite) CHANTIGNY, M.H., ANGERS D.A., MORVAN, T., POMAR, C. : *Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with N¹⁵*; Soil Science Society of American Journal, Vol.68, mars-avril 2004, p. 637-643

Analyse critique

Cette étude illustre bien le rôle de la capacité de fixation des argiles qui peut être interprété comme une certaine protection « temporaire » contre les pertes de NH₄ quand les lisiers sont appliqués à l'automne dans des conditions de sols froids, afin de minimiser la nitrification et limiter les pertes par lessivage. Cette quantité de NH₄ fixé au sol et gardé au froid à l'automne peut cependant se minéraliser avant que les plantes ne puissent prélever de l'azote au printemps suivant, et même pendant l'hiver en condition de sol non gelé.

Cependant, dans des sols à texture plus légère, nous sommes en droit de nous questionner sur la capacité relative de ces sols à retenir l'azote. De plus, la capacité de ces sols à se réchauffer rapidement fait en sorte qu'ils offrent souvent de bonnes conditions de minéralisation et, si ces conditions surviennent avant que les plantes ne puissent exporter de l'azote, le risque de pertes de nitrates est augmenté.

SIMARD, R, GARAND, M.J., HAMEL, C., TREMBLAY, G. : Détermination de la valeur fertilisante des engrais de ferme en fonction de leur utilisation sur le maïs-grain et les céréales selon les systèmes culturaux., Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Septembre 1997, 68 pages.

Introduction

- L'azote constitue un problème bien identifié au niveau de la contamination des eaux en relation avec les normes de consommation (Gangbazo et al., 1991). Pinchaud (1997) rapporte une hausse de la teneur en nitrate des cours d'eau observée entre 1979 et 1994, localisée principalement dans les régions agricoles du Sud-Ouest du Québec. De même, on associe de plus en plus certains problèmes d'eutrophisation à l'accroissement de la concentration en P des cours d'eau (Grimard, 1990; Simard et al., 1993). Une étude de Simard, en 1992, démontre que des apports répétés de lisier de porc résultent en des charges de P d'une importance telle qu'une contamination des eaux de surface est à prévoir pour plusieurs décennies.
- Chaque année, 80 000 tonnes de N sont vendues comme fertilisant minéral, et les fumiers produits au Québec en contiennent 90 000 tonnes (Tran, 1996). De plus, le carbone contenu dans ces fumiers pourrait contribuer à résoudre les problèmes de dégradation des sols reliés à la perte de matière organique.
- Simard et al. (1996) a démontré que le lisier, par sa teneur élevée en P soluble, peut résulter en des teneurs élevées en P soluble à l'eau dans la couche de labour. Cela augmente le risque de perte de P par ruissellement de surface ou par drainage souterrain. Il a été également démontré que les pertes de phosphore étaient reliées au type de culture; ces pertes sont beaucoup plus importantes sous plantes fourragères que sous maïs. Cela serait expliqué par l'absence de labour qui protège le réseau poral du sol sous herbage. Dans les sols plats, mal drainés, et dans les sols argileux, le réseau de drainage souterrain agit comme une voie préférentielle pour le P vers les eaux de surface. Des études démontrent des pertes importantes par ruissellement, même à des doses correspondant à de bonnes pratiques culturales (Gangbazo et al., 1997).

(suite) E SIMARD, R. GARAND, M.J., HAMEL, C., TREMBLAY, G. : Détermination de la valeur fertilisante des engrais de ferme en fonction de leur utilisation sur le maïs-grain et les céréales selon les systèmes culturaux., Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Septembre 1997, 68 pages.

Objectif de l'étude

Dans la section de l'étude portant sur la rotation maïs-blé : déterminer dans une rotation blé-maïs le meilleur moment pour appliquer le fumier de bovin laitier sur des chaumes de blé, et qui donnera le meilleur patron de libération de N et P au printemps suivant pour la culture du maïs.

Matériel et méthode

- Loam du Jour (gleysol humique) à St-Bruno de Montarville et argile St-Urbain (gleysol humique) à St-Hyacinthe.
- 40 m³/Ha de fumier de bovins laitiers est appliqué sur les chaumes de blé à la mi-août, mi-septembre et mi-octobre. Les pailles de blé étaient exportées des parcelles.

Résultats

- La teneur en azote minéral (NO₃ + NH₄) du sol St-Urbain prélevé en été était fortement affectée par les traitements. La teneur en azote minéral était plus élevée pour l'apport de fumier solide de mi-septembre que pour l'apport d'octobre. Cela s'explique par le fait que l'application en septembre a permis au sol de réorganiser une partie de l'azote soluble qui a été minéralisé la saison suivante. Ce n'est pas le cas pour l'apport d'octobre.

(suite) E SIMARD, R. GARAND, M.J., HAMEL, C., TREMBLAY, G. : Détermination de la valeur fertilisante des engrais de ferme en fonction de leur utilisation sur le maïs-grain et les céréales selon les systèmes culturaux., Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Septembre 1997, 68 pages.

Conclusion de l'auteur

- L'efficacité d'un apport automnal du fumier solide est limitée.
- Sur loam du Jour, le fumier est plus efficace lorsque apporté en octobre, alors qu'il est plus efficace en septembre sur argile St-Urbain.
- Les fumiers solides augmentent de beaucoup la teneur en phosphore soluble de la couche de labour des sols étudiés.
- La présence de plantes compagnes au blé dans le précédent cultural n'a pas augmenté significativement l'efficacité des fumiers solides.
- Le fumier est plus efficace sur sol argileux que sur sol léger.
- Il serait préférable d'apporter le fumier solide au printemps, en pré-semis ou incorporé en post-levée.

Analyse critique

Encore une fois, il est difficile de généraliser que l'apport de fumier solide accuse une meilleure efficacité en fin d'été. Cela dépend du type de sol, des conditions d'aération et des caractéristiques physico-chimiques du fumier.

La présence de plantes compagnes n'a pas augmenté significativement les coefficients d'efficacité. Cependant, selon le rapport NH_4/N total des fumiers, on peut supposer que cela pourrait minimiser les risques de pertes de NO_3 à l'automne.

Quand l'auteur conclut qu'il serait préférable d'apporter le fumier solide au printemps en pré-semis ou incorporé en post-levée, il faut préciser qu'il n'y a pas d'étude qui supporte cette affirmation.

RANDALL, W.G., VETSCH, A., HUFFMAN, J.R.; *Corn Production on a Subsurface-Drain Mollisol as Affected by Time of Nitrogen Application and Nitrapyrin*, *Agronomy Journal*, American Society of Agronomy, 95 :1213-1219, 2003

Objectif de l'étude

L'étude a pour but de vérifier l'influence du temps d'application de l'azote minéral (**sous forme d'engrais minéral**) et de l'utilisation d'un inhibiteur de nitrification (NP) sur le rendement, le prélèvement de N, et la rentabilité de la culture du maïs cultivé en rotation avec le soya, et vérifier les pertes de NO₃ au drain. (Notez qu'il n'y a aucune utilisation d'azote organique dans cette étude.)

Matériel et méthode

- Un loam argileux mal drainé (canisteo) à Waséca, Minnesota.
- Étude sur 7 ans, de 1987 à 1993.
- Quatre périodes d'épandage : automne sans NP, automne avec NP, pré-semis, et fractionné pré-semis + post-levée 8 feuilles.
- Apport de 150 N/Ha d'azote sous forme d'engrais minéral (Ammoniac Anhydre), pour tous les traitements.
- La température du sol à 15 cm, 10 jours suivant l'application, est en général entre 5 et 10 degrés Celsius.

Résultats

- La température du sol à 15 cm est < 10 degrés C, 5 années sur 7.
- La température moyenne de l'air pendant l'étude était au-dessus des normales, et les précipitations au-dessus des normales.
- Le rendement relatif (par rapport au traitement fractionné) donne 73 % automne sans NP, 88 % automne avec NP, 88 % pré-semis.
- L'efficacité relative pour les 7 ans : 49 à 88 % pour le traitement automne sans NP, 77 à 96 % automne avec NP, et 74 à 97 % pré-semis.
- Les conditions climatiques, température et précipitation, ont un effet marqué sur les pertes d'azote lorsque celui-ci est apporté l'automne sans NP.

(suite) RANDALL, W.G., VETSCH, A., HUFFMAN, J.R.; *Corn Production on a Subsurface-Drained Mollisol as Affected by Time of Nitrogen Application and Nitrapyrin*, *Agronomy Journal*, American Society of Agronomy, 95 : 1213-1219, 2003

- En 1991, les précipitations du mois de mai étaient 112 % de la normale : l'efficacité relative était de 49 % automne sans NP, 84 % automne avec NP, et 97 % pré-semis.
- Le prélèvement d'azote par le maïs ensilage a été influencé par les différents traitements.
- Le recouvrement apparent d'azote (notre coefficient d'utilisation=CU) a été calculé de la façon suivante : $((\text{prélèvement N traitement} - \text{prélèvement N témoin}) / \text{Apport N}) \times 100$.
- Sauf pour l'année 1988, le CU a toujours été plus faible pour le traitement automne sans NP.
- Sur la base économique, il a été clairement démontré que l'application fractionnée (pré-semis+post-levée) a été la plus profitable : 239,40 \$ l'hectare comparativement à 166,70 \$ pour le traitement automne sans NP.

Conclusion de l'auteur

- Le prélèvement d'azote, le rendement en maïs et l'impact économique sont grandement influencés par le moment d'apport de l'azote et l'ajout d'inhibiteur de nitrification. Le fait de ne pas apporter de ce produit au printemps augmente la rentabilité.
- De 1989 à 1993, par rapport au traitement automne sans NP, les rendements des autres traitements ont été augmentés de 13, 24 et 29 % .
- Les CU passent de 31 % pour le traitement automne sans NP à 44 % pour le traitement fractionné.
- Comme plusieurs agriculteurs préfèrent la période d'automne pour fertiliser, à cause des contraintes du printemps (compaction, temps, vendeur de fertilisant), les données de cette étude suggèrent fortement l'ajout d'inhibiteur de nitrification pour les apports effectués tard en octobre, lorsque les sols sont à une température de 10 °C et au-dessous.
- Les résultats ne concluent pas qu'il y a relation entre les prélèvements et la température du sol à l'automne. Dans l'étude, les rendements les plus élevés sont survenus l'année où les températures de l'automne précédant étaient plus élevées que la normale.

(suite) RANDALL, W.G., VETSCH, A., HUFFMAN, J.R.; *Corn Production on a Subsurface-Drained Mollisol as Affected by Time of Nitrogen Application and Nitrapyrin*, *Agronomy Journal*, American Society of Agronomy, 95 : 1213-1219, 2003

- Les auteurs concluent que les précipitations durant le printemps et la saison de végétation (surtout mai et juin) ont une plus grande influence sur les pertes d'azote;
- Les inhibiteurs de nitrification n'ont pas d'effet significatif sur les rendements, l'azote prélevé et l'impact économique, lorsque les précipitations sont près de la normale.
- Le contraire est observé lors de saisons qui accusent des précipitations au-dessus des normales.

Analyse critique

Cette étude illustre bien la relation entre les conditions climatiques, la température du sol et les précipitations, sur l'efficacité des apports d'azote à l'automne. L'azote provenant des applications d'automne demeure vulnérable aux pertes au printemps suivant, avant que les plantes ne puissent prélever de l'azote. Comme la source d'azote est de l'engrais minéral, une certaine extrapolation (*avec prudence*) pourrait être faite avec un fertilisant comme le lisier de porc (rapport élevé de NH₄).

RANDALL, G.W.,SCHMITT, M.A., SCHMIDT, J.P.; *Corn Production as affected by Time and Rate of Manure and Nitrapyrin*; J. Prod. Agric. 12 : 317-323, 1999

Introduction

- La gestion optimale de l'azote implique le synchronisme entre la minéralisation de l'engrais organique et la demande en azote de la plante.
- Généralement, les périodes d'application dans le maïs sont l'automne et le printemps.
- L'automne est une période qui offre moins de contraintes de temps, de portance du sol, et de conflits avec d'autres opérations culturales. Par contre, cette fenêtre d'application représente des risques au niveau des pertes d'azote.
- Bundy (1986) rapporte que les applications de fertilisants minéraux azotés à l'automne ont une efficacité de 10 à 15 % moindre que les applications de printemps.
- Les applications d'automne de fumier et engrais minéraux peuvent causer des pertes d'azote par lessivage et dénitrification.
- Safley et al. (1989) démontre que des applications d'automne de lisier de bovins laitiers donnent de plus faibles rendements et prélèvements de N que des applications de printemps. Zebart et al. tire les mêmes conclusions en Colombie-Britannique. Cependant, ces études précisent aussi que l'hiver, la température du sol dépasse le point de congélation et que la majeure partie des pertes se font pendant l'automne et l'hiver.
- Au Wisconsin, pour du fumier de bovins laitiers, il n'y a aucune différence dans les rendements du maïs entre un apport à l'automne et au printemps lorsque les précipitations et les températures sont près de la normale. Cependant, les pertes lors d'applications d'automne étaient supérieures lorsque les printemps étaient frais et pluvieux. On explique les pertes par dénitrification.
- Au Wisconsin, Comfort et al. (1987) attribue à la dénitrification la grande proportion des pertes d'azote, lorsque l'on compare des injections dans le sol de lisier de bovins laitiers comparativement au N-engrais minéral.
- Loro et al. (1997) rapporte que la dénitrification du fumier liquide est plus rapide et se produit dans un court laps de temps suite à l'épandage, comparativement au fumier solide.
- Chang et al. (1998) suggère que le suivi des applications de fumier sur de longues périodes permet davantage de mettre en lumière les pertes d'azote par dénitrification qu'une étude de courte durée.

(suite) RANDALL, G.W.,SCHMITT,M.A., SCHMIDT, J.P.; *Corn Production as affected by Time and Rate of Manure and Nitrapyrin*; J. Prod. Agric. 12 : 317-323, 1999

Objectif de l'étude

Évaluer trois périodes d'application, deux doses d'épandage, et l'utilisation d'inhibiteur de nitrification (NP) sur les rendements de maïs et la concentration en NO₃ dans les sols.

Matériel et méthode

- Les sites : sept dans le sud du Minnesota, 1993-1995, quatre à la station expérimentale de Wacesa et trois sur des fermes de la région. Les critères de sélection des sols : série de sol uniforme, aucune application de fumier depuis les trois dernières années, accès à du fumier liquide de porc et bovin laitier, analyse de sol optimal pour la culture du maïs.
- Les périodes d'application du lisier sont : mi-sept, mi-octobre, fin avril.
- Les taux d'application ont varié de 50, 100, 200 à 300 lb/acre de N disponible; le lisier était injecté dans le sol à une profondeur 4-5 pouces.
- Les coefficients d'efficacité utilisés pour calculer l'apport d'azote étaient de 65 % pour le lisier porc et 55 % pour le lisier bovin laitier.
- Le dispositif expérimental comprend un témoin non fertilisé.
- Échantillonnage des sols à 12 pouces au stade 4 feuilles du maïs (12 carottes par parcelle).

Résultats

- La teneur en nitrate du sol n'était pas différente en fonction de la dose (4000 ou 8000 gal/acre) pour le lisier appliqué en septembre. Mais pour le lisier appliqué en octobre et avril, les nitrates dans le sol augmentent avec la dose (probablement qu'en septembre, il y a nitrification suivi de lessivage d'azote).

(suite) RANDALL, G.W., SCHMITT, M.A., SCHMIDT, J.P.; *Corn Production as affected by Time and Rate of Manure and Nitrapyrin*; J. Prod. Agric. 12 : 317-323, 1999

- Basé sur la moyenne de quatre années, les nitrates sont significativement plus élevés pour les applications de lisier de bovins laitiers au printemps, intermédiaires pour octobre, et les plus bas taux correspondent aux applications de septembre. Cela suggère qu'il y a davantage de pertes ou d'immobilisation d'azote avec les applications de septembre.
- Les rendements en grain sont affectés significativement par le temps d'application de lisier de bovins laitiers pour les périodes avril et septembre.
- Les lisiers appliqués en octobre et avril n'ont pas bénéficié de NP (cela ne démontre-t-il pas que la nitrification était peu active?).
- Pour le lisier de porc, le site E a démontré que des conditions humides de début mai à mi-juin ont provoqué la perte de nitrates pour les applications d'octobre (sur ce site, aucune application en septembre).
- L'auteur précise que même si les applications d'automne (en comparaison à celles d'avril) de lisier de porc n'ont pas démontré, en moyenne, de différence significative sur les taux de nitrate du sol au stade 4 feuilles du maïs, des parcelles démontrent que les conditions de température du sol et la quantité de précipitation au printemps peuvent influencer significativement des pertes de nitrates en lien avec des applications d'automne.
- Les rendements du maïs ont été significativement influencés par le temps et le taux d'application.
- La caractérisation du contenu en azote du lisier fait partie d'une stratégie de gestion N.

Conclusion de l'auteur

Globalement, l'auteur conclut que les faibles augmentations de rendement obtenues par les applications de printemps ne valent pas la peine, si on considère les contraintes de temps associées à tous les travaux culturaux au printemps et les risques de compaction. Dans l'étude, des équipements d'épandage légers étaient utilisés, ce qui n'est pas le cas en conditions réelles (ce qui explique le peu de compaction au printemps et les faibles augmentations de rendements). Donc, les épandages d'automne peuvent être, à certains égards, avantageux du point de vue agronomique.

(suite) RANDALL, G.W.,SCHMITT,M.A., SCHMIDT, J.P.; *Corn Production as affected by Time and Rate of Manure and Nitrapyrin*; J. Prod. Agric. 12 : 317-323, 1999

Analyse critique

L'étude démontre bien les risques d'appliquer des engrais organiques à haute teneur en NH_4 en sol chaud. La teneur en nitrate du sol n'était pas différente en fonction de la dose (4000 ou 8000 gal/acre) pour le lisier appliqué en septembre. Cependant, pour le lisier appliqué en octobre et avril, les nitrates dans le sol augmentent avec la dose. On peut donc supposer que pour les applications de septembre, une grande proportion d'azote a pu être lessivée et/ou réorganisée, et ne se retrouve pas lors des prélèvements de sol à l'été.

Comparativement aux applications de septembre, les lisiers appliqués en octobre et avril n'ont pas bénéficié d'inhibiteur de nitrification, ce qui démontre que la nitrification était réduite en octobre; (*cependant, le risque environnemental de pertes d'azote ammoniacal par ruissellement et érosion est augmenté dû à la saturation en eau des sols*). Une des observations de l'étude illustre bien le danger de généraliser une pratique.

Pour le lisier de porc, le site E a démontré que des conditions humides de début mai à mi-juin ont provoqué la perte de nitrates pour les applications d'octobre (sur ce site, aucune application en septembre n'avait eu lieu). On peut voir que dans cette situation, ce sont les conditions au printemps qui sont responsables des pertes.

GASSER, M.O., LAVERDIÈRE, M.R., LAGACÉ, R., CARON, J.. *Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. Canadian Journal of Soil Science (82) : 1469-479, 2002.*

Introduction

- La culture des pommes de terre dans les sols sableux génère un haut niveau de lessivage de nitrates (Saffina et al., 1977; Hill 1986; Shepherd dan Lord, 1996; Prunty and Greenland, 1997; Webb et al., 1997).
- L'utilisation de lisier pour fertiliser les plantes de rotation (céréales et autres) augmente les risques de contamination de la nappe d'eau (Thomsen et al., 1993; Lind et al., 1995; Beckwith et al., 1998).
- 60 % des puits privés situés près de zones intensives de pommes de terre sont contaminés avec des quantités d'azote > que 10 mg/litre (Giroux, 1995).
- Les tubercules de pommes de terre prélèvent environ 15 kg d'azote par tonne de matière sèche; la fertilisation moyenne est d'environ 130 à 210 kg de N/Ha et les rendements sont d'environ 23 tonnes/Ha de tubercule.
- Dans les sols sableux, le lessivage est la principale cause de pertes d'azote.
- Dans un climat continental sub-humide, d'importantes pertes sont différées la saison suivante (Prunty and Greenland, 1997).
- En Ontario, les pertes d'azote par lessivage sur deux ans, pour une fertilisation à un taux de 165 kg N/Ha, étaient de 59 et 92 kg N/Ha (Cameron et al., 1978). Ces pertes ont atteint jusqu'à 220 kg N/Ha, et 50 % de ces pertes se produisent durant la période hiver-printemps, Hill, 1986.
- Tran et Giroux (1991), ont mesuré le prélèvement de la pomme de terre fertilisée avec 140 kg N-15/Ha et 34 à 75 N/Ha n'étaient pas prélevé. L'efficacité était moindre quand le précédent cultural était une prairie qui minéralisait de grande quantité d'azote.
- Li et al. (1999), ont observé une réponse similaire. En tenant compte d'un arrière-effet de 55-80 N/Ha venant de la minéralisation d'une vieille prairie (20 ans), on pouvait soutenir le rendement économique d'une culture de pommes de terre tout en réduisant les risques de lessivage.

(suite) GASSER, M.O., LAVERDIÈRE, M.R., LAGACÉ, R., CARON, J.. *Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. Canadian Journal of Soil Science (82) : 1469-479, 2002.*

- Thomsen et al. (1993), ont mesuré les pertes d'azote avec l'utilisation de lisier de porc pour fertiliser la culture de rotation (orge), comparativement à l'engrais minéral. Les pertes d'azote avec le traitement lisier porc étaient de 44 kg de N/Ha, comparativement à 19 kg de N/Ha avec l'engrais minéral. Lorsque l'orge était sous-ensemencée avec du raygrass, les pertes diminuaient de 52 et 69 % pour le lisier et l'engrais minéral respectivement.
- L'efficacité fertilisante du lisier de porc dépend en grande partie de son rapport élevé de NH_4/N total (Giroux et al., 2000). Cela peut engendrer des pertes par lessivage, surtout en application d'automne sur sol sableux, comparativement aux applications en pré-semis.
- La concentration en nitrate était élevée suivant une application de lisier de porc à l'automne, comparativement à du fumier de vache sur sol sableux nu. La présence d'une culture de seigle d'automne a considérablement diminué les pertes d'azote. (Beckwith et al., 1998)
- Les mêmes observations ont été faites par Lind et al. (1995); la concentration d'azote lessivé dans un récipient sous le sol était plus élevée pour les applications de lisier de porc à l'automne, comparativement aux applications de pré-semis dans l'orge. De plus, les prélèvements étaient moindres pour les applications d'automne. Aussi, l'orge sous-ensemencée réduit le lessivage pour les applications de printemps.
- La surfertilisation et le manque de synchronisation entre « l'offre et la demande » augmentent l'azote résiduel après la récolte (reliquats d'azote).

Objectif de l'étude

Le but de l'étude est de mesurer la quantité et le « timing » du lessivage d'azote dans la culture de pommes de terre en rotation avec les céréales fertilisées, avec des applications de lisier de porc.

(suite) GASSER, M.O., LAVERDIÈRE, M.R., LAGACÉ, R., CARON, J.. *Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. Canadian Journal of Soil Science (82) : 1469-479, 2002.*

Matériel et méthode

- 15 lysimètres drainants ont été installés dans cinq champs à raison de trois par champs, dans la région de Québec, Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier et Ste-Christine-de-Portneuf.
- Les précipitations ont été mesurées de mai à novembre. À un kilomètre des champs localisés à Ste-Catherine-de-la-Jacques-Cartier, une station météo est présente. Les précipitations ont été enregistrées, du 1^{er} mai au 30 août, 1^{er} septembre au 31 décembre, et du 1^{er} janvier au 30 avril.
- Les séries de sols : sable Morin et sable Pont-Rouge.
- La pomme de terre est cultivée en rotation avec les céréales, sauf pour un champ en rotation avec une prairie de trèfle rouge et mil.
- Les patates étaient semées en mai, sarclées en juin et buttées deux semaines plus tard, récoltées de début août à la mi-octobre. Les céréales étaient battues en août. Le foin coupé en juin et fin août.
- L'azote minéral était appliqué à la plantation et en quelques occasions en post-levée, un mois plus tard sur les patates et les céréales. Il y a eu application de lisier de porc, fumier de vache et boues de papetières sur quelques champs. Pour les lisiers, une caractérisation des paramètres chimiques était effectuée.
- Les mesures de lessivage dans les lysimètres ont été effectuées lors du dégel, de mars-avril, jusqu'à la gelée du sol en décembre. Des échantillons d'eau de 20 ml étaient transportés au laboratoire et immédiatement congelés. On titrait le nitrate et le NH₄.
- L'azote exporté par les récoltes a été évalué à l'aide de mesures de rendement des plantes au-dessus des lysimètres avant la récolte. Les céréales et le foin étaient échantillonnés dans des quadrats d'un mètre carré, et les tubercules sur le bouton sur 1,1 mètre (entre-rang 0,91). Quelquefois, on incluait la paille lorsqu'elle était enlevée.
- Pour exprimer la variation de l'azote minéral du sol, le nitrate et l'ammonium du sol étaient mesurés par échantillonnage du sol près de chaque lysimètre. Les mesures étaient effectuées à la fin avril ou au début mai.

(suite) GASSER, M.O., LAVERDIÈRE, M.R., LAGACÉ, R., CARON, J.. *Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. Canadian Journal of Soil Science (82) : 1469-479, 2002.*

Résultats et discussion

- Dans de rares cas, des concentrations en $\text{NH}_4 > 0,25$ mg/l ont été détectées.
- Selon l'importance des précipitations, les lysimètres étaient échantillonnés 5 à 16 fois pendant la période des récoltes, de 4 à 14 fois de septembre à décembre, et de 1 à 8 fois de janvier à avril.
- La quantité annuelle d'eau de drainage variait de 168 à 772 mm, avec une moyenne de 398 mm +/- 141 mm.
- Le lessivage de nitrates était en moyenne de 91 kg/Ha +/- 50, par année. Le lessivage le plus élevé a été observé avec la fertilisation élevée en azote de pommes de terre, avec 116 Kg/ha +/- 40.
- Les céréales ont généré un lessivage de l'ordre de 88 Kg/Ha +/-45.
- Le foin a généré du lessivage moindre, de l'ordre de 14 kg/Ha +/-7.
- Dans 21 des 25 échantillons, la concentration en nitrate était $>$ à 10mg/l. Il y a relation avec la quantité de fertilisation azotée, la culture et la concentration en NO_3 des échantillons.
- Dans les échantillons de foin, la concentration en nitrate était $<$ 10mg/l.
- La concentration la plus élevée en nitrate a été observée avec le champs cultivé trois ans de suite avec pommes de terre fertilisées intensivement à l'azote et ayant reçu du lisier de porc au printemps 1997, et des MRF en 1998. La concentration a atteint 52 mg/l de nitrates.
- Le lessivage de nitrates se produit pendant toute l'année. Il peut arriver qu'il y ait lessivage pendant la saison de croissance suite à des épisodes de pluies, mais la plus grande proportion de nitrates est lessivé à l'automne.
- Les quantités importantes d'azote appliquées au printemps génèrent du lessivage pendant la saison des récoltes.
- Le travail du sol lors de la récolte des pommes de terre engendre une minéralisation de l'azote appliqué plus tôt, ce qui provoque un lessivage d'automne. Il y a décalage entre l'apport d'azote et le lessivage.

(suite) GASSER, M.O., LAVERDIÈRE, M.R., LAGACÉ, R., CARON, J.. *Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils. Canadian Journal of Soil Science (82) : 1469-479, 2002.*

- Les pertes les plus minimales ont été observées durant l'hiver et le dégel au printemps, sauf pour les champs 2 et 4 où on a observé une plus grande quantité d'eau de drainage dû à l'importante quantité de neige fondue.

Conclusion

- Les charges et les concentrations de nitrates étaient modérées durant la saison de croissance (mai-août), élevées à l'automne (septembre-décembre) et plus faibles au printemps (janvier-avril).
- L'apport de lisier de porc et de boues mixtes de papetières (51 à 192 Kg N/Ha annuellement), combinés à ceux d'engrais minéraux (103 à 119 Kg N/Ha) dans la rotation de pommes de terre-céréales, ont occasionné des pertes en nitrates lessivés de 87 à 132 kg N/Ha. **Ce qui était au moins 20 kg N/Ha plus élevé que le N exporté par la culture.**
- Plus de 60 % de l'azote du lisier de porc n'a pu être comptabilisé sous forme d'azote exporté avec la récolte ou d'azote lessivé, suggérant que des pertes importantes soient attribuables à la volatilisation de l'ammoniac, la dénitrification ou l'immobilisation.

5 ARGUMENTAIRE

Les dispositions de l'article 31 du *Règlement sur les exploitations agricoles* stipulent que l'épandage des matières fertilisantes ne peut être fait que du 1^{er} avril au 1^{er} octobre de chaque année, à moins qu'un agronome ne prévoit une autre période d'interdiction, et que la proportion soit inférieure à 35 % du volume annuel produit par le lieu d'élevage.

Afin d'aider les agronomes et les entreprises agricoles à respecter les normes en vigueur, l'Ordre des agronomes du Québec a élaboré une ligne directrice sur la gestion des matières fertilisantes.

Cette ligne directrice stipule que, tel que prescrit à l'article 5 du *Code de déontologie des agronomes*, l'agronome doit exercer sa profession en tenant compte des normes de pratique généralement reconnues et en respectant les règles de l'art.

Cela sous-entend, d'une part, que les recommandations de fertilisation élaborées dans un contexte agroenvironnemental (et non pas uniquement agronomique) permettent de minimiser les risques de contamination de l'eau par les éléments nutritifs des engrais organiques et, d'autre part, que ces recommandations sont basées sur une littérature scientifique reconnue.

État de l'environnement sur la qualité de l'eau

Le règlement sur le captage des eaux souterraines cible principalement les pathogènes et les nitrates comme étant une menace de contamination. Ce règlement donne des balises à l'égard des distances à respecter, des activités proscrites, en fonction de l'aire d'alimentation, du volume d'eau pompé et de la population desservie.

En ce qui concerne tout ouvrage de captage d'eau souterraine destinée à la consommation humaine, l'article 26 stipule qu'un périmètre de protection de 30 mètres de rayon est exigé. Dans cette aire, aucune activité d'épandage de déjections animales, de composts de ferme, d'engrais minéraux et de MFR n'est autorisée. Toutefois, cet article précise que l'épandage de matières fertilisantes en périphérie de ces zones doit être réalisé de manière à prévenir le ruissellement dans ces mêmes zones. On peut interpréter cet article de la façon suivante : 30 mètres est une distance minimale, et l'agronome doit prendre tous les moyens, connus et reconnus, pour minimiser les risques de contamination d'une aire de captage d'eau souterraine.

Une récente étude de Simard, A., (2004), « *Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec* » Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, révèle que pour les puits domestiques, sur le plan microbiologique, la qualité de l'eau souterraine en zone d'agriculture intensive se compare à celle en zone témoin, zone qui est représentée par les municipalités rurales où l'activité agricole utilise moins de 25 % du territoire et dont le bilan en phosphore (P_2O_5) est négatif. Pour les nitrates, la proportion de puits dont la concentration est d'au moins 3 mg/l de nitrates est plus grande en zone d'agriculture intensive qu'en zone témoin. Bien qu'il soit sous la norme de qualité de l'eau potable de 10 mg/l de nitrates, ce résultat constitue un avertissement puisque le seuil de 3 mg/l atteste de l'influence indéniable des activités humaines qui se passent en surface et qui sont susceptibles de générer des nitrates dans l'eau souterraine. De manière générale, les puits de surface sont plus susceptibles d'être affectés que les puits profonds.

Dans cette même étude, en ce qui a trait à la caractérisation de la qualité de l'eau des sources municipales d'approvisionnement en eau potable, l'étude a porté tant sur les sources en eau de surface qu'en eau souterraine. De façon générale, les niveaux de contamination rencontrés ne sont pas alarmants, même si certains paramètres peuvent être présents à des niveaux notables. En eau souterraine, la concentration d'azote ammoniacal (NH_4) est plus grande en zone d'agriculture intensive qu'en zone témoin. En ce qui concerne les approvisionnements en eau de surface, notamment en rivières, les concentrations en nitrates et en phosphore total se sont avérées supérieures en zone d'agriculture intensive qu'en zone témoin. L'étude ne distingue cependant pas la contribution de chacune des sources possibles de pollution, qu'elles soient agricoles, municipales ou industrielles.

La prudence serait cependant de mise dans l'interprétation de cette étude qui ne donne qu'un état de la situation et non pas une tendance dans le temps. Est-ce que l'évolution dans le temps démontre une tendance à la hausse ou à la baisse? Des cas sont répertoriés au Québec où la concentration des nitrates dans l'eau de puits municipaux a augmenté graduellement, jusqu'à dépasser la norme jugée acceptable. Le gradient d'augmentation des nitrates dans le temps permettait de prévoir l'éventuel dépassement de la norme.

Cabana (2000), rapporte que l'on observe de fréquents dépassements de la norme (eau potable) de 0,5 mg/l d'azote ammoniacal (NH_4) dans les rivières à forte vocation agricole, ce qui peut entraîner des problèmes de traitement de l'eau potable à l'égard de la chloration de l'eau.

L'ammoniac peut également être toxique pour la faune aquatique, à des concentrations variant entre 1 et 2 mg/l. (Guay et al., 2002). Les pertes d'ammoniac sont davantage reliées au ruissellement et l'érosion occasionnée par les précipitations (pluie et fonte de neige) en conditions de sols déjà saturés d'eau, particulièrement entre décembre et février. (Cabana, 2000)

Donc, on peut conclure qu'en terme de risque environnemental, les pertes de nitrates sont causées principalement par le lessivage et représentent des risques pour l'eau souterraine, alors que les pertes d'ammoniac sont principalement causées par érosion et ruissellement, et représentent des risques pour l'eau de surface. Une étude de Gangbazo et al. (1997), rapporte que 95 % du nitrate est exporté par le drainage, alors que 85 % du NH_4 est exporté par ruissellement. Les résultats de cette étude concordent avec une étude de Phillips et al., en 1981.

Notion de risque environnemental

Les agronomes ont une obligation de moyens face aux différentes stratégies proposées pour minimiser les risques de contamination de l'eau et du sol. Pour ce faire, ils doivent adapter les résultats de recherches à chacun des systèmes agricoles rencontrés, et intégrer tous les facteurs qui conditionnent les risques environnementaux.

Lors de recommandations de fertilisation, l'agronome doit donc faire **une évaluation globale de la situation** et il doit considérer plusieurs aspects. L'impact d'une recommandation de fertilisation concernant la valorisation d'engrais organiques en post-récolte dépend de plusieurs facteurs. L'analyse de ceux-ci permet aux agronomes d'étoffer la dimension environnementale des recommandations de fertilisation d'engrais organique en post-récolte.

Les facteurs à considérer aux fins de l'évaluation globale de la situation

- 1- Les ressources à protéger : bien identifier les zones à risques et les ressources à protéger**
- 2- Les caractéristiques des engrais organiques : rapport C/N, N total, et NH₄/N total**
- 3- La dose apportée : quantité d'azote minéral apportée et risque de pertes d'azote**
- 4- La période d'épandage : « timing » entre apport, synchronisation des besoins de la plante, conditions de minéralisation, risque nitrate (NO₃) et/ou risque ammoniacal (NH₄)**
- 5- Le type de sol : capacité de fixation (notamment du NH₄), microporosité et risque de compaction**
- 6- L'espèce végétale cultivée : coefficient d'utilisation de l'azote et risques de pertes**
- 7- La régie de culture et les caractéristiques du terrain : rotation, gestion des résidus de culture, risques d'érosion et de ruissellement**
- 8- Les conditions climatiques et l'importance des précipitations**

- 1- L'identification des ressources à protéger : essentielle à l'évaluation des risques et l'orientation des stratégies à utiliser**

Avant qu'il soit, il est important d'identifier d'éventuelles zones à risques à proximité du milieu récepteur. Existe-t-il des puits individuels à proximité? Est-ce que les parcelles réceptrices recourent un périmètre de protection de puits municipal? Si oui, il sera important d'évaluer la propension du système à générer des pertes de nitrates (NO₃) par lessivage. Prenons pour hypothèse l'épandage d'un lisier de porc (NH₄/N total élevé) épandu le 15 octobre sur un sol léger en absence de résidus de culture, enfoui dans les 24 heures. Dans ces conditions, la température du sol favorise probablement la nitrification et la libération d'une quantité de nitrate proportionnelle à la dose appliquée. Les nitrates et les pathogènes lessivés sont à risque si une aire de captage est à proximité du milieu récepteur. Dans le cas où la parcelle réceptrice n'est pas à proximité d'une structure de captage d'eau souterraine, les contaminants ont peu de chance de rejoindre et de contaminer un point d'eau (temps de parcours de l'eau et concept de détermination des périmètres de protection d'aire de captage d'eau souterraine).

Est-ce que des cours d'eau longent les parcelles qui recevront des engrais organiques en post-récolte? Si oui, il sera opportun d'évaluer la propension du système à générer des pertes d'ammonium (NH_4) par ruissellement et érosion. Par exemple, un sol argileux, avec une pente supérieure à 0,5 %, représente déjà un potentiel de ruissellement élevé (MAAO et Agriculture et Agroalimentaire Canada, 1998). Si l'on ajoute la présence d'un cours d'eau dans le bas de la pente, avec épandage d'engrais organique laissé en surface, sans présence de résidus de culture, de bandes tampons ou aménagement hydrologique permettant de diriger la lame de ruissellement dans la bande tampon, les risques de pertes d'ammonium au cours d'eau sont élevés.

2- Les caractéristiques des engrais organiques : rapport C/N, N total, et NH_4/N total

Les caractéristiques intrinsèques des engrais organiques nous aident à prévoir leur comportement suite aux épandages. Les accumulations de nitrates dans le sol sont fortement corrélés avec le rapport C/N, NH_4/N total, et la quantité d'azote totale appliquée. (N'Dayegamiye et al., 2004)

Les coefficients d'efficacité, qui reflètent le pourcentage d'efficacité d'un engrais organique par rapport à l'engrais minéral, sont fortement corrélés avec le rapport NH_4/N total. (N'Dayegamiye et al., 2004). On peut donc déduire qu'un engrais organique à rapport NH_4/N total élevé offre une grande quantité d'azote minéral (NH_4) disponible. Quand les conditions de nitrification sont favorables, la production d'azote disponible (NO_3) est rapide. Chantigny et al. (2001) rapporte une nitrification complète du lisier en 10 jours sur un loam sableux St-Pacôme. Par conséquent, dans de telles conditions, en l'absence de prélèvement par une culture, les risques de pertes de nitrate (NO_3) par lessivage sont élevés. Reste à évaluer l'impact de ce lessivage sur l'environnement en fonction des ressources à protéger.

Dans l'étude de N'Dayegamiye et al. (2004), les parcelles qui ont reçu les fumiers de bovins laitiers épandus à l'automne (début octobre) ou au printemps ont révélé les coefficients d'efficacité les plus élevés. Toutefois, c'est dans ces parcelles où l'on a retrouvé la plus grande accumulation de nitrates. **Cela suggère que l'augmentation de l'efficacité fertilisante d'un engrais de ferme n'implique pas nécessairement une diminution des risques environnementaux associés à la perte de nitrate** (voir facteur n° 6, coefficients d'utilisation (CU) et espèce végétale cultivée).

Quand l'équipement et la configuration des parcelles le permettent, il est reconnu que les engrais organiques à rapport NH_4/N total élevé profitent d'application en période de croissance active des plantes (Simard et al., 1997). En absence de prélèvement, l'azote minéral peut être stocké en plus ou moins grande quantité, selon la texture des sols (davantage à CEC élevé). Cependant, même fixé au complexe argilo-humique, l'azote ammoniacal est tout de même vulnérable à trois véhicules de pertes, soit l'érosion, le lessivage et la dénitrification (suite à la nitrification du). L'ampleur des pertes dépendra des conditions de température du sol, des précipitations, des conditions d'aération du sol et des mesures de réduction de l'érosion.

On peut conclure en disant que parmi les paramètres issus de la composition physico-chimique des engrais organiques, le rapport C/N, jumelé au rapport NH_4/N total, est probablement le paramètre qui traduit le mieux le comportement des engrais organiques à l'égard du risque environnemental de contamination par l'azote ammoniacal ou les nitrates. Par conséquent, la caractérisation des engrais organiques demeure un élément important dans une stratégie agroenvironnementale de valorisation des engrais organiques. Le tableau de la page suivante illustre des valeurs comparatives pour divers engrais organiques.

Composition de divers engrais organiques

Type de fumier	Rapport C/N	NH ₄ /N total %	Coefficient d'efficacité %
Lisier liquide - porcs	3	70	65
Lisier de porcs (surnageant)	2	80	80
Lisier de porcs (fond de fosse)	6	55	60
Lisier de poules	4	65	75
Lisier de bovins laitiers	11	52	50
Lisier de bouvillons	14	41	50
Lisier de veaux de lait	3	67	70
Fumiers de porcs	24	30	30
Fumier de poulets	13	19	65
Fumier de bovins laitiers	18	32	45
Fumiers de bouvillons	22	32	45
Fumiers de veaux lourds	25	16	30
Fumier de bovins composté	22	23	24
Boues de papetières	12	31	44
Boues de papetières	17	30	28
Boues de papetières	20	20	27
Boues de papetières	24	4	20
Boues de papetières	11	33	50

Source : Revue de littérature de différents travaux de l'IRDA

Vincent Poirier, étudiant à la maîtrise

3- La dose apportée : quantité d'azote minéral apportée et risque de pertes d'azote

Gangbazo et al. (1997) et Randall et al. (1999) ont démontré la relation entre la dose d'épandage et les pertes d'azote dans l'eau de drainage et l'eau souterraine. Cependant, à la lumière des travaux présentés à la section 4.2, on peut supposer que la dose de NH_4 , jumelée au rapport C/N de l'engrais organique, nous informe davantage sur les risques environnementaux. Par exemple, 30 tonnes par hectare de fumier de bovins laitiers affichant 5 kg/tonne de N total, un rapport NH_4/N total de 32 % et un C/N de 18, comparativement à la même dose de lisier de porc, ayant le même contenu en azote total, mais avec un rapport NH_4/N total de 70 % et un rapport C/N de 3. On comprend que pour la même dose d'épandage, le lisier de porc apporte deux fois plus d'azote minéral (NH_4). Cette forme d'azote est très rapidement transformée en nitrate dans des conditions favorables de minéralisation (10 jours sur un loam sableux St-Pacôme, selon Chantigny et al., 2001).

On peut donc conclure qu'à l'égard de la gestion du risque, il faut porter une attention particulière à la dose d'azote minéral (NH_4) apportée au sol. Les paramètres qui suivent seront impliqués dans le devenir de cet élément fertilisant.

4- La période d'épandage : « timing » entre apport, synchronisation des besoins de la plante, conditions de minéralisation, risque nitrate (NO_3) et/ou risque ammoniacal (NH_4)

Toujours à la lumière des études analysées à la section 4.2, il est important de comprendre la relation qui existe entre la capacité des engrais organiques à fournir de l'azote minéral (rapport C/N et NH_4/N total), la période d'apport de cet azote minéral au sol, les conditions de minéralisation au moment ou peu de temps après l'application (aération et température du sol), et la capacité du sol à fixer l'ammonium (NH_4).

Dans le cas des engrais organiques à rapport C/N supérieurs à 20, il est démontré que l'apport d'automne ou de fin d'été (selon le type de sol) comporte des avantages agronomiques par l'augmentation du coefficient d'efficacité. (Simard et al., 1997; N'Dayegamiye et al., 2004)

N'Dayegamiye et al. (2004) rapporte que les apports d'automne d'engrais organiques avec des C/N > 20 pourraient être apportés en post-récolte sans occasionner une perte d'efficacité fertilisante et sans porter atteinte à l'environnement si des précautions, comme l'incorporation au sol, étaient prises en compte. Cependant, on peut aussi observer des accumulations significatives de nitrates dues aux conditions favorables de minéralisation d'un automne exceptionnellement chaud. Si les conditions avaient été plus fraîches, la nitrification aurait été réduite et l'ammonium aurait été probablement fixé aux colloïdes du sol, en plus ou moins grande quantité selon la capacité d'échange cationique du sol.

Autre exemple, Rochette et al. (2000) a observé que des applications d'automne de lisier de porc, suivi de printemps chauds et secs, en alternance avec de fortes pluies, ont conduit à une production élevée d'oxyde nitreux (N₂O) générée par des conditions favorables à la dénitrification. Chantigny et al. (1998) précise aussi que les prélèvements culturaux ont un effet direct sur la quantité d'azote disponible pour la nitrification ou dénitrification. Les taux les plus bas de perte de N₂O ont été identifiés durant les périodes de prélèvement actif des plantes fourragères (Thompson and Pain, 1989; Allen et al., 1996; Chadwick, 1997). Ces études ont évalué les plus basses émissions de N₂O lors d'application de lisiers au printemps, comparativement aux autres périodes.

Lorsque des engrais organiques aptes à fournir de l'azote minéral rapidement (NH₄) sont apportés en post-récolte, dans des conditions de sol chaud, la nitrification du NH₄ en NO₃ favorisera l'accumulation de nitrates dans le sol (impact agroenvironnemental si puits à proximité).

Par contre, lorsque des engrais organiques aptes à fournir de l'azote minéral rapidement (NH₄) sont apportés en post-récolte tardivement, dans des conditions de sol froid, avec une bonne capacité d'échange cationique, la fixation de l'ammonium aux colloïdes du sol réduira les pertes dans l'environnement. Toutefois, ce « pool » d'ammonium est vulnérable à des pertes le printemps suivant, avant que les cultures ne puissent prélever suffisamment.

Comme ce « pool » de NH₄ est sensible à l'érosion vers les cours d'eau, il sera opportun d'intégrer des mesures de protection contre l'érosion. À cet égard, l'enfouissement est probablement une des mesures les plus efficaces. Cette mesure limite aussi les pertes par volatilisation, car la majorité de l'ammoniac (NH₃) perdu par volatilisation a lieu en moins de 12 heures. (Rochette et al., 2001; Chantigny et al., 2004)

Cependant, il est possible que l'ammonium provenant d'un lisier épandu tardivement puisse être entièrement nitrifié pendant l'hiver, sous couvert de neige, en condition de sol non gelé. (Chantigny, 2005 données non publiées)

5- Le type de sol : capacité de fixation du NH₄, microporosité et risque de compaction

Le type de sol est un facteur déterminant à l'égard des risques de pertes d'azote associés aux épandages d'engrais organiques en post-récolte.

On peut facilement comprendre que les risques de contamination par les nitrates des aires de captage d'eau souterraine ne sont pas les mêmes en sols légers qu'en sols lourds. Ce paramètre est d'ailleurs prépondérant dans la détermination des périmètres de protection d'aires de captage. La très faible vitesse de parcours de l'eau en sols lourds assure une meilleure protection de la nappe phréatique.

Patni et al. (1981) a suivi le niveau de contamination de l'eau de la nappe phréatique durant 5 ans à l'aide de piézomètres installés dans un sable profond de la région d'Ottawa, soumis à une monoculture de maïs et fertilisé avec du lisier de bovins épandu au printemps ou à l'automne à une dose totale excédant 100 m³/ha. Ils ont relevé des concentrations en NH₄ de 8,9 à 290 ug/l dans la nappe phréatique après quatre ans, ce qui est très élevé.

La capacité du sol à fixer du NH₄ conditionne la quantité d'ammonium dissous pouvant prendre la voie des drains pour rejoindre l'eau de surface. En sols argileux, 24 % du NH₄ du lisier est fixé aux particules de sol (Ross et al., 1985), comparativement à 5-10 % en loam sableux (Trehan et al., 1993). Chantigny et al. (2004) suggère qu'il y a davantage de fixation d'ammonium en sol argileux (34 %) qu'en loam sableux (29 %).

Les conditions d'aération des sols légers favorisent les conditions de nitrification. Chantigny et al. (2001) rapporte qu'en condition favorable de nitrification, le NH₄ du lisier est nitrifié en 10 jours sur un loam sableux St-Pacôme.

Cette étude suggère aussi que sur des parcelles qui ont reçu du lisier de porc le 30 juin, la nitrification de l'azote du lisier a été supérieure dans le loam sableux, comparativement à l'argile.

Un autre facteur prédominant est celui de la compaction. Les sols argileux sont sensibles à la compaction, surtout au printemps. Une étude de Randall et al. (2003), réalisée dans la région du Minnesota, suggère que la plupart des agriculteurs préfèrent la période d'automne pour fertiliser, à cause des contraintes de temps au printemps. Même si les résultats de l'étude démontraient que les rendements étaient inférieurs pour une fertilisation d'automne (à base d'engrais minéral), la différence ne justifiait pas les coûts à long terme engendrés par la compaction des sols. Cette étude était effectuée sur un loam argileux mal drainé de type canisteo, à Waseca au Minnesota.

On peut conclure en disant que les sols légers ont une propension à lessiver des nitrates, alors que les sols lourds ont la capacité de fixer de l'ammonium mais sont plus sensibles à l'érosion et au ruissellement. Dans ce dernier cas, l'épandage en condition de sol froid (application tardive de lisier), lorsque les autres conditions sont propices, jumelé à l'intégration de mesures efficaces pour diminuer l'érosion, contribuerait à diminuer le risque ammoniacal. Toutefois, il se peut que le risque de pertes soit reporté au printemps suivant, avant que les cultures n'exportent de l'azote. Il y a alors minéralisation de l'ammonium en nitrate et évacuation par le système de drainage vers les eaux de surface.

6- L'espèce végétale cultivée : coefficient d'utilisation de l'azote et risques de pertes

Le choix des espèces cultivées est un élément important dans une stratégie de fertilisation agroenvironnementale. Selon le type de culture et le type d'engrais organique utilisé, différents coefficients d'utilisation (CU) sont observés.

Un coefficient d'utilisation peut être calculé par différence entre les prélèvements en azote des traitements et ceux du témoin non fertilisé, divisé par la quantité totale d'azote apportée au sol par les engrais organiques. Autrement dit, un coefficient d'utilisation élevé indiquerait qu'une plus grande quantité d'azote provenant de l'engrais organique épandu est prélevé par la plante. Par conséquent, les risques de pertes dans l'environnement sont réduits.

Dans l'étude de N'Dayegamiye (2004) pour la culture du maïs, on remarque que les coefficients d'utilisation (CU) et les coefficients d'efficacité (CE) les plus élevés sont observés pour le fumier de bovins laitiers, peu importe la période d'application (automne ou printemps). Dans cette expérience, cet engrais organique avait un rapport C/N bas (14) et un rapport NH_4/N total élevé (31,3 %). Cependant, les quantités d'azote prélevées par le maïs par rapport aux quantités apportées par les engrais organiques n'étaient pas élevées, ce qui laisse une quantité non négligeable d'azote exposée aux pertes par ruissellement de l'ammonium ou lessivage du nitrate.

D'ailleurs, c'est le traitement où l'on a retrouvé le plus d'accumulation de nitrates. Cela suggère que l'augmentation de l'efficacité fertilisante d'un engrais de ferme ne veut pas nécessairement dire une diminution des risques environnementaux associés à la perte de nitrates, et cela est expliqué par le faible coefficient d'utilisation de l'azote des engrais organiques. Dans certains cas, l'arrière-effet des engrais organique est plus important que leur efficacité lors de l'année d'épandage.

Dans une revue de littérature des travaux de l'IRDA, réalisée par Vincent Poirier, concernant les applications d'engrais de ferme et boues mixtes de papetières en période automnale et printanière, il est rapporté que : Il est important de synchroniser les phases de libération de l'azote avec les étapes de développement physiologiques des cultures. Les cultures annuelles à cycle court, comme les céréales, sont moins efficaces pour valoriser les engrais de ferme à C/N élevé qui libèrent lentement l'azote. Il peut y avoir une importante charge de nitrates résiduels dans les sols à l'automne si la libération de l'azote ne coïncide pas avec les besoins des cultures (Giroux *et al.*, 2003). Les espèces dont le cycle de culture est plus long sont plus susceptibles de valoriser adéquatement les engrais à libération lente.

De façon générale, le classement suivant peut être retenu en ce qui a trait aux risques de pertes de nitrates en fonction des cultures utilisées (Giroux *et al.*, 2003) :

prairies < soya < céréales = canola < maïs grain < pommes de terre

Le tableau suivant présente les teneurs moyennes en nitrates retrouvées dans les eaux de drainage pour différentes cultures :

Teneurs moyennes en nitrates retrouvées dans les eaux de drainage pour différentes cultures

Cultures	Teneur en nitrates (mg N-NO₃/l)
prairies	2 – 4
soya	5
céréales à paille, canola	7 – 8
maïs	15 - 20
potatoes de terre	25 - 35

(adapté de Giroux *et al.*, 2003)

7- La régie de culture et les caractéristiques du terrain : rotation, gestion des résidus de culture, risques d'érosion et de ruissellement

Tous les paramètres qui sont reliés à la régie de culture et aux caractéristiques du milieu récepteur rendent chaque système unique.

Des systèmes qui comprennent des rotations de culture permettant d'exploiter plusieurs périodes d'épandage sont à la base d'une stratégie efficace de gestion agroenvironnementale des engrais organiques. Certains types d'assolement n'offrent que très peu de flexibilité dans le choix des périodes d'épandage. Un assolement incluant le maïs-grain sur une trop forte proportion (plus de 70 %) n'offre, dans la plupart des cas, que deux périodes d'épandage (automne et printemps) sur une grande proportion des superficies du système.

La valorisation des engrais de ferme en postrécolte hâtif, jumelé à la présence de culture de couverture, réduit le risque nitrate. Par contre, l'épandage sur des cultures intercalaires, en postrécolte de céréales, expose le système au risque ammoniacal, car il n'y a aucun enfouissement. Toutefois, la présence d'une culture intercalaire présente l'avantage de diminuer le risque nitrate relié aux reliquats d'azote résiduel, et de diminuer l'érosion du sol.

L'immobilisation de l'azote causée par des résidus de culture riches en carbone offre l'avantage de piéger les nitrates, en absence de plantes en croissance active. Chantigny et al. (2001) a mesuré l'influence de résidus de pailles d'orge sur l'immobilisation de l'azote du lisier de porc en condition de sols chauds (juin). L'étude suggère que 36 % de l'azote minéral du lisier était immobilisé après 3 jours. La quantité de N₂O produite après 28 jours dans le sol avec lisier seulement était 2 fois plus importante que celle du sol avec lisier et paille. Cependant, l'immobilisation de l'azote n'est que temporaire. De plus, il semblerait qu'à la lumière de la littérature scientifique, nous ne pouvons être certains de l'intensité de l'immobilisation à basse température. L'immobilisation suppose une multiplication bactérienne, qui semble être réduite ou inexistante en condition de basse température. Par conséquent, on peut se poser des questions sur l'efficacité de l'immobilisation de l'azote sur des résidus de maïs-grain lors d'épandage tardif à l'automne. Comme les reliquats d'azote résiduels (NO₃) sont importants dans ce type de culture, le risque nitrate est présent, qu'il y ait épandage ou non en postrécolte.

Les phénomènes de l'érosion et du ruissellement conditionnent directement les pertes d'éléments fertilisants vers les eaux de surface, et ce, à toutes les périodes de l'année. Donc, le risque ammoniacal demeure présent dans tous les types de sol qui sont vulnérables à l'érosion et au ruissellement.

Comme on peut le voir dans le tableau ci-dessous, pour un sol argileux, une pente de 0,5 à 2 % est suffisante pour considérer les risques de ruissellement comme élevés.

Effets de la pente et de la texture du sol sur la dose

Potentiel de ruissellement				
Texture du sol	Pente maximale du champ			
	< 0,5 %	0,5-2 %	2-5 %	> 5 %
Sable	très bas	très bas	très bas	bas
Loam	très bas	bas	bas	moyen
Loam argileux	bas	moyen	moyen	élevé
Argile	moyen	élevé	élevé	élevé

Source : Logiciel NMAN 2001 du MAAO.

L'épandage post-récolte d'engrais de ferme sur des cultures vivaces (plantes fourragères) représente des risques de ruissellement d'ammonium (NH₄) en absence d'enfouissement. D'autant plus que les précipitations sont très importantes de l'automne au printemps (plus de 50 % du volume total, Gangbazo et al., 1997).

Quant aux cultures annuelles, le risque ammoniacal sera conditionné par l'efficacité des mesures de protection contre l'érosion.

Plusieurs études rapportent l'importance du « transport » dans l'évaluation globale de la contamination par l'azote et le phosphore. L'étude de Cabana (2000) rapporte de fréquents dépassements de la norme (eau potable) 0,5 mg/l d'azote ammoniacal (NH₄) dans les rivières à forte vocation agricole, et cela est probablement relié aux phénomènes d'érosion et de ruissellement.

8- Les conditions climatiques et l'importance des précipitations

Ce facteur est très difficile à intégrer dans la gestion des engrais organiques. La contrainte de temps fait en sorte que les agriculteurs procèdent aux opérations d'épandage quand ils le peuvent.

Selon une présentation de Denis Côté, en février 2003, il apparaît que le nombre de cycles de lessivage par saison, dans des sols drainés, est sensiblement identique au printemps et à l'automne, alors qu'il est réduit du semis au 30 septembre. Le nombre de cycles de rabattement de la nappe (*lorsqu'il y a rabattement de la nappe, il y a risque de lessivage*) par saison à une profondeur cible de 80 cm, pour un loam, est de :

- ❑ 4 à 8 du dégel au semis;
- ❑ 0-5 du semis au 30 septembre;
- ❑ 0-5 du 1^{er} octobre au 15 novembre;
- ❑ 3-5 du 15 novembre au gel.

Le passage d'une lame d'eau dans le profil de sol peut entraîner des nitrates par lessivage. Randall et al. (1999) suggère que les conditions de température du sol et la quantité de précipitations au printemps peuvent influencer significativement les pertes de nitrates résultant des applications d'automne. Des conditions humides de début mai à mi-juin ont provoqué la perte de nitrates pour les applications de lisier effectuées à l'automne précédent. Cette situation illustre très bien la difficulté à gérer « le risque nitrate » avec des fertilisants organiques.

Dean et Foran (1992) a observé que l'application de lisiers de bovins ou de porcs à des doses agronomiques, par aéroaspersion à l'automne ou au printemps, entraînait souvent, même en sols lourds, une contamination bactériologique des eaux évacuées par les drains. ***Sur une parcelle, pour laquelle aucune contamination n'avait été observée le jour de l'épandage, une pluie de 15 mm le lendemain de l'épandage a fait apparaître les bactéries au drain.*** On peut supposer que le comportement des nitrates serait identique.

Un essai réalisé à Ottawa par Patni et al. (1984) sur un loam argileux et un sable drainé systématiquement à 15 m d'écartement et 80 cm de profondeur, en monoculture de maïs, suite à l'épandage de lisier de bovins en doses excessives (110 m³/ha au printemps et 90 m³/ha à l'automne), pendant 4 années consécutives, a permis de suivre la qualité bactériologique de l'eau

de drainage. *Il apparaît que le régime des précipitations était davantage responsable des niveaux de contamination bactériologique élevés que la dose de lisier et la texture du sol.*

Le transport par advection, en sol saturé d'eau, est le mode de transport le plus rapide comme l'ont démontré les essais de Dean et Foran (1992) et Taylor et Foran (1993). Au delà de la teneur en humidité du sol, la présence des biopores et des fentes de retrait dans la partie non saturée du sol amène des conditions particulières d'écoulement que l'on qualifie d'écoulement préférentiel. C'est ce qui explique qu'à l'automne, la percolation rapide de contaminants appliqués en surface se produise dans les fentes de retrait non encore refermées, selon Reid et Parkinson (1984), et en tout temps de l'année dans les biopores.

6 CONCLUSION

L'évaluation du risque de pertes d'azote associé à la valorisation des engrais organiques en postrécolte réside en partie dans la capacité à différencier le « risque nitrate » relié à l'eau souterraine, du « risque ammoniacal » relié à l'eau de surface. Par conséquent, l'identification de la ressource à protéger conditionnera le choix des stratégies à intégrer pour diminuer ce risque.

Pour différents systèmes, tantôt on observe que les plantes fourragères seront privilégiées en période de croissance active pour diminuer le risque nitrate, tantôt elles seront à risque en fin de saison si l'on considère le risque ammoniacal (sur des parcelles en pente et présence de cours d'eau). Tantôt l'application d'un fumier en fin d'été augmentera le coefficient d'efficacité de l'azote de ce fumier, tantôt cette même situation mènera à la contamination de l'eau souterraine par les nitrates dans des conditions anormalement humides au printemps (risque automnal reporté au printemps). Tantôt l'épandage d'un lisier de porc à l'automne tardif dans un sol argileux diminuera le risque nitrate, la même situation dans un sol sableux filtrant risquera de provoquer un flush ammoniacal dans l'eau souterraine. Un épandage postrécolte tardif de lisier (NH_4 élevé) suivi d'une période de redoux et de précipitations augmentera le risque nitrate en sols légers, alors qu'en sols lourds, c'est plutôt la dénitrification, l'érosion et le ruissellement qui seront en cause.

Par conséquent, toute action menant à la réalisation d'un diagnostic complet, basé sur la prise en compte de l'ensemble des facteurs qui modulent le risque, est rentable du point de vue agroenvironnemental. La validation de l'emplacement des zones de captage d'eau souterraine et des cours d'eau, la caractérisation des engrais organiques, l'identification des zones de mauvais drainage et de compaction, l'appréciation de la texture, du niveau et de la longueur des pentes, des bandes riveraines, du potentiel d'érosion et de ruissellement, l'impact des rotations sur l'utilisation des différentes périodes d'épandage, les conditions d'humidité probables au moment de l'épandage, sont tous des éléments essentiels à l'évaluation des risques de pertes d'azote associés à la valorisation des engrais organiques en postrécolte.

Une grande majorité de professionnels s'entendent sur des principes directeurs visant à atténuer les risques de pertes d'azote suite à des applications d'engrais organiques en post-récolte. Parmi les principes directeurs qui font l'unanimité :

- *L'élaboration d'un diagnostic complet i.e. d'une évaluation globale de la situation constitue une étape cruciale pour orienter le choix des stratégies.*
- *L'utilisation de plusieurs périodes d'épandage.*
- *Promouvoir des rotations qui permettent une flexibilité dans l'utilisation de plusieurs fenêtres d'épandage.*
- *Promouvoir la valorisation des engrais organiques à rapport NH_4/N total élevé (lisier) en période de croissance active des plantes.*
- *La valorisation des engrais organiques en présence de plantes de couverture ou plantes intercalaires réduit le risque nitrate.*
- *Les engrais de ferme à rapport $C/N > 20$ présentent des avantages agronomiques à être épandu à partir de la période de fin d'été.*
- *L'épandage sur des parcelles hydrologiquement actives (lorsque le réseau de drainage fonctionne) augmente de beaucoup les risques de pertes d'azote (nitrate et ammoniacal) par le réseau de drainage souterrain.*
- *Les risques de pertes d'azote augmentent avec la dose.*
- *L'épandage sur sols filtrants (sables, sables loameux, loam sableux) représente davantage de risque de pertes d'azote (surtout nitrate).*
- *Les mesures de réduction du risque de contamination de l'eau de surface par le phosphore (contrôle de l'érosion et du ruissellement) contribuent aussi à minimiser le risque ammoniacal.*
- *Les sols lourds, de par leur capacité de fixation élevée, sont plus aptes à stocker l'ammonium que les sols légers, sans toutefois nous mettre à l'abri des pertes d'azote par érosion.*

Le libellé du texte de la ligne directrice de l'OAQ illustre très bien les facteurs à considérer pour les épandages post-récolte.

Cependant, suite aux rencontres de plusieurs professionnels concernés par la question, les énoncés suivants soulèvent un certain questionnement :

Les épandages de lisier à l'automne, avec enfouissement rapide, sont-ils plus à risque que les applications de printemps?

Cette revue de littérature explique les phénomènes en cause, et propose suffisamment de réponses à savoir, l'évaluation du risque nitrate et du risque ammoniacal variera selon : la température du sol au moment de l'épandage, les conditions de minéralisation, la capacité de fixation du sol (CEC), la proximité des aires de captage à l'égard du risque nitrate, *l'intégration et l'efficacité des mesures de contrôle de l'érosion à l'égard du risque ammoniacal*. Il n'y a donc pas de réponse unique. À titre d'exemple, l'épandage d'une dose agronomique de lisier de porc suite à une récolte de maïs-grain, sur un sol argileux bien structuré, dans une parcelle non sensible à l'érosion et en présence de conditions hydrologiques favorables, en condition tardive de sol froid, avec enfouissement rapide, en l'absence de cours d'eau ou puits à proximité, ne présente probablement pas de risques plus élevés qu'un épandage printanier, tout autres facteurs étant égaux. Surtout que ce type de sol est très sensible à la compaction printanière pouvant engendrer des coûts à long terme, et que chaque jour de retard dans les semis au printemps est très coûteux. **Toutefois, il serait imprudent de généraliser cette pratique à l'ensemble des volumes épandus sur la ferme, ou à d'autres systèmes, en ne considérant pas l'ensemble des paramètres qui conditionnent le risque du milieu récepteur (parcelle).**

Les résidus du soya offrent-ils une biomasse pouvant causer une immobilisation suffisante pour diminuer le risque nitrate?

En condition d'épandage d'automne tardif de lisier, donc en sol froid, il semblerait qu'à la lumière de la littérature scientifique, nous ne pouvons être certains de l'intensité de l'immobilisation à basse température (moins de 10 degrés C). Le phénomène de l'immobilisation suppose une multiplication bactérienne, ce qui semble difficile à basse température, contrairement à la minéralisation, qui n'implique pas nécessairement une multiplication bactérienne, qui peut être active même l'hiver, sous couvert de neige lorsque le sol n'est pas gelé.

De plus, de nouvelles données semblent démontrer un rapport C/N des résidus de soya supérieur à 40 et une biomasse se situant en général entre 2 et 3 T/ha. Puisque le soya est récolté plus tôt à l'automne, il est permis de penser qu'il pourrait y avoir immobilisation de l'azote à petites doses, dans la mesure où la biomasse est suffisante et les conditions favorables (température et conditions hydrologiques). L'enfouissement de l'engrais organique demeure une pratique efficace pour protéger le système du risque ammoniacal « à l'automne ». Reste à analyser l'ensemble des facteurs pour protéger le même système du risque nitrate (type d'engrais organique, période d'épandage et conditions de minéralisation, capacité de fixation du sol, etc.).

À la lecture des différents travaux de recherche, il apparaît que la planification des périodes d'épandage ne représente qu'un des outils parmi tant d'autres pour réduire les pertes d'éléments nutritifs dans les eaux de ruissellement, de drainage et de recharge des aquifères. Les risques associés à la perte d'éléments fertilisants par lessivage et ruissellement sont davantage conditionnés par les caractéristiques propres à chacune des parcelles et la gestion globale des engrais de ferme utilisés, que la période d'épandage.

La prise en compte de tous les paramètres qui conditionnent le risque, tel que présenté précédemment, est la seule façon d'adapter la gestion des engrais organiques à chacun des agrosystèmes récepteurs. Cela permet aussi d'étoffer la dimension environnementale d'une recommandation de fertilisation en post-récolte.

Cette revue de littérature démontre bien que l'agronome, de par sa formation, est le maître d'œuvre dans l'évaluation des risques associés à la gestion agroenvironnementale des engrais organiques. C'est le professionnel désigné pour poser un diagnostic complet, intégrer l'ensemble des paramètres, proposer une démarche agroenvironnementale visant à minimiser les risques de contamination du sol et de l'eau, et communiquer l'ensemble de ses recommandations aux gestionnaires d'entreprises agricoles qui sont les artisans d'une agriculture qui se veut durable.

7 RÉFÉRENCES

ASSELIN R. *Le lessivage des nitrates : brève revue de littérature*, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), 25 p. 1993.

ASSELIN, R. et GILL, J. *Épandage du lisier en postlevée vs compaction du sol*, MAPAQ, 1992.

BALL-COELHO, B.R., ROY, R.C., BRUIN, A.J.: *Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of southwestern Ontario*. Canadian Journal of Soil Science (84) : 187-197, 2003.

BERNARD, F. EXPERTS-CONSEILS. *Détermination de la valeur fertilisante effective du fumier et du lisier de bovins laitiers utilisés sur le maïs-grain et mesure des impacts environnementaux et économiques*, projet n° 13-62260817-073, 98 p. mars 1996.

BERROUARD, A., GIROUX, M., BLACKBURN, M. *Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain*. Site de Saint-Lambert-de-Lauzon. Cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols du Québec, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, ISBN 2-922851-09-5, p. 37, 2001.

BRUNELLE, A. *Calcul de la valeur fertilisante des fumiers et lisiers appliqués vers la mi-août en présence ou en absence de culture de couverture*, MAPAQ, 1991.

CHAMBERS, P.A., DUPONT, J., SCHAEFER, K.A. et BIELAK, A.T. *Effets des activités agricoles sur la qualité de l'eau*, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba. Série d'ateliers du CCME : Science de l'eau et politiques, rapport n° 1, 2002, 31 p.

CHANTIGNY, M.H., *Que devient l'azote des lisiers après l'épandage*. Porc Québec pages 63-65, 2002.

CHANTIGNY, M.H., *Minimisation des impacts environnementaux des épandages de lisier de porcs : problématique de l'azote*. Colloque sur la biologie des sols, CPVQ, février 2000.

CHANTIGNY, M.H., ANGERS D.A., MORVAN, T., POMAR, C.: *Dynamics of Pig Slurry Nitrogen in Soil and Plant as Determined with N^{15}* . Soil Science Society of American Journal, Vol.68, p.637-643, 2004.

CHANTIGNY, M.H., ANGERS, D.A., ROCHETTE, P., *Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils*. Soil biology and biochemistry (34) : 509-517, 2002.

CHANTIGNY, M.H., ROCHETTE, P., ANGERS, D.A.: *Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: a field experiment*. Canadian Journal of Soil Science. Page 130-137, 2001.

CHANTIGNY, M.H., ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., MASSÉ, D., CÔTÉ, D.: *Ammonia volatilisation and selected soil characteristics following application of anaerobically digested pig slurry*. Soil Science Society of America Journal. 68:306-312. 2004.

CÔTÉ, D. Diaporama de présentation au Forum OAQ, 27 février 2003.

CÔTÉ, D., *Optimisation de la valeur fertilisante du lisier de porc par l'épandage en postlevée*, CPAQ, 1992.

CÔTÉ, D., GIROUX, M., NDAYEGAMIYE, A. et GUERTIN, S.P. *Période d'épandage des engrais de ferme et risque environnemental*, IRDA, 7 p., 2002.

CÔTÉ, D., GIROUX, M., N'DAYEGAMIYE, A. et GUERTIN, S.P. *Période d'épandage des engrais de ferme et risque environnemental*, (document interne IRDA), 10 p., 2004.

ENTENTE AUXILIAIRE CANADA-QUÉBEC SUR LE DÉVELOPPEMENT AGROALIMENTAIRE. *Évaluation des pertes en nutriments suite à des applications automnales de fumier sur sol enherbé et en chaume de maïs*, projet n° 3B1-68400260-004, 83 p., 1991.

ENTENTE AUXILIAIRE CANADA-QUÉBEC SUR LE DÉVELOPPEMENT DURABLE EN AGRICULTURE. *Détermination de la valeur fertilisante effective du fumier et du lisier de bovins*

laitiers utilisés sur le maïs-grain et mesure des impacts environnementaux et économiques projet n° 13-62260817-073, 83 p., 1996.

ENTENTE AUXILIAIRE CANADA-QUÉBEC SUR LE DÉVELOPPEMENT AGROALIMENTAIRE POUR UN ENVIRONNEMENT DURABLE EN AGRICULTURE. *Impact des périodes d'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de drainage*, projet n° 3B1-18480260-023, rapport final, 10 p., 1991.

GAGLIARDI, J.V. et KARNS, J.S. *Leaching of Escherichia coli O157: H7 in diverse soils under various agricultural management practices*, Applied and Environmental Microbiology, 66 (3): 877-883. 2000.

GANGBAZO, G., PESANT, A.R. et BARNETT, G.M. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures*, ministère de l'Environnement, direction des écosystèmes aquatiques, 58 p., 1997.

GANGBAZO, G., CÔTÉ, D., PESANT, A.R. et BARNETT, G.M. *Effets de l'épandage du lisier de porc en pré-semis ou en postlevée sur la qualité de l'eau et du sol et la production du maïs-grain*, ministère de l'Environnement, direction des écosystèmes aquatiques, 1998, 58 p.

GASSER, M.O., LAVERDIÈRE, M.R., LAGACÉ, R., CARON, J.: *Impact of potato-cereal rotations and slurry applications on nitrate leaching and nitrogen balance in sandy soils*. Canadian Journal of Soil Science (82) : 1469-479, 2002.

GIROUX, M., MICHAUD, A.R. CÔTÉ, C., ZIASDI, N., GUERTIN, S.P., QUESSY, S.. *Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec des engrais de ferme*. Colloque en agroenvironnement. IRDA, pp. 73-99. Novembre 2003.

GIROUX, M., ENRIGHT, P., VÉZINA, L., ROYER, R., BERRUARD, A. *Concentration et charges d'azote et de phosphore perdues dans les drains souterrains*. Colloque en agroenvironnement. IRDA, 28 pages. 2001.

HÉBERT, M., *Épandage automnal des MRF- Risques et mesures préventives*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Agrosol Juin 2005, 20 pages, 2005.

LACHANCE, S., BLAIS, P.A., KINSLEY, C. *Nitrogen losses in surface and drainage waters from spring and late manure applications on level clay soils*. Programme national de conservation de l'eau et du sol, Rapport final, 38 pages. 2001.

MADRAMOOTOO, C.A., WIYO, K.A. et ENRIGHT, P. *Nutrient losses through tile drains from two potato fields*, American Society of Agricultural Engineers 0883-8542 / 92 / 0805-0639, vol. 8 (5): 639-646. 1992.

MAPAQ, MENV, UPA, MSSS et MAM, 1998. *Rapport au groupe de travail interministériel relatif à l'interdiction d'épandre des fumiers après le 1^{er} octobre. Document de travail*. Groupe technique sur la date limite d'épandage du 1^{er} octobre. 8 mai 1998.

MICHAUD, A., *Terres productives et eau propre, Producteur plus*, Vol.14 No 1, pages 36-44, février 2005.

MICHAUD, A., DESLANDES, J., DESJARDINS, J. *Rapport final : Réseau d'actions concertées en bassins versants agricoles*, projet #212 financé FAQDD, IRDA, 100 pages, 2004.

MILBURN, P., RICHARDS, J.E., GARTLEY, C., POLLOCK, T., O'NEILL, H. et BAILEY, H. *Nitrate leaching from systematically tiled potato fields in New-Brunswick, Canada*, J. Environ. Qual., vol. 19, p. 448-454. 1990.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS, *Consultation publique sur le développement durable de la production porcine au Québec- Rapport principal*, 251 pages, 2003.

MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION DE L'ONTARIO, *Gestion du sol et usage de fertilisants, Extrait du guide agronomique des grandes cultures*, mars 2002.

N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M., ROYER, R. *Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : coefficients d'efficacité et nitrates dans le sol*. Agrosol. 15 (2) :97-106, 2004.

ORDRE DES AGRONOMES DU QUÉBEC. *Ligne directrice de l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) sur la gestion des matières fertilisantes*. Octobre 2004

PAUL, J.W., BEAUCHAMP, E.G.. *Short-term nitrogen dynamics in soil amended with fresh and composted cattle manure*. Canadian Journal of soil science, 74: 147-155, 1994.

PHILLIPS, P.A., CULLEY, J.L.B., HORE, F.R., PATNI, N.K. *Pollution potential and corn yields from selected rates and timing of liquid manure applications*. American society of Agricultural Engineers, 139-144, 1981.

POIRIER V. *Applications d'engrais de ferme et de boues mixtes de papetières en période automnale et printanière : valeur fertilisante et risques environnementaux*. Revue littérature. IRDA, 2004.

RANDALL, G.W., IRAGAVARAPU, T.K., SCHMITT, M.A.. *Nutrient losses in subsurface drainage water dairy manure and urea applied for corn*. J. Environ. Qual. (29):1244-1252, 2000.

RANDALL, G.W.,SCHMITT,M.A., SCHMIDT, J.P.; *Corn Production as affected by Time and Rate of Manure and Nitrapyrin*. J. Prod. Agric. 12:317-323, 1999.

RANDALL, W.G., VETSCH, A., HUFFMAN, J.R.; *Corn Production on a Subsurface-Drain Mollisol as Affected by Time of Nitrogen Application and Nitrapyrin*. Agronomy Journal, American Society of Agronomy, 95:1213-1219, 2003.

ROCHETTE, P., ANGERS, D. A., CHANTIGNY, M. H., BERTRAND, N., CÔTÉ, D. : *Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil*. Soil Sci. Soc. Am. J. 68 : 1410-1420, 2004.

ROCHETTE, P., M.H. CHANTIGNY, D.A. ANGERS, N. BERTRAND ET D. CÔTÉ. *Ammonia volatilisation and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues*. Canadian Journal of Soil Science. Pp. 515-523. 2001.

ROCHETTE, P. , D.A. ANGERS, M.H. CHANTIGNY, N. BERTRAND AND D. CÔTÉ. *Carbon Dioxide and Nitrous Emissions following Fall and Spring Applications of Pig Slurry to an Agricultural Soil*. Soil Science Society of America Journal. 68:1410-1420. 2004.

ROCHETTE, P., ANGERS, D.A. et CÔTÉ, D. *Soil carbon and nitrogen dynamics following application for pig slurry for the 19th Consecutive Year I, Carbon Dioxide Fluxes and Microbial Biomass Carbon*, Soil Science Society of America Journal, vol. 64, n° 4, 7 p. 2000.

ROCHETTE, P., BOCHOVE, E.V., PRÉVOST, D., ANGERS, D.A., CÔTÉ, D. et BERTRAND, N. *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, vol. 64, n° 4, 8 p., 2000.

ROYER, I., SIMARD, R.R., BARNETT, G.M., CLUIS, D., ANGERS, D.A. *Long-term effects of liquid hog manure on the phosphorus status of a silt loam cropped to corn*. Canadian Journal of Soil Science (83): 589-600, 2003.

SCHERTZ, David L. et MILLER, D.A. *Nitrate-N accumulation in the soil profile under alfalfa*, Agronomy Journal, vol. 64, p. 660-664, September-October 1972.

SIMARD, A., *Portrait global de la qualité de l'eau des principales rivières du Québec*. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2004.

SIMARD, R. GARAND, M.J., HAMEL, C., TREMBLAY, G. : *Détermination de la valeur fertilisante des engrais de ferme en fonction de leur utilisation sur le maïs-grain et les céréales selon les systèmes culturaux*. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, 68 pages. 1997.

TRAN, T.S., GIROUX, M. *Étude du bilan de l'engrais azoté (N15) pour le maïs cultivé dans différents types de sol*. IRDA, 1993.

YOUNIE, M.F., BURTON, D.L., KACHANOSKI, R.G., BEAUCHAMP, E.G., GILLHAM, R.W.. *Impact of livestock manure and fertilizer application on nitrate contamination of groundwater*. Ontario Ministry of Environment and Energy. 19 pages. 1996.