APPLICATIONS D'ENGRAIS DE FERME ET DE BOUES MIXTES DE PAPETIÈRES EN PÉRIODE AUTOMNALE ET PRINTANIÈRE : VALEUR FERTILISANTE ET RISQUES ENVIRONNEMENTAUX

- REVUE DE LITTÉRATURE-

(photo V. Poirier)

REALISE PAR

VINCENT POIRIER, M. SC.

Avec la collaboration de

MARCEL GIROUX, AGR. M. SC.

INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT

ÉTÉ 2004

RÉSUMÉ

La réglementation québécoise en matière d'épandage d'engrais de ferme et de matières résiduelles fertilisantes stipule qu'il est interdit d'épandre entre le 1er octobre et le 1er avril, a moins qu'un agronome ne détermine une nouvelle période d'interdiction (a. 31, REA 2004). Afin d'aider les conseillers agricoles et les producteurs à prendre des décisions respectueuses de l'environnement et ainsi minimiser les pertes de contaminants potentiels tels NO_3^-, NH_4^+ et les microorganismes pathogènes, des outils de travail doivent être développés afin de quantifier le risque lié aux différentes pratiques et périodes d'épandage. En ce sens, les travaux de recherche de l'IRDA ont permis de cibler des indicateurs agroenvironnementaux à partir desquels la quantification du risque peut être réalisée. Des paramètres comme les rapports C/N et N-NH_4 / N-total des engrais, la teneur en nitrates des sols et les charges d'azote épandues s'avèrent être de bons indicateurs. Notamment, un rapport C/N est retenu pour discriminer les engrais pour les épandages post-récolte. Les engrais ayant un rapport C/N inférieur à 15 présentent plus de risques pour l'environnement s'ils sont épandus à l'automne sur des sols sans culture et sans résidus. Le risque environnemental lié aux pratiques d'épandage est établi aussi en fonction des espèces cultivées et des périodes d'épandage, une approche cas par cas est mise de l'avant pour tenir compte des particularités de chaque ferme et de chaque parcelle, comme la texture du sol et la topographie du terrain. En ce qui concerne l'efficacité des engrais épandus, les résultats de recherche indiquent que les engrais à rapport C/N élevé épandus à l'automne présentent une efficacité équivalente à ceux épandus au printemps de l'année suivante. Cette efficacité décroît à mesure que le rapport C/N augmente.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé 2

Liste des tableaux 4

1. Présentation de la problématique 5

2. Facteurs liés aux risques de contamination 6

- **2.1 Nature et caractéristiques des engrais** 6
- **2.2 Espèces cultivées et pratiques culturales** 7
- **2.3 Modes et périodes d'épandage** 9
- **2.4 Caractéristiques parcellaires et transport des contaminants** 11

3. Indicateurs agroenvironnementaux et outils de gestion 12

- **3.1 Indicateurs de risques de pertes associés aux engrais** 12
- **3.2 Présence des résidus de culture** 14

4. Conclusion 17

5. Liste bibliographie 18

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Facteurs importants à considérer dans la gestion des épandages 6

Tableau 2 : Coefficients d'utilisation (CUN) et d'efficacité (CEN) de l'azote 7

Tableau 3 : Teneurs moyennes en nitrates retrouvées dans les eaux de drainage pour différentes cultures 8

Tableau 4 : Risque environnemental lié à l'épandage sur des cultures annuelles 9

Tableau 5 : Risque environnemental lié à l'épandage sur des cultures pérennes 9

Tableau 6 : Tableau synthèse. Rapport C/N, efficacité fertilisante des engrais organiques et risque potentiel de pertes d'azote pour les épandages post-récolte 13

Tableau 7 : Exemple d'un calcul de détermination du rapport C/N résultant de l'application d'un engrais organique sur des tiges de maïs 15

Tableau 8 : Exemple d'un calcul de détermination du rapport C/N résultant de l'application d'un engrais organique sur des tiges de soya 16

1. PRÉSENTATION DE LA PROBLÉMATIQUE

Les activités de gestion des déjections animales et des matières résiduelles fertilisantes (MRF) impliquent une responsabilité environnementale de la part des intervenants et intervenantes du milieu agricole. Il est maintenant reconnu qu'une mauvaise gestion des engrais de ferme et des engrais organiques en général peut causer préjudice à l'environnement. Les excès d'éléments nutritifs dans les sols peuvent entraîner la contamination des eaux de surface, des nappes phréatiques et des aquifères souterrains. Le transport des nitrates, de l'ammonium, des phosphates et des bactéries pathogènes peut causer d'importants problèmes. Dans le cadre de cette revue de littérature, nous limiterons notre étude à l'analyse des facteurs de risques liés à la contamination par $N\text{-}NH_4$, $N\text{-}NO_3$ et par les microorganismes pathogènes. Des teneurs en $N\text{-}NH_4$ de plus de 0,5 mg/L entraînent des problèmes de traitement de l'eau et que des teneurs en $N\text{-}NO_3$ de plus de 10 mg/L causent des problèmes de potabilité (Côté *et al.*, 2004). De plus, l'eau doit contenir moins de 10 coliformes totaux par 100 ml d'eau afin de respecter les normes de potabilité (a. 3, Règlement sur la qualité de l'eau potable, 2004). En ce sens, il est essentiel de se doter d'instruments législatifs encadrant les activités agricoles. Au Québec, le Règlement sur les exploitations agricoles (REA), tel que défini par la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), prévoit un ensemble de dispositions ayant pour objet «d'assurer la protection de l'environnement, particulièrement celle de l'eau et du sol, contre la pollution causée par certaines activités agricoles» (a. 1, REA 2004). Les dispositions de l'article 31 du REA stipulent qu'il est interdit d'épandre entre le 1er octobre et le 1er avril de l'année suivante, à moins qu'un agronome ne prévoit une autre période d'interdiction et que les déjections ne soient enfouies dans les deux jours suivant l'épandage sur un sol nu et dans les cinq jours suivant l'épandage sur un sol avec couvert végétal. De plus, les volumes épandus ne doivent représenter qu'une petite quantité de ce qui est produit par le lieu d'élevage (a. 31, REA, 2004).

Afin d'aider les producteurs et les conseillers agricoles à mettre en application le règlement dans une optique de développement durable, l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) a établi une ligne directrice sur la gestion des matières fertilisantes. La règle générale de cette ligne directrice consiste à définir de bonnes pratiques agricoles en matière de fertilisation, élaborées sur la base des travaux de recherche et de l'expertise agronomique de terrain (OAQ, 2003). Dans le but d'établir quelles sont ces bonnes pratiques, plusieurs travaux ont été réalisé en ce qui a trait à la valorisation des engrais de ferme et des matières résiduelles fertilisantes. Ces travaux de recherche permettront donc de fournir des connaissances scientifiques afin de mieux encadrer les recommandations de ses professionnels et d'évaluer la nature des risques encourus par les pratiques d'épandage d'engrais de ferme et de MRF. Selon Côté *et al*. (2004), l'analyse des risques environnementaux implique qu'il faut tenter d'établir des relations entre les engrais, les systèmes de cultures et les périodes d'épandage et la nature des sols. En effet, il faut viser à épandre les bonnes doses d'engrais, à la bonne place et au bon moment. Ainsi, une meilleure gestion des volumes à épandre résultera en une diminution de la pression exercée sur l'environnement et une augmentation de l'efficacité fertilisante des engrais. De nombreux facteurs doivent être considérés afin de gérer sainement les engrais de ferme et les engrais organiques. Le tableau 1 présente une série de facteurs dont il faut tenir compte dans la gestion des épandages.

Tableau 1 : Facteurs importants à considérer dans la gestion des épandages (adapté de Côté *et al.*, 2004)

1) La nature des engrais ou des MRF;
2) La dose apportée;
3) La période d'épandage;
4) Le mode d'épandage;
5) La teneur en azote total et ammoniacal;
6) Le rapport C/N des engrais;
7) L'espèce végétale cultivée;
8) La régie de culture;
9) Les conditions hydrologiques et les caractéristiques du terrain.

Compte tenu des particularités de chaque ferme et de la diversité des conditions de culture, une approche cas par cas est de mise. Il faut garder en tête que chaque ferme et chaque parcelle sont différentes. Nous présenterons des résultats de travaux de recherche réalisés principalement à l'IRDA qui ont permis une meilleur compréhension des risques associées aux épandages en regard des pertes d'azote nitrique et ammoniacal et plus sommairement de la contamination par les microorganismes.

2. FACTEURS LIÉS AUX RISQUES DE CONTAMINATION DE L'EAU

2.1 Nature et caractéristiques des engrais

Plusieurs caractéristiques des engrais doivent être considérées pour évaluer leur potentiel de contamination de l'eau par les nitrates ou l'azote ammoniacal. Selon Giroux *et al.* (2003a), le taux de libération des nitrates dans les sols à la suite des épandages est directement lié aux caractéristiques des engrais. La présence de litière dans la régie d'élevage contribue à augmenter le rapport C/N, ce qui fait que les fumiers ont des rapports C/N plus élevés que les lisiers. Les engrais organiques ayant de faibles rapports C/N (<15), comme les lisiers, sont plus riches en azote minéral et peuvent fournir de l'azote minéral rapidement disponible pour les plantes, mais peuvent aussi entraîner la libération de fortes quantités de nitrates dans les sols (N'dayegamiye *et al*., 2004). Les lisiers contiennent une grande proportion de leur azote sous forme ammoniacale (N-NH_4), alors que cette proportion est plus faible chez les fumiers compte tenu de la présence de litière (Giroux *et al.*, 2003a). Les fumiers possédant un rapport C/N plus élevé (>15) ont une grande proportion d'azote sous forme organique, libèrent leur azote graduellement dans les sols et présentent moins de risques de pertes de nitrates (N'dayegamiye *et al*., 2004).

Les coefficients d'utilisation (CUN) et d'efficacité (CEN) de l'azote fournissent des indications sur l'efficacité fertilisante des engrais. Le CUN évalue la quantité d'azote prélevé par la culture par rapport à la quantité d'azote appliquée, alors que le CEN évalue le pourcentage d'efficacité d'un engrais organique par rapport à l'engrais minéral. Le tableau 2 nous montre les équations servant à établir les coefficients d'utilisation et d'efficacité. Plus un engrais possède un coefficient d'efficacité élevé, plus l'azote contenu dans cet engrais sera disponible rapidement pour les cultures. Il semble y avoir une corrélation significative entre le rapport N-NH_4/N-total et le CEN

d'un engrais (N'dayegamiye *et al*., 2004). Les fumiers possédant des rapports C/N élevés ont besoin d'une phase de minéralisation dans les sols afin que leur azote soit rendu disponible pour les plantes. Il en résulte une efficacité fertilisante moins élevée que les lisiers et les fumiers à faible rapport C/N. Selon Giroux *et al.* (2003a), les fumiers qui contiennent plus de litières auraient une vitesse de libération des nitrates plus lente. De plus, selon ces auteurs, le rapport N-NH_4/N-total des fumiers et lisiers serait lié au taux de libération des nitrates dans les sols.

Tableau 2 : Coefficients d'utilisation (CUN) et d'efficacité (CEN) de l'azote (adapté de N'dayegamiye *et al.*, 2004)

$$\textbf{CUN} = \frac{[\text{Prélèvement N avec engrais (org. ou min.)} - \text{Prélèvement N témoin}]}{\text{Quantité d'N apporté par l'engrais (org. ou min.)}}$$

CEN = CUN engrais organique / CUN engrais minéral

La gestion des déjections animales à la ferme influence la composition microbiologique des fumiers et des lisiers. Selon Giroux *et al*. (2003a), il semble que plus le lisier est frais, plus il y a de chance qu'il contienne des microorganismes pathogènes comme *E. coli*. Les auteurs soulignent que l'ajout de litière favorise le compostage naturel et diminue la charge microbienne pouvant se retrouver dans les engrais de ferme. De même, l'entreposage et la digestion aérobie et anaérobie tendent à réduire les populations d'entérobactéries pathogènes (Giroux *et al*., 2003a). Dans un sol dont la flore microbienne est active, la survie de ces microorganismes est limitée (Giroux *et al*., 2003a). Ils seront éliminés dans un délai variant entre autres avec les caractéristiques des engrais de ferme. Ainsi, selon Giroux *et al*. (2003a), il est préférable de ne pas épandre des fumiers et lisiers frais sur des cultures destinées à l'alimentation humaine, même si les bactéries pathogènes sont plutôt sensibles et peu compétitives dans les sols. Selon ces auteurs, les engrais de ferme et plusieurs MRF ne sont pas assainis et présentent un risque non négligeable de contamination virale et bactérienne des eaux de surface dans les jours qui suivent les épandages. Leur transport vers les cours d'eau est lié aux risques d'érosion et de ruissellement en lien avec les aspects hydrologiques du parcellaire. Ce risque sera réduit par l'incorporation des engrais au sol, l'ensemble des mesures de conservation des sols et de l'eau de la ferme, des distances séparatrices et en en évitant les épandages dans les périodes et les zones hydrologiquement actives.

2.2 Espèces cultivées et pratiques culturales

La régie de culture, de même que le choix des espèces cultivées, influencera aussi de façon directe les risques de contamination. 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 qui libèrent lentement l'azote (C/N élevé). 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*., 2003a). Les espèces dont le cycle de culture est plus long sont plus susceptibles de valoriser adéquatement les engrais à libération lente. Le tableau 3 présente les teneurs moyennes en nitrates retrouvées dans les eaux de drainage pour différentes cultures. De façon générale, le classement suivant peut être retenu en ce qui a trait aux risques de pertes de nitrates (Giroux *et al*., 2003a) :

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

Les cultures les plus exigeantes en azote sont celles qui présentent le plus de risques. Selon Giroux *et al.*, (2003a), il arrive que le niveau économique des apports d'azote puisse dépasser pour certaines cultures le seuil environnemental acceptable pour les rejets en nitrates. L'implantation de prairies de légumineuses et de graminées dans les systèmes culturaux et une bonne gestion des rotations de cultures sont des pratiques culturales qui contribuent à améliorer la qualité des agroécosystèmes. Selon ces auteurs, lorsque le système de rotation d'une ferme présente des cultures plus à risque de pertes de nitrates, on devrait retrouver dans la rotation, des cultures rejetant moins de nitrates, afin d'obtenir un rejet moyen pondéré acceptable pour la ferme.

Tableau 3 : Teneurs moyennes en nitrates retrouvées dans les eaux de drainage pour différentes cultures (adapté de Giroux et al., 2003a)

Cultures	Teneur en nitrates ($N\text{-}NO_3$/litre)
prairies	2 – 4
soya	5
céréales à pailles, canola	7 – 8
maïs	15 - 20
pommes de terre	25 - 35

Dans une étude conduite par Ball-Coelho *et al*. (2004) sur l'incidence du lisier et de la couverture végétale sur la lixiviation des nitrates dans un sol sablonneux de l'Ontario, les auteurs ont conclu que le lessivage des nitrates était davantage affecté par la température et la culture de couverture que par la source des fertilisants. Les résultats de l'étude démontrent que les concentrations en nitrates résiduels après la récolte dans les 20 premiers centimètres du sol sont inférieures dans les parcelles sous couvert végétal de seigle que dans les parcelles sans culture de couverture. La présence de résidus en surface peut aussi contribuer à réduire les risques de pertes d'éléments nutritifs liés aux épandages. Le carbone présent dans les résidus contribue à rehausser le ratio carbone:azote du système, à ralentir la libération des nitrates et à en minimiser les pertes. La présence de résidus à la surface du sol limite aussi les pertes par érosion et ruissellement. Le travail du sol peut aussi influencer le lessivage des nitrates et la quantité retrouvée dans les drains agricoles. Un travail conventionnel tel que le labour à l'automne avec la charrue à versoir, suivi du passage du vibroculteur au printemps, est une pratique culturale qui représente un risque plus élevé de pertes de sol et d'éléments nutritifs (Guertin *et al.* 2000). Le labour hâtif des prairies entraîne une minéralisation importante de l'azote et une grande quantité de nitrates est libérée en fin de saison (Côté *et al*., 2004). Il semble que les travaux avec la charrue scarificatrice (chisel) et le semis-direct soient des méthodes de travail qui peuvent permettre de réduire les pertes de nitrates dans les eaux de ruissellement (Guertin *et al*. 2000). Le tassement du sol peut aussi entraîner des pertes d'éléments nutritifs en favorisant le ruissellement des éléments fertilisants (Côté, 2004). L'utilisation de pneus à basse pression, la réduction de la charge par essieu, l'accroissement du nombre de pneus porteurs et l'accroissement de la capacité portante du sol sont des exemples de pratiques qui peuvent diminuer le risque de tassement du sol et de pertes d'éléments fertilisants (Côté, 2004).

2.3 Modes et périodes d'épandage

Les modes et les périodes d'épandage des engrais influencent aussi les risques de pertes d'éléments fertilisants et de microorganismes pathogènes. Lors de l'épandage de lisier, les pertes d'azote par ruissellement et volatilisation se produisent lorsque l'engrais est laissé à la surface et n'est pas incorporé (Ball-Coelho *et al.*, 2004). L'efficacité fertilisante des lisiers épandus par aéroaspersion est généralement réduite suite à une volatilisation ammoniacale (Côté *et al*., 2004). Selon Ball-Coelho *et al.* (2004) l'incorporation à la suite de l'épandage est une pratique qui permet de résoudre le problème des odeurs et de réduire les émissions gazeuses d'azote ammoniacal et les mouvements de contaminants potentiels comme l'azote ammoniacal, le phosphore et les microorganismes pathogènes dans les eaux de ruissellement. Les auteurs considèrent que l'incorporation des engrais est un excellent moyen pour diminuer les risques de pertes de ces produits par ruissellement. Par contre, les nitrates sont perdus principalement par lessivage et l'incorporation des engrais a peu d'effet sur les pertes. C'est aussi ce que Guertin *et al.* (2000) concluent dans leur étude sur les effets de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage souterrain par le phosphore et les nitrates. Selon ces auteurs, le placement de l'engrais minéral localisé près du rang de maïs plutôt qu'appliqué à la volée réduit de trois fois les pertes en nitrates et contribue à limiter les pertes en ortho-phosphates (Guertin *et al.*, 2000). L'incorporation, lorsqu'elle peut être réalisée, constitue une mesure d'atténuation des impacts environnementaux (Giroux *et al*., 2003a; OAQ, 2003). L'OAQ (2003) préconise pour les cultures annuelles que les matières fertilisantes soient incorporées superficiellement dans les 24 heures suivant l'épandage et avant toute pluie afin de prévenir les pertes d'éléments nutritifs et de micro-organismes dans les eaux de ruissellement. Le fractionnement des doses à épandre est une autre mesure qui permet de réduire le risque associé à l'épandage. Ball-Coelho *et al.* (2004) recommandent d'appliquer une partie de l'azote avant la plantation et le reste par épandage en bande latérales afin d'atténuer les risques de lixiviation des nitrates dans les sols sableux durant la période végétative d'une culture de maïs. Le fractionnement des doses d'engrais est aussi recommandé par Giroux *et al*. (2003a) pour atténuer les risques de lessivage aux drains dans les sols légers. Ces derniers considèrent aussi que la complémentarité entre les engrais organiques et minéraux assure une meilleure disponibilité en azote aux cultures et permet de réduire la teneur des sols en nitrates résiduels en fin de saison.

Bien que moins élevées en terme de charges que celles des nitrates, les pertes d'azote ammoniacal représente un problème important en agriculture. Des dépassements occasionnels du critères de toxicités chroniques qui se situe entre 1 et 2 mg N-NH4/litre selon le pH et la température de l'eau, de même que du critère pour le traitement des eaux potables qui est de 0,5 mg N-NH4/litre sont rapportés dans les rivières à forte vocation agricole. Les charges annuelles perdues varient généralement entre 1 et 4 kg N-NH4/ha dans les eaux de ruissellement de surface et de quelques centaines de grammes dans les eaux de drainage souterrain. Les pertes d'azote ammoniacal se comparent à celles du phosphore par l'ampleur et les mécanismes de transport, principalement liés à l'érosion et au ruissellement. L'azote ammoniacal est nitrifié assez rapidement suivant l'incorporation des engrais au sol à une vitesse variable selon la température du sol. Les pertes d'ammonium sont donc plus susceptibles de survenir dans les jours qui suivent les épandages d'engrais de ferme.

Le risque de pertes d'azote ammoniacal est relié directement aux doses d'engrais de ferme laissés en surface en périodes et en zones propices au ruissellement. Les propriétés hydriques des sols, leur

vulnérabilité à l'érosion et au ruissellement, leur humidité au moment des épandages et les précipitations qui suivent immédiatement les apports influencent l'ampleur des pertes d'azote ammoniacal. Toutes les mesures proposés pour réduire l'érosion et le ruissellement vont donc avoir un effet sur les pertes d'azote ammoniacal. Une des mesures les plus efficaces demeure l'incorporation des engrais aux sols immédiatement après l'épandage. La teneur en argile des sols et sa capacité d'échange cationique sont aussi deux paramètres importants à considérer pour la mobilité et le transport de l'azote ammoniacal. Les argiles peuvent adsorber en surface ou fixer entre leurs feuillets les ions NH4. Dans les sols légers, la rétention ammoniacal est plus faible et il faut recourir aux fractionnement des doses des engrais pour atténuer les risques de perte par ruissellement et de lessivage aux drains.

L'analyse du risque lié à l'épandage doit être faite en fonction des modes et périodes d'épandage et des systèmes de culture. Côté *et al*. (2004) ont préparé des abaques de classification afin de présenter les risques environnementaux associés à l'épandage des engrais de ferme en fonction des périodes d'épandage. Une première distinction est faite entre les cultures pérennes et annuelles et une seconde entre les différentes périodes d'épandage incluses à l'intérieur des deux catégories de cultures. Les abaques du risque environnemental lié aux épandages de lisiers et fumiers sur des cultures annuelles et pérennes sont présentés respectivement aux tableaux 4 et 5.

Tableau 4 : Risque* environnemental lié à l'épandage sur des cultures annuelles (Côté *et al*., 2004)

Périodes d'épandage				
En pré-semis incorporé	En post-levée	En post-récolte		
		Sur culture de couverture	Sur résidus avec C/N élevé	Sans cult. de couv. ni résidus
Pour les lisiers et fumiers avec un C/N < 15				
2	1	3	3	4
Pour les lisiers et fumiers avec un C/N > 15				
1	2	3	3	3

- : Echelle de risque : 1 = faible; 2 = modéré; 3 = potentiellement élevé; 4 = potentiellement très élevé

Tableau 5: Risque* environnemental lié à l'épandage sur des cultures pérennes (Côté *et al*., 2004)

Périodes d'épandage				
Avant 1ère coupe	Avant 2e coupe	Avant 3e coupe	Après dernière coupe	
			Avant fin de croissance active	Après fin de croissance active
Pour les lisiers et fumiers avec un C/N < 15				
1	1	2	3	4
Pour les lisiers et fumiers avec un C/N > 15				
1	2	2	3	3

- : Echelle de risque : 1 = faible; 2 = modéré; 3 = potentiellement élevé; 4 = potentiellement très élevé

Le tableau 4 nous indique que l'épandage en pré-semis incorporé et en post-levée des cultures annuelles sont des pratiques de fertilisation qui présentent généralement un risque plus modéré que l'épandage en post-récolte. Les sols sont souvent plus saturés en eau en automne et les parcelles sont plus actives sur le plan hydrologique. On retrouve par contre des conditions de fortes activités hydrologiques certains printemps; il faut alors gérer le risque en conséquence. Il ressort du tableau 5 que les épandages réalisés avant les coupes de foin représentent un risque allant de faible à modéré. Les épandages réalisés après la dernière coupe présentent plus de risque et peuvent même présenter un risque potentiellement très élevé si les engrais sont appliqués après la période de croissance active. Il va de soi qu'une évaluation précise du risque environnemental lié aux épandages doit tenir compte des caractéristiques spécifiques de chaque parcelle. En effet, plusieurs facteurs peuvent influencer les mouvements des contaminants, comme le type de sol, la pente, la capacité portante, la teneur en humidité et la hauteur de la nappe. Une connaissance approfondie des parcelles à fertiliser est donc importante pour réaliser une analyse environnementale adéquate.

2.4 Caractéristiques parcellaires et transport des contaminants

La texture et les propriétés physico-chimiques des sols influencent les mouvements des contaminants. Selon Giroux *et al*. (2003a), la teneur en argile et la capacité d'échange cationique du sol influence la mobilité et le transport de l'azote ammoniacal. L'ion $NH4^+$ est retenu par les colloïdes de sol et principalement entraîné par ruissellement ou perdu par volatilisation. La rétention de l'ions NO_3^- est plutôt faible et il est principalement perdu par lessivage. Guertin *et al*. (2000) ont constaté, sur un loam argileux de la série Coatikook ayant une pente de 5-7 %, que les pertes en nitrates sont 20 à 100 fois plus élevées dans l'eau de drainage que dans l'eau de ruissellement. Giroux *et al*. (2003a) soulignent que la présence de micropores dans les sols argileux permet une meilleure rétention de l'azote nitrique et rend ces sols moins vulnérables aux pertes de nitrates. Selon l'OAQ (2003), le risque environnemental est augmenté pour les sols de texture grossière (- de 18% d'argile, CEC < 15), alors qu'il est diminué pour les sols à texture plus fine (+ de 35 % d'argile, CEC > 20). En ce sens, les grilles de référence établies par Côté *et al*. (2004) recommandent généralement des doses d'N disponible plus élevées pour les sols qui contiennent plus de 35% d'argile et qui ont une CEC supérieure à 20.

Les conditions hydrologiques de la parcelle, au même titre que les quantités d'engrais qui y sont apportées, influencent le risque de dispersion des contaminants. Lorsque le sol est ressuyé, il y a davantage d'adsorption et d'immobilisation, alors que lorsque le sol est détrempé, les risques de pertes par lessivage et ruissellement sont plus élevées (Côté, 2004). D'ailleurs, la ligne directrice de l'OAQ (2003) stipule que la dose d'azote disponible à l'hectare doit être nulle lorsque le sol est saturé en eau. Cette même ligne directrice indique que les sols qui présentent des pentes de plus de 3% présentent un plus grand risque environnemental et qu'il faut en conséquence recommander des doses d'azote réduites. La gestion du risque environnemental associé aux épandages est non seulement liée à la sources des contaminants, mais aussi aux facteurs qui en régissent le transport. Il est donc important de connaître l'hydro-activité du parcellaire afin de pouvoir bien cibler les zones à risque (Giroux *et al*., 2003a).

3. INDICATEURS AGROENVIRONNEMENTAUX ET OUTILS DE GESTION

3.1 Indicateurs de risques de pertes associés aux engrais

Afin d'en arriver à une saine gestion des matières fertilisantes, il faut développer des outils de travail permettant d'assurer un suivi adéquat des pratiques d'épandages. En ce sens, Giroux *et al.* (2003b) ont ciblé les indicateurs de risques suivants :

- la quantité d'azote appliquée;
- le rapport C/N des engrais;
- le rapport N-NH_4 / N-total des engrais;
- la charge de nitrates dans les sols (0-60 cm);
- les coefficients d'utilisation et d'efficacité de l'azote.

La charge d'azote appliquée sur le sol constitue le facteur source et est directement reliée à la dose d'engrais épandue. Les rapports C/N et N-NH_4 / N-total et les coefficients d'efficacité et d'utilisation de l'azote sont des caractéristiques des engrais et sont intimement liés à leur composition et leur nature. Le rapport C/N est un bon indicateur du risque lié à la libération de l'azote minéral dans le sol. En effet, selon Giroux *et al.* (2003a), la libération des nitrates à la suite de l'épandage d'engrais organiques en automne dépend de leurs rapports C/N. Ces auteurs suggèrent que plus le rapport C/N est élevé, plus la teneur en azote ammoniacal est faible et plus les risques de pertes de nitrates sont réduits. De même, plus le rapport N-NH_4 / N-total et les CEN et CUN sont bas, plus la teneur en azote ammoniacale est faible, plus l'azote est libéré graduellement dans le sol et moins il y a de risques de pertes de nitrates. Il importe de pouvoir faire un suivi de la teneur en nitrates des sols afin de vérifier l'effet des doses appliquées. À cette fin, Giroux *et al.* (2003a) présentent des moyens de suivi de l'azote dans les sols et les cultures telles que l'analyse des sols après la récolte, des tissus végétaux, de l'indice de chlorophylle des feuilles, de la teneur en nitrates dans le bas des tiges de maïs et de la teneur en azote de la récolte, l'analyse de la concentration en nitrates dans la solution du sol mesurée avec des lysimètres ou encore dans les drains agricoles.

Dans le but de cibler le risque potentiel de pertes d'azote pour les épandages post-récolte, un tableau synthèse (tableau 6) concernant les propriétés de différents engrais et le risque qui leur est associé a été réalisé. Ce tableau présente une classification des engrais et du risque potentiel qui s'y rattache en fonction du rapport C/N, du CEN et du rapport N-NH_4 / N-total. Les engrais sont classés selon leur nature, soit les lisiers, les fumiers et les MRF. Il est possible de varier le rapport C/N des boues mixtes de papetières en modifiant les concentrations de boues primaires et secondaires comme il est possible de modifier le rapport C/N des fumiers en faisant varier la proportion de litières. Les boues primaires sont constituées de fibres plus ou moins grossières et ont des rapports C/N pouvant aller jusqu'à 300. Les boues secondaires sont enrichies en éléments nutritifs dans le but de stimuler la croissance microbienne et la dégradation des fibres. Elles sont plus riches en azote et leur rapport C/N est beaucoup plus faible. L'analyse du tableau 7 permet de faire ressortir qu'un rapport C/N inférieur à 15 et un CEN supérieur à 40 % indiquent qu'un engrais présente un risque potentiellement élevé à très élevé de lessivage d'azote lorsqu'il est épandu en post-récolte. Nous pouvons remarquer que plus le rapport C/N diminue, plus le coefficient d'efficacité augmente, plus le rapport N-NH_4 / N-total est élevé et plus le risque s'accentue. Les lisiers, le fumier de poulet et les boues à faibles rapports C/N sont les engrais présentant le plus de risque associé aux épandages post-récolte (risque 3 à 4).

Tableau 6 : Rapport C/N, efficacité fertilisante des engrais organiques et risque potentiel de pertes d'azote pour les épandages post-récolte (tiré de N'dayegamiye *et al*., 2004)

Nature de l'engrais	Rapport C/N	Coefficient d'efficacité (%)	$N\text{-}NH_4/N$ total	Risque associé aux épandages post-récolte*
Lisier de porcs	3	65	70	4
Lisier de porcs (surnageant)	2	80	80	4
Lisier de porcs (fond de fosse)	6	60	55	4
Lisier de poules	4	75	65	4
Lisier de bovins laitiers	11	50	52	3
Lisier de bouvillons	14	50	41	3
Lisier de veaux de lait	3	70	67	4
Fumier de porcs	24	30	30	2
Fumier de poulets	13	65	19	3
Fumier de bovins laitiers	18	45	32	2
Fumier de bouvillons	22	45	32	2
Fumier de veaux lourds	25	30	16	1
Fumier de bovins composté	22	24	23	1
Boues de papetières	12	44	31	3
Boues de papetières	17	28	30	2
Boues de papetières	20	27	20	2
Boues de papetières	24	20	4	1
Boues municipales	11	50	33	3

* Echelle de risque : 1 = faible; 2 = modéré; 3 = potentiellement élevé; 4 = potentiellement très élevé.

3.2 Présence des résidus de culture

Les résidus de cultures riches en carbone, faible en azote et avec un rapport C/N élevé, permettent de capter une bonne quantité des nitrates résiduels du sol et ceux libérés suite aux épandages d'engrais de ferme après la récolte. Les résidus de récolte du maïs et les pailles de céréales laissées aux champs apportent plusieurs tonnes de matières organiques avec des rapports C/N de 60 à 80 qui, en se décomposant, vont immobiliser temporairement l'azote minéral du sol et celui des engrais. Un calcul permet d'établir le rapport C/N net provenant du mélange d'un lisier de porcs par exemple avec des résidus de culture. Les tableaux 7 et 8 montrent un exemple de calcul d'application de 25 t/ha d'un lisier de porcs sur des résidus de maïs-grain et de soya respectivement. Le rapport C/N net est de 24,4 dans le cas du maïs-grain et de 11,5 dans le cas du soya. Le lisier apporte environ 107,5 kg N total/ha mais les tiges de maïs-grain apporte 3840 kg C/ha. Le bilan net des apports de carbone et de l'azote indique que les conditions sont propices à une immobilisation de l'azote et que la libération de nitrates dans les sols sera limité. L'apport de carbone par les résidus de soya est de 1123 kg C/ha. Le bilan net des apports de carbone et d'azote indique que les résidus de soya sont incapables de provoquer une immobilisation de l'azote du sol et que la teneur en nitrates des sols risque de s'accroître considérablement suite aux épandages post-récolte.

Les doses de lisiers et fumiers à faible rapport C/N devront être faibles en post-récolte, de manière à ne pas dépasser la capacité biologique des sols à immobiliser cet azote. Sous nos conditions, les températures automnales ne sont pas toujours propices à la décomposition des pailles surtout si les récoltes sont tardives. On ne peut donc prédire parfaitement l'immobilisation nette de l'azote aux champs. Il faut donc être prudent et restreindre cette pratique à une faible superficie de la ferme. Un bon mélange au sol des engrais et des pailles est nécessaire afin que la décomposition s'effectue convenablement. Les fumiers pailleux et les engrais organiques qui possèdent un rapport C/N >20 ont déjà suffisamment de litières pour ralentir la libération de l'azote minéral dans les sols. Ils vont produire une libération des nitrates très faible s'ils sont enfouis avec les résidus de cultures en fin de saison.

Tableau 7 : Exemple d'un calcul de détermination du rapport C/N résultant de l'application d'un engrais organique sur des tiges de maïs

Question	
On ajoute 25 t/ha de lisier de porcs à l'engraissement sur une parcelle d'un hectare qui contient 8 T de résidus de tiges de maïs. Quel sera le rapport C/N net résultant de cet apport? Cette pratique est-elle en mesure de produire un ralentissement de la minéralisation de l'azote des engrais?	
Données :	
1) Lisier : a) C/N = 3,2 b) 4,2 % de M. S. c) 4,3 kg N-total / t d) 66 % de M.O. dans la M.S. du lisier e) Utiliser un facteur 2 pour convertir la teneur en matière organique des engrais en C organique 2) Tiges de maïs : a) C/N = 60 b) 0,8% de N-total c) M.O. =95,2 % d) 46,59% de C	
Solution:	
1) % N dans le lisier :	a) 4,3 kg/t = 0,43 % N-total / tonne de lisier
2) % N dans la M.S. du lisier :	a) (0,43 % d'N-total / 4,2 % de M.S.) X 100 = 10,24 % N-total dans la M.S. du lisier.
3) Estimation contenu en C du lisier:	a) via C/N: C/N = 3,2 = C/10,24 donc C = 10,24% X 3,2 =33% b) via contenu en M.O. : 66% de M.O. / 2 = 33% de C
4) Contenu en C dans 25 T de lisier :	a) 25 t X 4,2 % de M.S. = 1,05 t ou 1050 kg de M.S. X 33 % de C = 347 kg de C
5) Contenu en N dans 25 T de lisier :	a) 25 t X 4,3kg/t de N-total = 25 000 kg X (4,3 kg / 1000 kg) = 107,5 kg d'N-total
6) Contenu en C dans les tiges de maïs :	a) C/N = 60 = C/0,8 donc C = 60 X 0,8 = 48% b) 8t X 48% de C = 3840 kg de C
7) Contenu en N dans les tiges de maïs :	a) 8t X 0,8% de N-total = 64 kg de N
8) Calcul du C/N net:	a) C/N net = (C1 + C2) / (N1 + N2) = (347 + 3840)/(107,5 + 64) = 24,4
Conclusion:	
Comme le rapport C/N global est supérieur à la valeur critique de 15, les risques de pertes de nitrates sont moins élevés. Il y aura suffisamment de C pour permettre l'immobilisation de l'azote et la réduction des pertes de nitrates. Les risques environnementaux sont atténués par les tiges de maïs et l'épandage peut être fait à faibles doses.	

Tableau 8 : Exemple d'un calcul de détermination du rapport C/N résultant de l'application d'un engrais organique sur des tiges de soya

Question	
On ajoute 25 t/ha de lisier de porcs à l'engraissement sur une parcelle d'un hectare qui contient 2,5 T de résidus de tiges de soya. Quel sera le rapport C/N net résultant de cet apport? Cette pratique est-elle en mesure de produire un ralentissement de la minéralisation de l'azote des engrais?	
Données :	
1) Lisier : a) C/N = 3,2 c) 4,3 kg N-total / t e) Utiliser un facteur 2 pour convertir la teneur en matière organique des engrais en C organique	b) 4,2 % de M. S. d) 66 % de M.O. dans la M.S. du lisier
2) Tiges de soya: a) C/N = 54,1 c) M.O. = 89,8%	b) 0,83% de N-total d) C = 44,9%
Solution:	
1) % N dans le lisier :	a) 4,3 kg/t = 0,43 % N-total / tonne de lisier
2) % N dans la M.S. du lisier :	a) (0,43 % d'N-total / 4,2 % de M.S.) X 100 = 10,24 % N-total dans la M.S. du lisier.
3) Estimation contenu en C du lisier:	a) via C/N: C/N = 3,2 = C/10,24 donc C = 10,24% X 3,2 =33% b) via contenu en M.O. : 66% de M.O. / 2 = 33% de C
4) Contenu en C dans 25 T de lisier :	a) 25 t X 4,2 % de M.S. = 1,05 t ou 1050 kg de M.S. X 33 % de C = 347 kg de C
5) Contenu en N dans 25 T de lisier :	a) 25 t X 4,3kg/t de N-total = 107,5 kg d'N-total
6) Contenu en C dans les tiges de soya :	a) via C/N : C/N = 54,07 = C/0,83 donc C = 53,14 X 0,83 = 44,9% de C b) via contenu en M.O. : 89,8% de M.O. / 2 = 44,9% de C c) 2,5 t X 44,9% de C = 1123 kg de C
7) Contenu en N dans les tiges de soya :	a) 2,5 t X 0,83% de N-total = 20,75 kg de N
8) Calcul du C/N net:	a) C/N net = (C1 + C2) / (N1 + N2) = (347 + 1123)/(107,5 + 20,75) = 11,5
Conclusion:	
Comme le rapport C/N global est inférieur à la valeur critique de 15, les risques de pertes de nitrates sont élevés. Il n'y aura pas suffisamment de C provenant des résidus de soya pour permettre l'immobilisation de l'azote et la réduction des pertes de nitrates. Les risques environnementaux sont élevés et l'épandage ne devrait pas être effectués.	

4. CONCLUSION

Le préjudice que peut causer de mauvaises pratiques d'épandages est de plus en plus reconnu. Comme le REA stipule qu'il est interdit d'épandre entre le 1er octobre et le 1er avril de l'année suivante à moins qu'un agronome ne prévoit une autre période d'interdiction et que les déjections ne soient enfouies, l'Ordre des agronomes du Québec a établi une ligne directrice sur la gestion des matières fertilisantes. Cette ligne directrice est basée sur des travaux de recherche visant à évaluer et cibler les pratiques à risques et les bonnes pratiques d'épandages. Afin d'obtenir une saine gestion des engrais de fermes et organiques, de nombreux facteurs doivent être examinés. Entre autres, il faut considérer la nature et les caractéristiques des engrais, les espèces cultivées et les pratiques culturales, le mode et les périodes d'épandages, ainsi que les caractéristiques parcellaires pouvant influencer le transport des contaminants. Afin de prévenir la contamination, d'en évaluer l'ampleur et de gérer les charges d'éléments fertilisants présents dans les sols, il faut se doter d'outils de gestion et d'indicateurs environnementaux. Les récents travaux de l'IRDA ont permis d'établir que des indicateurs tels que la charge d'azote appliqué, les rapports C/N et N-NH_4 / N-total des engrais, la charge de nitrates dans les sols, le CUN et le CEN sont des caractéristiques servant à préciser les risques liés aux différentes pratiques d'épandages. Les producteurs agricoles et leurs conseillers doivent donc être en mesure de connaître ces caractéristiques pour déterminer quelles quantités d'engrais de ferme ou organiques seront épandues, à quel endroit et à quel moment. Ils doivent aussi considérer les conditions dans lesquelles les activités d'épandages seront réalisées. De telles considérations sont essentielles à une saine gestion des engrais et des épandages. Les activités d'épandages doivent être gérées et réalisées de façon à assurer la protection de l'environnement et la qualité de l'eau.

L'identification d'indicateurs du risque agroenvironnemental qu'impliquent les épandages d'engrais de ferme et organiques permet aux intervenants du milieu agricole d'agir dans l'optique d'une agriculture respectueuse de l'environnement. En effet, la connaissance de la nature et des propriétés des engrais comme le rapport C/N permet de juger du niveau de risque associé à un épandage en fonction de la culture fertilisée et de la période d'application. Les engrais qui possèdent des rapports C/N supérieurs à 15 représentent des risques moindres de contamination par NO_3^- et NH_4^+. La gestion du risque doit aussi se faire en tenant compte des caractéristiques intrinsèques à chaque parcelle comme la texture et la topographie du terrain. Le rôle de la science doit être, par le biais de la recherche et l'expérimentation, de fournir des outils de travail et de définir les bonnes pratiques en matière d'épandages respectueuses. Les connaissances mises en lumière à la suite des plus récents travaux de recherche doivent servir à raffiner la réglementation en vigueur dans le REA. L'application de ces connaissances doit servir à outiller les producteurs et les conseillers agricoles, afin que ces derniers puissent agir dans un cadre législatif assurant une protection et une exploitation durable des ressources.

5. LISTE BIBLIOGRAPHIQUE

Ball-Cohelo, B.R., R.C. Roy et A.J. Bruin (2004). Nitrate leaching as affected by liquid swine manure and cover cropping in sandy soil of Southwestern Ontario. Can. J. Soil Sci. **84** : 187-197.

CPVQ (1993). Méthodes d'analyse des sols, des fumiers et des tissus végétaux. Agdex 533.

Côté, D. (2004). Calendrier d'épandage des fumiers et des lisiers et minimisation du risque environnemental. Journée d'information des clubs conseils en agroenvironnement, 17 mars 2004, Québec. Présentation Power Point. Document interne. IRDA. 11 p.

Côté, D., M. Giroux, A. N'dayegamiye et S.P. Guertin (2004). Périodes d'épandage des engrais de ferme et risque environnemental. IRDA. Document interne. 12 p.

Giroux, M., A.R. Michaud, C. Côté, N. Ziadi, S.P. Guertin, S. Quessy (2003). Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec des engrais de ferme. Colloque en agroenvironnement IRDA 2003. p. 73 – 99.

Giroux, M., A. N'dayegamiye et R. Royer (2003). Effets d'application de différents engrais organiques appliqués à l'automne et au printemps sur le rendement du maïs-ensilage, l'eficacité fertilisante de l'azote et le suivi de l'azote minéral dans les sols. Congrès de l'AQSSS, juin 2003, Sherbrooke. Présentation Power Point. Document interne. IRDA. 12 p.

Giroux, M., T. S. Tran, P. Audesse, M. Lemieux, R. Rivest et J. Rioux (1994). Évaluation des méthodes d'analyse de la teneur en nitrates des sols et de l'indice de chlorophylle dans les feuilles de maïs. IRDA. Agrosol vol. 7 **1** : 66 – 72.

Guertin, S.P., G.M. Barnett, M. Giroux, A.F. Mackensie, A. Pesant et L.E. Parent (2000). Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage. IRDA. Agrosol vol. 11 **2** : 107 – 113.

Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes - Critères de référence et normes réglementaires (2004). Ministère de l'Environnement du Québec. Direction du milieu rural. 127 p.

N'dayegamiye, A., M. Giroux et R. Royer (2004). Épandages d'automne et de printemps de divers fumiers et boues mixtes de papetières : rendements de maïs-ensilage, coefficient d'efficacité et accumulation de nitrates dans le sol. Rapport de recherche 2001-2003. IRDA. 24 p.

Ordre des agronomes du Québec (OAQ) (2003). Ligne directrice de l'Ordre des agronomes du Québec sur la gestion des matières fertilisantes adoptée le 20 septembre 2003 et précisée le 1er octobre 2003. 9 p.

Règlement sur les exploitations agricoles (c. Q-2, r.11.1) (2004). Gouvernement du Québec. 26 p.

Règlement sur la qualité de l'eau potable (c. Q-2, r.18.1.1) (2004). Gouv. du Québec. 21 p.