

***IMPACT DE LA ROTATION POMMES DE TERRE-CÉRÉALES AVEC APPORTS
DE LISIER SUR LE LESSIVAGE DES NITRATES ET LE BILAN D'AZOTE DANS
LES SOLS SABLEUX***

Rapport de recherche présenté à la Fédération des producteurs de porcs du Québec
et au Conseil canadien du porc

Projet de recherche stratégique en partenariat avec l'industrie :
CRSNG-ACC-CCP-FPPQ : No de demande : 215888-98

179
BIO64
Consultation sur le développement durable
de la production porcine au Québec
621-1-12-007

M. O. Gasser*, M. R. Laverdière, R. Lagacé et J. Caron.

Département des sols et de génie agroalimentaire, FSAA, Université Laval, Sainte-Foy, Québec,
G1K 7P4, Canada.

*Courriel: mogasser@grr.ulaval.ca. Tél: 656-2131 #6470.

***IMPACT DE LA ROTATION POMMES DE TERRE-CÉRÉALES AVEC APPORTS
DE LISIER SUR LE LESSIVAGE DES NITRATES ET LE BILAN D'AZOTE DANS
LES SOLS SABLEUX***

Rapport de recherche présenté à la Fédération des producteurs de porcs du Québec
et au Conseil canadien du porc

Projet de recherche stratégique en partenariat avec l'industrie :
CRSNG-ACC-CCP-FPPQ : No de demande : 215888-98

M. O. Gasser*, M. R. Laverdière, R. Lagacé et J. Caron.

Département des sols et de génie agroalimentaire, FSAA, Université Laval. Sainte-Foy, Québec,
G1K 7P4, Canada.

*Courriel: mogasser@grr.ulaval.ca. Tél: 656-2131 #6470.

RÉSUMÉ

Plusieurs études démontrent un lien apparent entre l'augmentation des concentrations de nitrates dans les eaux souterraines et la production en sols sableux de cultures exigeantes en azote, comme la pomme de terre. L'utilisation d'engrais organiques tels les lisiers de porcs, dans les cultures en rotation avec la pomme de terre peut par ailleurs accroître les risques de contamination des nappes d'eau souterraine en nitrates et même en phosphore. La présente étude a été initiée en 1995 afin de quantifier le lessivage des nitrates et de réaliser des bilans d'azote sous l'effet de la production de pommes de terre et de céréales avec apport de lisiers en sols sableux. Quinze lysimètres drainants ont été installés, 3 par champs, chez des producteurs de la région de Portneuf. Durant 5 ans, nous avons suivi les prélèvements d'azote par les plantes, l'usage d'engrais minéraux et organiques, ainsi que les concentrations et les charges en nitrates et en phosphore évoluant dans les eaux de drainage à 1 m de profondeur.

Sous 4 champs cultivés en pommes et céréales avec apports en engrais organiques, les charges en nitrates lessivées, varient de 80 à 130 kg N-NO₃/ha par année, tandis que 3 ans de prairies succédant à une année de pommes de terre et une année d'orge réduisent les pertes moyennes à 40 kg N-NO₃/ha par année. Seules la prairie et une culture d'avoine ont généré des concentrations de nitrates inférieures au critère de qualité de l'eau brute destinée à la consommation humaine, soit 10 mg N-NO₃/litre (ppm), tandis que des concentrations moyennes variant de 13 à 52 mg N-NO₃/l, ont été enregistrées sous orge, blé et pommes de terre recevant des apports modérés à élevés d'engrais minéraux et organiques. Les charges et les concentrations de nitrates mesurées dans les lysimètres drainants suivent un cycle annuel important. Les concentrations sont modérées durant la saison de croissance (mai-août), élevées à l'automne (septembre-décembre) et plus faibles au printemps (janvier-avril), alors que la fonte des neiges peut produire d'importants volumes de drainage.

Sous les conditions conventionnelles de culture, avec usage d'engrais de ferme, l'azote exporté avec la récolte équivaut à près de 30% de l'azote généré à la surface du sol (apporté sous forme minérale, organique ou minéralisé dans le sol), tandis que l'azote lessivé sous forme de nitrates équivaut à 40% des apports aux sols. Les pertes non-mesurées d'azote, liées aux épandages de lisiers de porc peuvent équivaloir jusqu'à 56% de l'azote total des lisiers ou à 20% des apports totaux en azote incluant les engrais minéraux et l'azote minéralisé dans le sol. La majorité de ces pertes résultent probablement de la volatilisation de l'ammoniaque des lisiers, mais la dénitrification et l'immobilisation de l'azote au niveau du sol sont également possibles.

La minéralisation d'azote calculée à partir du bilan d'azote a été reliée à long terme à la richesse du sol en matière organique et en azote. Par contre, l'azote minéral dans le sol au printemps demeure un piètre indicateur de la minéralisation d'azote estimée annuellement. Ces résultats indiquent cependant qu'il y aurait moyen de rationaliser davantage la fertilisation azotée en utilisant des indicateurs plus fiables de la fertilité du sol ou de la réponse des plantes à l'azote. Par ailleurs, la capacité élevée de ces sables podzolisés à fixer le phosphore, réduit considérablement les concentrations de cet élément dans les eaux de drainage par rapport à d'autres types de sol. L'azote serait davantage un élément à risque pour les eaux souterraines.

TABLES DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
TABLES DES MATIÈRES	iii
LISTES DES FIGURES	iv
LISTES DES TABLEAUX	v
1. INTRODUCTION	6
2. MATÉRIELS ET MÉTHODES	8
3. RÉSULTATS ET DISCUSSION	10
3.1 Les apports en azote	10
3.2 Les exportations d'azote	10
3.3 Bilans d'azote	14
3.4 Variations des propriétés chimiques des sols	19
3.5 Migration du phosphore dans les sols sableux	22
4. CONCLUSION	25
REMERCIEMENTS	26
RÉFÉRENCES	27

LISTES DES FIGURES

Figure 1: Diagramme d'un lysimètre drainant	8
Figure 2: Apports d'azote sous forme d'engrais minéraux (a) et engrais organiques (b) de 1996 à 2000.....	10
Figure 3: Azote exporté avec la récolte (a) et exporté sous forme de nitrates lessivés (b) de 1996 à 2000.....	11
Figure 4: Concentrations moyennes de nitrates dans l'eau dans cinq champs sous production de pommes de terre de 1996 à 2000.	12
Figure 5: Variation saisonnière du drainage (a), des masses de nitrates lessivées (b) et des concentrations moyennes pondérées de nitrates dans l'eau (c)	13
Figure 6 : Évolution des concentrations de nitrates dans les lysimètres du champ 5.....	13
Figure 7: Azote non comptabilisé en fonction des apports de N en provenance des divers apports d'engrais organiques	16
Figure 8 : Relations entre N minéralisé au champ et l'azote minéral ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) dans le sol au printemps (0-30 cm) en fonction de 2 types de précédents culturaux.....	18
Figure 9: Évolution de la teneur en carbone organique, à 2 profondeurs dans le sol et dans 5 champs.	19
Figure 10 : Teneurs en N total et en nitrates dans la profondeur de sol 0-15 cm.	20
Figure 11: Évolution de la teneur en K, P, Al et l'indice de P/Al (Mehlich 3) à 2 profondeurs dans le sol et dans 5 champs.....	21
Figure 12 : Distribution percentile des concentrations d'orthophosphates (a) et de P-total (b) dans les eaux de lysimètres drainants sous trois cultures.....	23

LISTES DES TABLEAUX

Tableau 1: Quelques propriétés chimiques du sol (0-30 cm)	9
Tableau 2: Bilan d'azote annuel sous rotations pommes de terre-céréales	15
Tableau 3: Bilan d'azote sous rotations pommes de terre - céréales (kg N/ha) (moyenne sur 5 ans).....	17
Tableau 4 : Concentrations en nitrates (N-NO ₃), en ammonium (N-NH ₄) et en P total correspondant à un niveau de 50% et 90% de la distribution en rang percentile des teneurs en eaux des drains souterrains	23

1. INTRODUCTION

Lorsque des sols sableux sont cultivés en pommes de terre ou autres cultures exigeantes en azote, des quantités importantes de nitrates peuvent être lessivées vers les eaux souterraines (Saffigna et al. 1977; Hill 1986; Shepherd et Lord 1996; Prunty et Greenland 1997; Webb et al. 1997). Au Québec, la monoculture de pommes de terre a été progressivement remplacée par des rotations incluant des céréales recevant parfois des apports fréquents de lisier de porc. L'utilisation d'engrais organiques pour fertiliser les céréales cultivées en rotation avec la pomme de terre pourrait accroître les risques de contamination des eaux souterraines en nitrates (Thomsen et al. 1993; Lind et al. 1995; Beckwith et al. 1998). Une étude antérieure, réalisée dans différentes régions du Québec a par ailleurs démontré que 60% des puits privés échantillonnés à proximité de champs de pommes de terre contenaient des concentrations élevées en nitrate, supérieures à la norme de 10 mg N-NO₃ L⁻¹ admise pour l'eau potable (Giroux 1995).

Les tubercules de pommes de terre prélèvent près de 45% de l'azote en provenance des engrais minéraux, soit 15 kg N par tonne de tubercules (base matière sèche) (Tran et Giroux 1991a; Greenwood et al. 1985). Au Québec, la fertilisation azotée de la pomme de terre varie de 130 à 210 kg N/ha et le rendement moyen de tubercule vendable est d'environ 23 Mg/ha ou 4,6 Mg/ha de matière sèche. Sous ces conditions, l'azote non prélevé par les tubercules peut représenter de 60 à 140 kg N/ha. L'azote des engrais en excès des prélèvements exportés par la plante est soit immobilisé dans la matière organique du sol ou sujet à des pertes dans l'environnement, soit lessivé sous forme de nitrates, volatilisé en ammoniacque ou dénitrifié.

L'usage de lysimètres drainants offre l'approche la plus directe pour mesurer à la fois la concentration d'un soluté qui est lessivé et les volumes d'eau qui percolent par unité de surface sous les racines des cultures. Ce qui permettant de calculer dans des bilans, des charges ou des masses de solutés lessivés par unité de surface. En utilisant une telle instrumentation, quelques auteurs ont pu comparer des pratiques de fertilisation azotée conservatrice à des pratiques conventionnelles dans la pomme de terre, avec des résultats variant fortement selon le climat (entre 6 et 200 kg N/ha lessivé annuellement) (Saffigna et al. 1977 ; Prunty et Greenland 1997). D'autres auteurs ont calculé par différence à partir de bilans, les pertes en azote sous culture de pommes de terre attribuables au lessivage des nitrates et ont obtenu des valeurs du même ordre de grandeur (entre 34 et 220 kg N/ha) (Cameron et al. 1978 ; Hill 1986 ; Tran et Giroux 1991b ; Li et al. 1999).

L'usage d'engrais de ferme dans les cultures de rotation peut par ailleurs accroître le lessivage des nitrates. Thomsen et al. (1993) ont démontré à l'aide de lysimètres drainants que l'épandage de lisier de porc sur une culture d'orge au printemps augmentait le lessivage de nitrates (44 kg N/ha) par rapport à la fertilisation minérale (19 kg N/ha), du fait qu'une quantité plus importante d'azote avait été épandue en provenance des lisiers (165 versus 110 kg N/ha). Des pertes importantes en azote peuvent survenir à la suite de la volatilisation de l'ammoniacque des lisiers. Lorsque ces derniers sont épandus à la surface des sols et enfouis 24 heures plus tard, 21% de l'azote total des lisiers peut être perdu par volatilisation (Sommer et Jacobsen 1999). Toutefois, lorsque les pertes par volatilisation sont minimisées, l'efficacité fertilisante de l'azote des lisiers

et autres engrais organiques est proportionnelle à l'azote disponible, soit la teneur en ammonium (NH_4) sur N total (Giroux et al. 2000). En revanche, la disponibilité élevée de l'azote des lisiers peut se traduire par un lessivage accru des nitrates, lorsque les lisiers sont épandus à l'automne sur des sols sableux sans culture, comparativement au printemps avant une culture (Beckwith et al. 1998 ; Lind et al., 1995).

En général, un mauvais synchronisme entre les apports et les prélèvements d'azote, ainsi qu'une surfertilisation engendrent un accroissement d'azote résiduel dans le sol à l'automne et un lessivage accru des nitrates. Selon la répartition des précipitations, le lessivage des nitrates peut opérer à différents moments de l'année et une estimation de ce phénomène sur l'ensemble de l'année est essentielle pour établir des bilans. À partir de ces bilans, l'azote minéralisé du sol peut être estimé, ainsi que d'autres pertes d'azote non-mesurées dans le système. Jusqu'à présent, peu de travaux permettent d'établir quelle importance le lessivage des nitrates occupe dans le bilan d'azote des cultures conventionnelles de pommes de terre et de céréales avec apports de lisier et à quels moments de l'année le phénomène opère. Les objectifs de cette recherche consistent donc à mesurer la lixiviation des nitrates, à définir sa dynamique temporelle et à apporter des éclairages nouveaux quant aux moyens à privilégier pour limiter l'ampleur de ce phénomène. Un chapitre de ce document a également été consacré à la mesure des concentrations de phosphore dans les eaux de drainage, afin d'établir le risque actuel de contamination qu'entraîne cet élément au niveau des eaux souterraines.

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

La description des sites et de l'instrumentation utilisée a été rapportée précédemment dans Gasser (2000) et Gasser et al. (2001). Brièvement, 15 lysimètres drainants d'une surface de 1 m² (91 x 110 cm) et d'une profondeur de 1 m, ont été installés en juillet 1995, dans 5 champs cultivés par des producteurs de pommes de terre de la région de Portneuf (Figure 1). Quatre de ces champs sont situés à moins de 10 km de la station climatique de Sainte-Catherine de la Jacques-Cartier (46° 51' lat., 71° 37' long.) qui enregistre des précipitations annuelles de l'ordre de 1280 mm (moyenne de 30 ans), alors qu'un cinquième champ est situé à moins de 21 km au nord-ouest de cette station. Les chutes de neiges représentent 22 à 24% des précipitations annuelles.

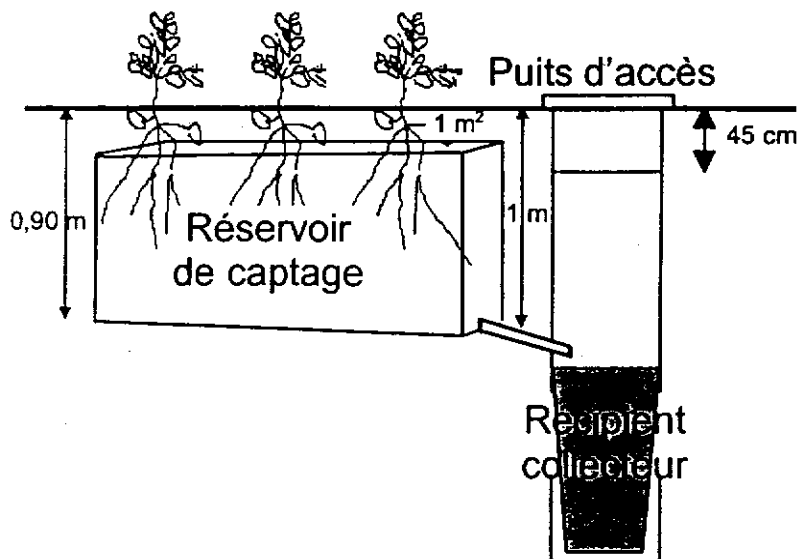


Figure 1: Diagramme d'un lysimètre drainant

Les sols à l'étude appartiennent aux séries Morin ou Pont-Rouge (podzols humo-ferrique), développés sur des sables grossiers d'origine fluvio-marine ou deltaïque (Raymond et al. 1976). Quelques propriétés chimiques mesurées au printemps (moyenne de 5 ans de suivis et de 2 profondeurs (0-15 et 15-30 cm) sont rapportées au Tableau 1. Les propriétés physico-chimiques des sols mesurées au début du suivi (mai 1996), ont été présentées en détail dans Gasser (2000) et Gasser et al. (2001).

Les cultures suivies entre 1996 et 2000 (5 ans) incluaient la pomme de terre (*Solanum tuberosum* L.), l'orge (*Hordeum vulgare* L.), le blé (*Triticum aestivum* L.), l'avoine (*Avena sativa* L.), le millet japonais (*Echinochloa frumentacea* R.) et une prairie mixte de trèfle rouge (*Trifolium pratense* L.) et de phléole (*Phleum pratense* L.).

Les cultures sont semées durant le mois de mai et le champ 4 était généralement semé de façon plus hâtive. Les pommes de terre sont la plupart du temps sarclées en juin et renchaussées deux semaines plus tard. La récolte des pommes de terre est réalisée entre le début du mois d'août et la mi-octobre selon la variété ou le mode de mise en marché. Les céréales sont récoltées au mois

d'août et la prairie a été fauchée à une ou deux reprises durant les années, soit à la fin du mois de juin et/ou au mois d'août.

Tableau 1: Quelques propriétés chimiques du sol (0-30 cm).

Champ	Carb. Org. — g/kg —	N total	NO ₃ (KCL)	P (MIII) mg/kg	K (MIII) mg/kg	Al (MIII) mg/kg	P/Al (MIII) — % —
1	20,3 b	1,22 b	2,4 c	75 a	66 bc	2178 ab	3,4 a
2	20,8 ab	1,31 b	5,2 b	69 ab	53 c	2286 a	3,0 ab
3	19,8 b	1,31 b	4,6 b	68 ab	78 ab	2184 ab	3,1 ab
4	19,7 b	1,23 b	3,8 bc	59 b	61 c	2095 b	2,8 ab
5	22,8 a	1,56 a	8,1 a	57 b	90 a	2076 b	2,7 b

‡: les valeurs suivies de la même lettre ne sont pas significativement différentes ($P > 0.05$) selon un test de comparaison multiple de Duncan.

La plupart des engrais minéraux sont appliqués au semis en mai et à certaines occasions, un mois plus tard au moment du sarclage ou du renchaussage dans le cas des pommes de terre ou en post levée dans les céréales. Les apports d'azote en provenance des engrais minéraux sur chaque champ ont été calculés à partir des taux d'application et des formulations d'engrais déclarés par les producteurs. Ces derniers ont également apporté à certaines occasions des lisiers de porc, des fumiers de vache ou des boues de papetières. Les apports d'azote en provenance des lisiers de porc ont été mesurés à plusieurs reprises. Les lisiers recueillis dans 2 bacs placés à proximité des lysimètres ont été pesés et analysés pour déterminer les contenus en matière sèche, en azote total et en ammonium. Dans le cas des fumiers de vaches et des boues de papetières, les taux d'application déclarés par les producteurs et les concentrations d'azote total déterminées à partir d'échantillons ont servi pour établir les taux d'applications d'azote.

Les volumes d'eau drainés et le lessivage des nitrates ont été suivis à partir de la fonte des neiges en mars/avril jusqu'en décembre au moment du gel du sol. Des échantillons d'eau (20 ml) ont été collectés et transportés au laboratoire afin d'être analysés pour leur contenu en nitrates et ammonium. Des concentrations significatives d'ammonium ($> 0,25 \text{ mg L}^{-1}$) n'ont été détectées qu'à de rares occasions. Les masses de nitrates lessivées sont évaluées à partir du produit des concentrations en nitrates et des volumes d'eau drainés. L'azote exporté à la récolte avec le foin, les tubercules et les grains (ainsi que la paille dans le cas du champ 4) a été déterminé à chaque année en échantillonnant les plantes occupant la surface des lysimètres et en analysant le contenu en azote des parties exportées.

Les variations des propriétés chimiques du sol ont été suivies entre chaque saison de cultures, en prélevant des échantillons de sol de 0 à 120 cm de profondeur, à proximité des lysimètres, après la fonte des neiges, entre la fin d'avril et le début de mai. Selon les méthodes standards, des extraits et des digestions de sol ont été préparés au laboratoire et analysés pour déterminer l'azote minéral, le carbone organique, l'azote total, le phosphore total, et quelques éléments échangeables : P, K, Al (extrait au Mehlich 3) (C.P.V.Q, 1988).

3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Les apports en azote

La Figure 2 illustre les différents apports d'azote liés aux engrais minéraux (Fig. 2a) et aux engrais organiques (Fig. 2b) réalisés sur les 5 champs à l'étude, de 1996 à 2000. La plupart des apports d'engrais respecte les recommandations pour des cultures conventionnelles de pommes de terre et de céréales en rotation. Le champ 1 diffère des autres champs par rapport à la rotation conventionnelle puisqu'une prairie de trèfle et de fléole a été installée en 3^{ème} année et des fumiers de bovin laitier ont été épandus les deux premières années. Les apports moyens en azote (N) en provenance des engrais minéraux étaient donc plus faibles dans ce champ (54 kg N/ha), par rapport aux autres rotations plus conventionnelles de pommes de terre-céréales qui ont reçu en moyenne 103 à 119 kg N/ha annuellement (Figure 2a). Suivant généralement les recommandations en cours, les producteurs ont apporté entre 40 et 90 kg/ha d'azote sous forme d'engrais minéraux dans les céréales et entre 95 et 195 kg N/ha dans la pomme de terre.

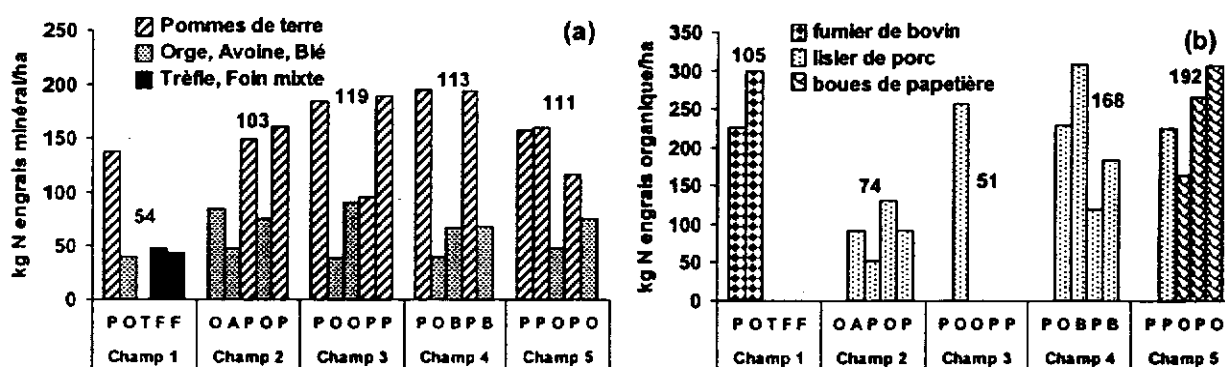


Figure 2: Apports d'azote sous forme d'engrais minéraux (a) et engrais organiques (b) de 1996 à 2000.

Les apports d'azote en provenance d'engrais organiques varient de façon plus marquée (entre 50 et 300 kg N/ha par année) et représente un apport annuel moyen par champ (sur 5 ans) variant de 51 à 192 kg N/ha (Figure 2b). Certains apports de lisiers de porc dans les champs 2, 3 et 4 (Figure 2b) ont été accompagnés d'une réduction des apports d'engrais minéraux dans les céréales (Figure 2a). Les champs 2 et 4 ont reçu des épandages fréquents de lisiers de porc, soit au printemps et/ou à l'automne. Le champ 5 a également reçu des apports de boues de papetières à trois occasions. Annuellement cependant, les champs 4 et 1 ont reçu par ordre d'importance les plus importants apports d'azote en provenance d'engrais organiques, suivi des champs 5, 2 et 3.

3.2 Les exportations d'azote

L'azote exporté avec les récoltes de tubercules et de céréales reflète quelque peu les apports en engrais minéraux réalisés pour ces cultures, mais la réponse est plus variable. (Figure 3a). Même si les tubercules de pommes de terre exportent en moyenne (100 kg N/ha) plus d'azote que les

cultures de céréales (60 kg N/ha), la réponse des cultures aux apports d'azote dépend aussi d'autres conditions agro-climatiques.

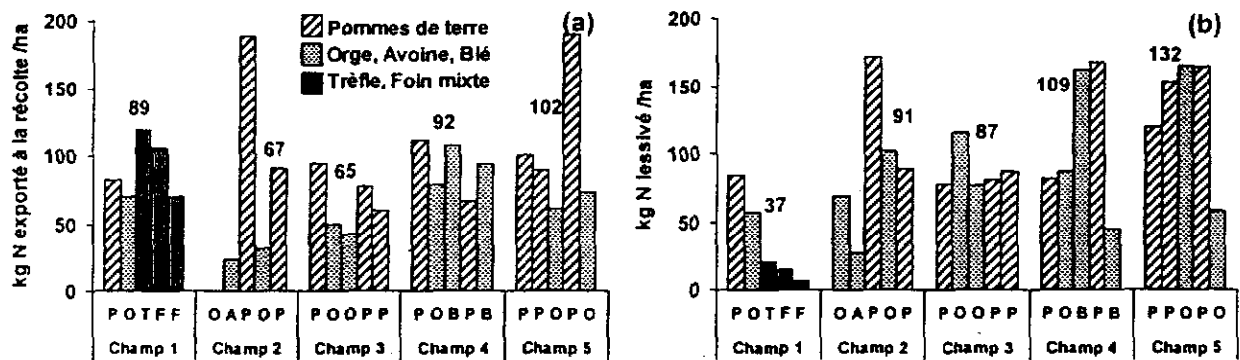


Figure 3: Azote exporté avec la récolte (a) et exporté sous forme de nitrates lessivés (b) de 1996 à 2000

En moyenne pour chaque champ, les exportations sont quelque peu inférieures aux apports en engrais minéraux, sauf dans le champ 1 où la prairie, malgré les apports restreints en engrais minéraux, exporte d'importantes quantités d'azote avec le foin. Par ailleurs, lorsque la paille des céréales est récoltée, comme dans le champ 4, les exportations d'azote sont plus importantes.

La charge en nitrates lessivés a été quantifiée sous chaque culture, du 1^{er} mai au 31 avril de l'année suivante (Figure 3b). Sous toutes les cultures sauf la prairie, l'azote lessivé sous forme de nitrates à 1 m dans le sol représente des quantités non-négligeables d'azote, soit en moyenne sur 5 ans, des quantités relativement équivalentes aux apports d'engrais minéraux et légèrement supérieures aux exportations d'azote réalisées à la récolte. Or, même si les apports en engrais minéraux et les exportations à la récolte sont relativement bien distincts entre les cultures de pommes de terre et de céréales, les quantités d'azote lessivées sous ces deux cultures sont relativement comparables.

Deux effets importants peuvent expliquer le peu de différences observées au niveau de l'impact de ces deux cultures sur le lessivage des nitrates. Premièrement, l'épandage d'engrais organiques réalisé la plupart du temps sur les céréales, peut contribuer de façon significative au lessivage des nitrates. Deuxièmement, il pourrait y avoir un effet résiduel du lessivage d'une année à l'autre qui rend difficile la distinction entre les deux cultures, d'où la difficulté à cerner les causes de la pollution diffuse.

La Figure 4 illustre les concentrations moyennes de nitrates lessivés dans les eaux de drainage. Celles-ci suivent à peu près les mêmes tendances que les charges en nitrates (Figure 3b). Les concentrations annuelles moyennes minimales et maximales mesurées sont de 2 mg N-NO₃/l sous prairie et de 52 mg N-NO₃/l sous culture de pommes de terre.

Seule la rotation avec prairie (champ 1) réussit à maintenir les concentrations moyennes de nitrates près de la norme acceptée pour l'eau potable (10 mg N-NO₃/l), tandis que toutes les

autres rotations conventionnelles (Champ 2, 3, 4 et 5) maintiennent en moyenne des concentrations largement supérieures à cette norme, soit de 19 à 33 mg N-NO₃/l. Dans la mesure où ces concentrations représentent des risques pour la contamination des eaux souterraines, la régie de la fertilisation azotée du système de culture conventionnel devrait être modifiée.

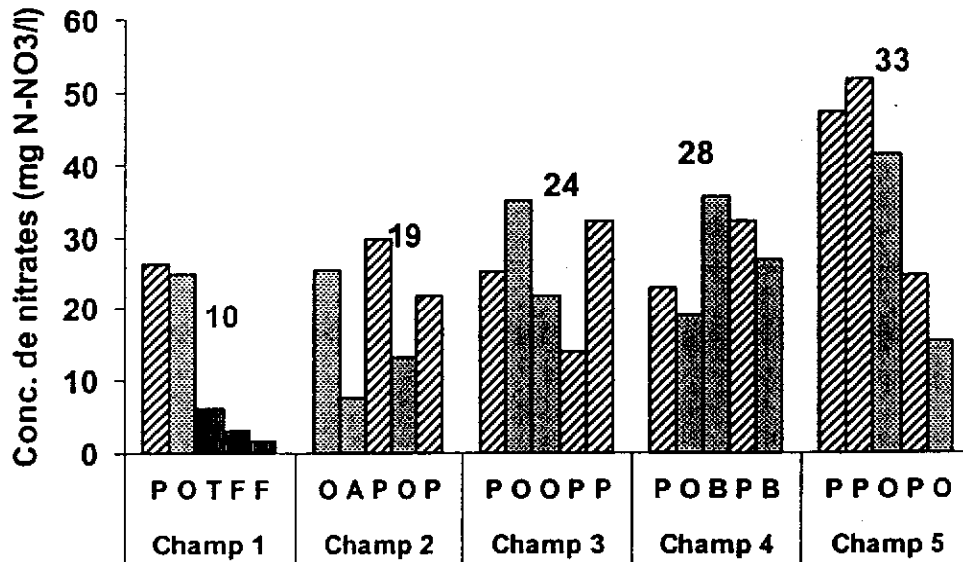


Figure 4: Concentrations moyennes de nitrates dans l'eau dans cinq champs sous production de pommes de terre de 1996 à 2000.

La Figure 5 nous renseigne sur l'évolution saisonnière des phénomènes de drainage et de lessivage. Par rapport à une normale annuelle d'environ 1200 mm de précipitations, le drainage annuel équivaut en moyenne à 400 mm d'eau avec des variations enregistrées entre 200 et 600 mm selon les années et les précipitations annuelles. Une part importante du drainage survient à l'automne (entre septembre et décembre, avant le gel du sol), tandis que l'écoulement de l'eau en profondeur est généralement réduit durant la saison de croissance (entre mai et août) (Figure 5a).

Au printemps (entre janvier et mai), le drainage est relativement important à la suite de la fonte des neiges, mais très variable selon l'accumulation de neige au sol. En dépit de ces volumes d'eau drainés au printemps, les pertes de nitrates à cette période sont faibles (Figure 5b). Les plus importantes pertes de nitrates ont lieu à l'automne après les récoltes, alors que le lessivage s'amorce durant la saison de croissance. Les concentrations moyennes de nitrates dans l'eau de drainage suivent essentiellement les mêmes tendances, soit des concentrations qui augmentent durant la saison de croissance et qui plafonnent à l'automne (Figure 5c). À la fonte des neiges, l'année suivante, le lessivage des nitrates se résorbe, témoignant du lessivage rapide et efficace des nitrates durant la saison antérieure.

En dehors de ce schéma général du lessivage des nitrates, de fortes variations peuvent exister entre les années. Ainsi, par exemple, le champ 5 a reçu de faibles précipitations à l'automne 1997 et des quantités importantes de nitrates se sont accumulées dans le profil de sol à la suite d'une

culture de pommes de terre. Ces nitrates accumulés ont été lessivés seulement l'année suivante sous une culture d'orge (Figure 6).

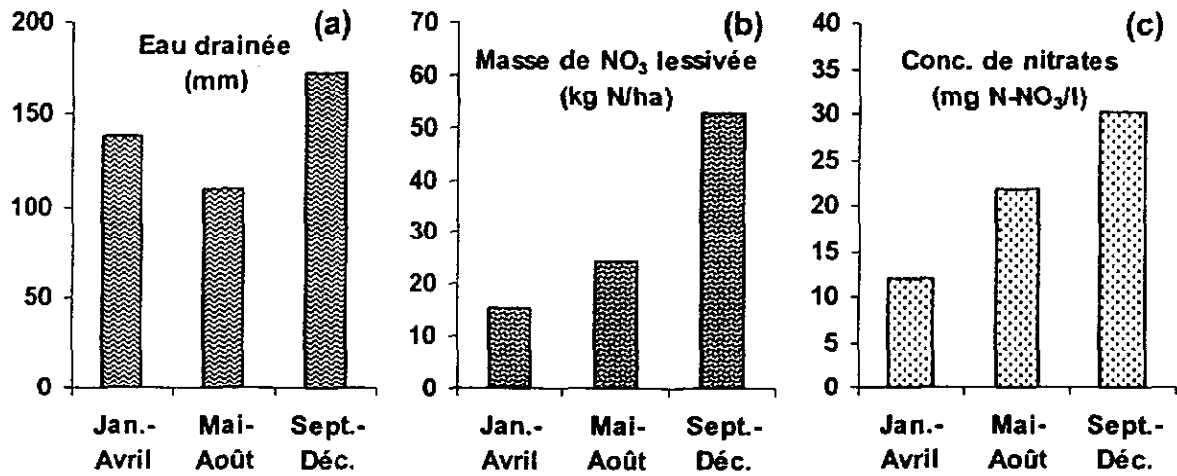


Figure 5: Variation saisonnière du drainage (a), des masses de nitrates lessivées (b) et des concentrations moyennes pondérées de nitrates dans l'eau (c)

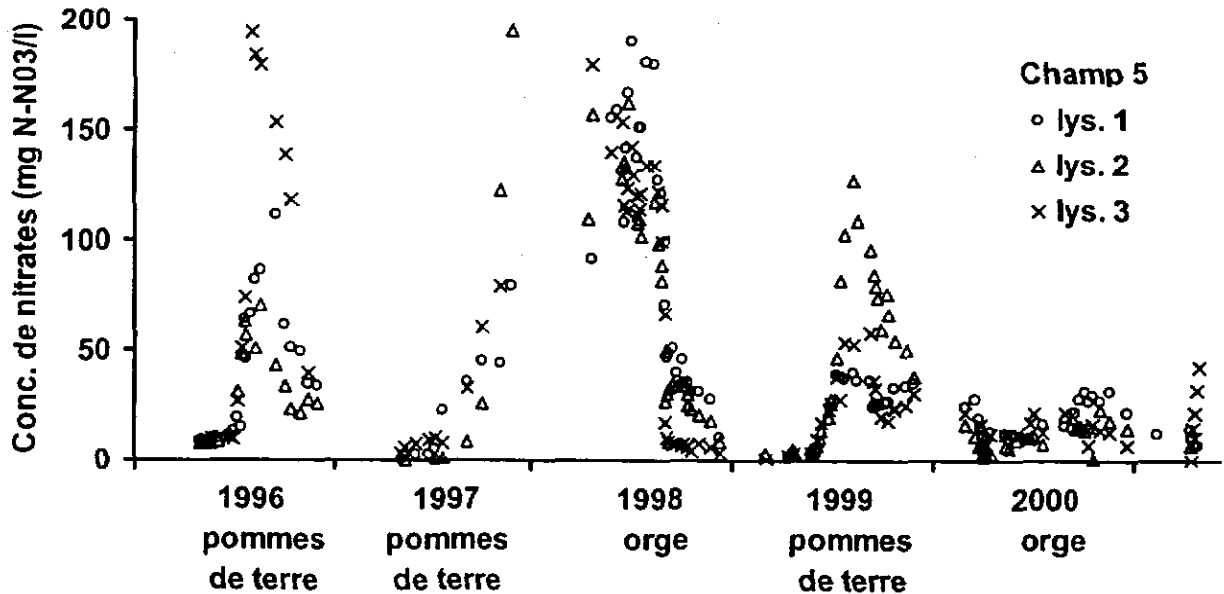


Figure 6 : Évolution des concentrations de nitrates dans les lysimètres du champ 5

Cet exemple illustre aussi comment la répartition des précipitations peut altérer l'effet des cultures sur le bilan annuel des nitrates lessivés et la nécessité de procéder à des bilans sur plusieurs années pour mieux cerner la dynamique en cause. À remarquer aussi que les concentrations maximales enregistrées avoisinent les 200 mg N-NO₃/l, alors que la moyenne pondérée des concentrations sur 5 ans dans ce champ est de 33 mg N-NO₃/l (Figure 4).

3.3 Bilans d'azote

Les apports et les exportations d'azote illustrés dans les figures précédentes ont été rapportés dans un bilan (Tableau 2). La variation de stock en azote minéral dans le sol, mesuré à chaque année au printemps, a été incluse dans ce bilan. L'azote non comptabilisé dans le sol (minéralisation de N du sol moins autres pertes de N non comptabilisées) à chaque année a été estimé par différence entre les exportations et les apports en azote, en incluant les variations de stock en azote minéral. Plusieurs bilans de ces sols expriment des réductions nettes d'azote, c'est à dire que les exportations sont plus faibles que les apports. Puisqu'il n'y a pas d'accumulation importante d'azote minéral dans le sol, des accumulations sous forme organique, des pertes ou des exportations non mesurées sont possiblement survenues.

La relation statistique inverse obtenue entre l'azote contenu dans les apports d'engrais organiques et l'azote produit dans le sol estimé par bilan, indique que l'épandage des lisier conduit à des pertes d'azote non comptabilisées, proportionnelles aux apports de N (Figure 7). Selon cette relation, lorsque aucun engrais organique n'est épandu durant l'année sur le sol, ce dernier minéraliserait environ 49 kg N/ha, soit une valeur proche des estimations publiées dans la littérature pour de tels sols. Par contre, selon cette même relation, chaque unité d'azote apportée avec les engrais organiques engendre des pertes équivalent à 68% de la quantité d'azote apportée. Ces pertes peuvent résulter entre autres de l'immobilisation de l'azote dans le sol sous forme organique, de la volatilisation de l'azote sous forme ammoniacale ou encore de la dénitrification.

Puisque le contenu en ammoniacque (NH_3) des lisiers est relativement élevé (70% de l'azote total), des pertes par volatilisation de NH_3 peuvent survenir au cours de l'épandage des lisiers, surtout lorsqu'il y a un délai important entre l'épandage et l'incorporation des lisiers, combiné à des conditions climatiques favorisant la volatilisation. Un délai de 24 heures entre l'épandage et l'incorporation peut se traduire par des pertes équivalent à 21% de l'azote total épandu (Sommer et Jacobsen 1999).

Des concentrations plus faibles d'ammoniacque dans le fumier de bovin (30% de N total) épandu sur le champ 1 et dans les boues de papetières (23% de N total) épandues sur le champ 5, conduisent probablement à des émissions plus faibles d'ammoniacque. Par contre, les formes organiques d'azote contenues dans les fumiers et les boues peuvent s'immobiliser dans la matière organique du sol et contribuer à un bilan négatif de l'azote. La dénitrification pourrait également occasionner des pertes importantes en azote.

Les lisiers de porc dont le contenu en ammoniacque est élevé, devraient être épandus en considérant les besoins en azote des plantes, soit en favorisant les épandages au printemps et en réduisant les apports en engrais minéraux. Les lisiers devraient être rapidement incorporés au sol après leur épandage (en moins d'une heure), de façon à réduire au maximum les émissions d'ammoniacque. L'azote des lisiers de porc épandus à l'automne est prélevé moins efficacement par la plante, étant donné le ralentissement de la croissance ou l'absence de couvert végétal à cette période. Si des épandages à la fin de l'été sont nécessaires, des engrais verts devraient être

soit sous-ensemencés dans les céréales ou rapidement installés dans le but de réduire les émissions d'ammoniaque et le lessivage des nitrates.

Tableau 2: Bilan d'azote annuel sous rotations pommes de terre-céréales

Champ	Année	Culture	Apports de N		Exportations de N		Variation de N produit	
			Engrais minéraux	Engrais organiques	Prélevé par la récolte	Nitrates lessivés	N minéral	dans le sol
kg N/ha								
1	1996	P. de terre	137	225	82	84	34	-162
	1997	Orge	40	300	70	57	-34	-247
	1998	Trèfle	0	0	119	20	7	147
	1999	Phléole	49	0	105	15	-5	66
	2000	Phléole	43	0	70	7	24	58
		moyenne		54	105	89	37	5
2	1996	Orge	84	0	0	69	9	-6
	1997	Avoine	48	92	24	27	51	-38
	1998	P. de terre	149	53	189	171	-53	105
	1999	Orge	76	131	32	102	50	-22
	2000	P. de terre	161	92	90	89	45	-29
		moyenne		103	74	67	91	21
3	1996	P. de terre	184	0	94	78	-6	-17
	1997	Orge	39	256	49	115	-15	-146
	1998	Orge	91	0	42	77	12	40
	1999	P. de terre	95	0	77	80	9	71
	2000	P. de terre	188	0	60	87	64	22
		moyenne		119	51	65	87	13
4	1996	P. de terre	195	0	112	82	4	2
	1997	Orge	40	229	79	87	10	-93
	1998	Blé	67	307	108	161	13	-92
	1999	P. de terre	193	120	66	168	-11	-90
	2000	Blé	68	183	93	45	13	-99
		moyenne		113	168	86	109	6
5	1996	P. de terre	157	0	100	120	14	77
	1997	P. de terre	160	224	89	153	36	-106
	1998	Orge	48	163	60	166	-42	-27
	1999	P. de terre	116	265	190	165	24	-2
	2000	Orge	75	306	73	58	59	-191
		moyenne		111	192	102	132	18

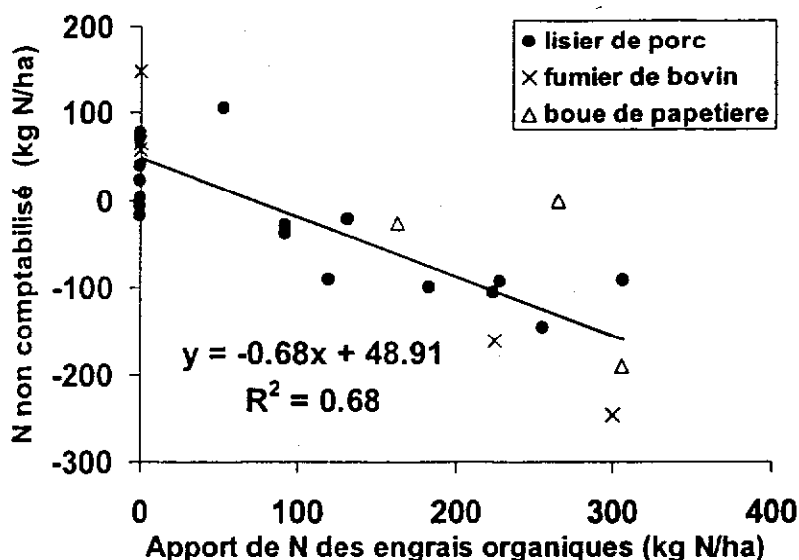


Figure 7: Azote non comptabilisé en fonction des apports de N en provenance des divers apports d'engrais organiques

Une estimation des pertes d'azote liées aux épandages d'engrais organiques (68% de l'azote total épandu) a été incluse dans un deuxième bilan d'azote constitué des valeurs moyennes obtenues sur 5 ans (Tableau 3). Dans tous les champs ayant reçu des engrais organiques, l'azote non comptabilisé au niveau du bilan (volatilisé sous forme d'ammoniaque, dénitrifié ou immobilisé dans le sol) pourrait varier entre 35 et 130 kg N/ha, annuellement. Dans le cas d'épandages fréquents de lisier (champ 4), les pertes non comptabilisées (114 kg N/ha) peuvent ainsi représenter des exportations équivalentes à celles de la récolte (92 kg N/ha) et du lessivage des nitrates (109 kg N/ha).

L'azote produit dans le sol par minéralisation de la matière organique a été estimé à nouveau par différence dans le bilan. Des valeurs positives variant de 29 à 80 kg N/ha ont été estimées dans les champs 2, 3, 4 et 5 sous rotation conventionnelle. Dans le champ 1 sous prairie à la fin du bilan, de l'azote est très probablement immobilisé au niveau des racines et de la biomasse des graminées. Ainsi, après le labour et l'enfouissement d'une prairie, la minéralisation nette d'azote dans les sols sableux pourrait atteindre 55 à 80 kg N/ha (Gasser 2000, Li et al., 1999 ; Simard et N'dayegamiye, 1993). Également de l'azote atmosphérique a probablement été fixé dans la culture de trèfle, ce qui le rend l'estimé de minéralisation encore moins fiable dans le champ 1.

Dans les autres champs, la minéralisation d'azote semble reliée positivement à la teneur en carbone organique et en nitrates dans le sol (Tableau 1). Ainsi, le sol dans le champ 5, aux teneurs les plus élevées en carbone organique et en nitrates a minéralisé davantage d'azote (80 kg N/ha) suivi du champ 2 (52 kg N/ha) avec des teneurs intermédiaires en C.O. et en nitrates et des champs 3 et 4 (29 et 40 kg N/ha, respectivement) avec des plus faibles teneurs en C.O. et nitrates. Il est intéressant de noter que dans le champ 5, où le taux élevé de matière organique conduit à une minéralisation accrue de l'azote, le lessivage des nitrates est des plus importants, tandis que

dans le champ 4, où la paille des céréales est récoltée, et le taux de matière organique est faible, le sol minéralise moins d'azote, mais le lessivage des nitrates est quand même important (Tableau 3).

Tableau 3: Bilan d'azote sous rotations pommes de terre - céréales (kg N/ha) (moyenne sur 5 ans).

Champ	Apports			Exportations			Variation N minéral sol [¶]
	Engrais minéral	Engrais organique	Minéralis. <i>nette</i> [†]	N exporté à la récolte	NO ₃ Lessivé	N non - <i>comptabilisé</i> [†]	
1	54	105	44	89	37	71	5
2	103	74	52	67	91	50	21
3	119	51	29	65	87	35	13
4	113	168	40	92	109	114	6
5	111	192	80	102	132	130	18

†: Valeurs estimées par calcul

¶: Variation de N minéral dans le sol (0-100 cm) entre le début et la fin du bilan au printemps.

Cette situation illustre bien le rôle complexe que peut jouer la matière organique dans le sol. D'un côté, une faible teneur en matière organique dans le sol réduit le pouvoir du sol à immobiliser au niveau des horizons de surface, les nitrates et l'ammonium provenant de la solubilisation des engrais. Ces ions, surtout les nitrates, sont ainsi plus facilement lessivés avec la solution du sol. D'un autre côté, une teneur élevée en matière organique dans le sol peut favoriser une minéralisation accrue de l'azote et aussi conduire à un lessivage accru des nitrates, si l'emploi des engrais azotés n'est pas réajusté suffisamment à la baisse. À la suite de l'enfouissement d'une prairie par exemple, Li et al. (1999) ont obtenu des rendements optimaux de pommes de terre à l'aide de seulement 70 kg N/ha.

L'état de la matière organique dans le sol et son rôle au niveau de la fourniture de l'azote aux cultures devraient donc influencer les recommandations d'azote. Malheureusement, peu d'indicateurs de la fertilité des sols en azote, permettant d'ajuster les besoins en engrais azotés des cultures, ne sont encore couramment utilisés ou ne s'avèrent très efficaces dans la pomme de terre. La teneur en azote minéral dans le sol au printemps est un des indicateurs préconisés pour ajuster les recommandations d'azote aux cultures de pommes de terre (Painchaud, 1997).

Dans nos essais, même si la teneur en nitrate dans le sol à long terme (moyenne sur 5 ans) semble un bon indicateur de la minéralisation de l'azote à long terme (Tableau 1 et Tableau 3), la régression entre les valeurs annuelles d'azote minéralisé estimé par bilan et la teneur en azote minéral mesurée en début de saison dans le sol est peu significative (Figure 8). Même en classant les sols par précédents culturaux, l'azote minéral mesuré dans le sol en début de saison demeure un faible indicateur de la capacité des sols à minéraliser l'azote durant la saison.

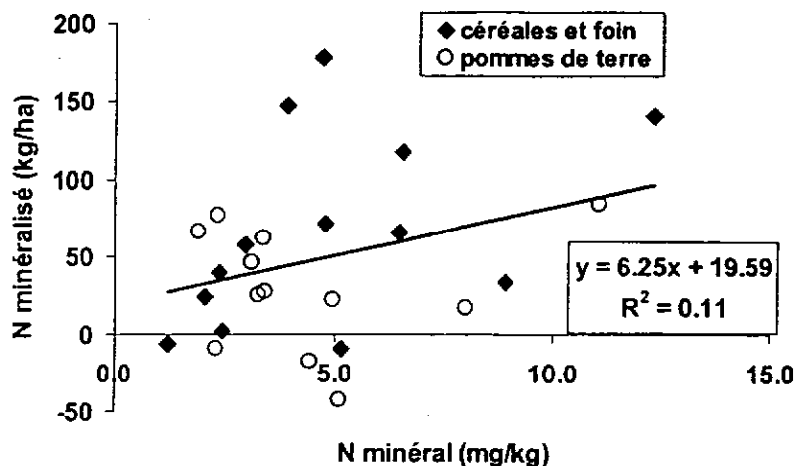


Figure 8 : Relations entre N minéralisé au champ et l'azote minéral ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) dans le sol au printemps (0-30 cm) en fonction de 2 types de précédents cultureux.

De fortes variations inter-annuelles enregistrées au niveau de la teneur en azote minéral dans le sol au printemps pourraient expliquer la relation mitigée enregistrée entre l'azote minéral et l'azote minéralisé. De fait, la teneur en azote minéral dans le sol est fortement influencée par les conditions climatiques et le lessivage qui prévalent avant la prise de l'échantillon au printemps. Ainsi, à cause de ces facteurs, la teneur en azote minéral demeure un piètre indicateur du potentiel de minéralisation de l'azote dans les sols sableux.

Or, en regard des résultats présentés au Tableau 3, l'efficacité fertilisante des engrais doit être améliorée afin de réduire les pertes en azote du système (lessivage des nitrates et volatilisation de l'ammoniaque). Sous rotations conventionnelles avec apports de lisiers (champs 2 à 5), entre 35 et 44% de l'azote apporté au sol (engrais + minéralisation) est lessivé, tandis qu'entre 17 et 36% de cet azote est soit volatilisé, immobilisé ou dénitrifié selon les apports de lisiers effectués. Finalement, l'azote exporté avec les récoltes dans ces systèmes de cultures représente entre 27 et 32% de l'azote généré à la surface du sol (engrais + minéralisation). Une meilleure gestion de l'épandage des lisiers peut conduire à des réductions d'émissions d'ammoniaque, mais le lessivage des nitrates ne peut être réduit que par une amélioration des exportations d'azote avec la récolte ou par une réduction des apports en azote au système.

Plusieurs indicateurs de la fertilité en azote au niveau de la plante (lecteur de chlorophylle ou de nitrate) ont également été proposés pour ajuster la fertilisation azotée au besoin de la pomme de terre et selon les conditions saisonnières (Coulombe 2001). La technique proposée par ce dernier auteur consiste à réduire significativement la fertilisation azotée à la plantation (60 à 80 kg N/ha), afin de bénéficier d'une plus large marge de manœuvre pour réajuster les besoins en engrais, avec une ou deux autres applications en cours de saison. L'utilisation de petites parcelles surfertilisées et d'une lecture de la chlorophylle permet de réévaluer en cours de saison les besoins en engrais de la plante. Des réductions de 20 kg N/ha en engrais par rapport à la régie habituelle du producteur, sans baisses de rendement ou de qualité semblent facilement réalisables.

3.4 Variations des propriétés chimiques des sols

Quelques propriétés chimiques des sols (carbone organique, azote total; nitrates et ammonium extrait au KCL 2N; phosphore, potassium, aluminium extrait au Mehlich 3) ont été mesurées annuellement au printemps avant les semis afin d'examiner si ces propriétés évoluent à long terme. Ces propriétés ont été analysées par champ et par précédents culturaux (pommes de terre versus céréales et foin) et selon deux profondeurs échantillonnées dans le sol (0-15, 15-30 cm). L'effet des précédents culturaux sur la plupart des propriétés n'était pas significatif. Quelques variations au cours des années ont été observées.

La Figure 9 illustre comment la teneur en carbone organique (CO) a évolué durant les 5 années de suivi sous ces cultures à la surface du sol (0-15 cm). Alors que l'effet des précédents culturaux (pommes de terre versus céréales et foin) n'affecte pas la teneur en CO mesurée au printemps de l'année suivante, l'effet de travailler régulièrement le sol réduit significativement la teneur en carbone organique à la surface du sol (0-15 cm), mais pas dans la couche inférieure (15-30 cm). Cette diminution dans la couche supérieure correspond à des pertes annuelles de l'ordre de 4% de la teneur en matière organique, soit des pertes très supérieures à la valeur de 2% généralement attribuée à l'oxydation de la matière organique dans les sols sableux.

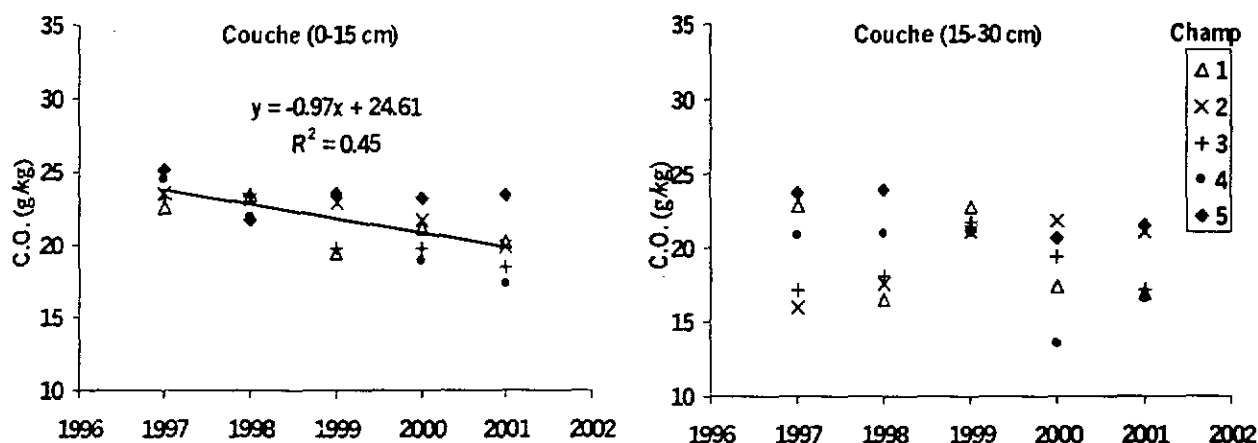


Figure 9: Évolution de la teneur en carbone organique, à 2 profondeurs dans le sol et dans 5 champs.

Les sols à l'étude sont pour la plupart régulièrement travaillés à l'automne, soit avec un chisel ou une charrue à disques déportés. Le travail répété du sol en profondeur pourrait entraîner une dilution de la matière organique vers les horizons inférieurs et ainsi expliquer une disparition importante de la matière organique à la surface de ces sols. Toutefois, dans la profondeur inférieure (15-30 cm), aucune accumulation de carbone organique n'est détectée.

La teneur en azote total dans le sol est normalement intimement liée à la teneur en carbone organique ou la matière organique du sol, puisque la majorité de cet azote est sous forme organique. L'azote minéral (nitrates et ammonium) représente une infime partie de l'azote total

dans ces sols (moins de 1%) (Figure 10). À l'inverse du carbone organique, l'azote total a légèrement augmenté en 1998 après une année relativement sèche (1997), pendant laquelle peu de nitrates avaient été lessivés. Comme pour le carbone organique, les teneurs en azote total et en nitrates les plus élevées ont été mesurées dans le champ 5 où la minéralisation de l'azote était la plus élevée.

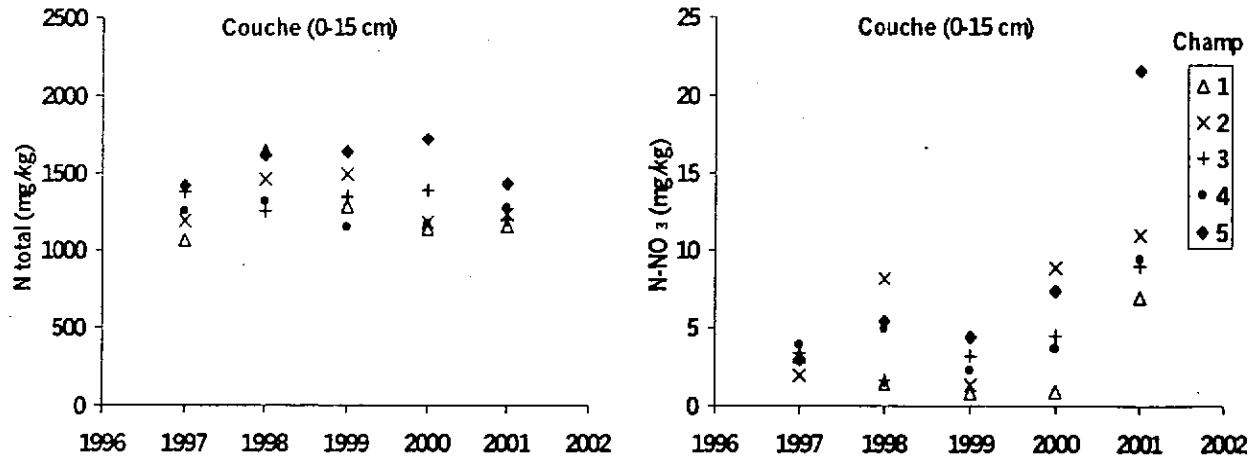


Figure 10 : Teneurs en N total et en nitrates dans la profondeur de sol 0-15 cm.

Par contre, au niveau des teneurs en nitrates, de larges variations inter annuelles peuvent résulter des conditions climatiques et de lessivage qui ont prévalu avant l'échantillonnage des sols. Ainsi, comme mentionné précédemment, la teneur en nitrates dans les sols sableux peut être un piètre indicateur de la capacité du sol à fournir de l'azote minéral en raison de sa grande mobilité et de sa faible valeur par rapport à l'azote potentiellement minéralisable. Comme pour le carbone organique, les teneurs en nitrates ne sont pas significativement influencées par les divers précédents culturaux. À l'inverse, les teneurs en ammonium (NH₄) sont parmi les seules propriétés qui semblent affectées par les précédents culturaux, soit des teneurs plus importantes à la suite des céréales et des prairies comparativement aux pommes de terre dans la profondeur 0-15 cm (P<0.10) et la profondeur 15-30 cm (P<0.01). Les sols sous prairie (champ 1) semblent à cet effet plus riches en ammonium.

Même si en moyenne certains champs sont plus riches que d'autres en potassium échangeable (K extrait au Mehlich 3) (Tableau 1), aucun effet des précédents culturaux ou temporel n'a été observé (Figure 11). Comme pour le potassium, si certains champs semblent plus riches en phosphore échangeable (P extrait au Mehlich 3), comme le champ 1 sous prairie en fin de rotation (Tableau 1), aucun effet du temps ou des précédents culturaux n'a été détecté (Figure 11). Par ailleurs, les apports répétés de lisiers sur les champs 2 et 4 ne semblent pas non plus entraîner des augmentations de P disponible, dans aucun des horizons de surface (0-15, 15-30 cm), ni même l'indice de saturation du sol en phosphore (P/Al Mehlich 3) (Figure 11). Des sols n'ayant reçu que des apports de fumier de bovin (champ 1) ou le plus faible apport de lisier (champ 3) possèdent au contraire des indices de saturation du sol en phosphore supérieurs (Tableau 1).

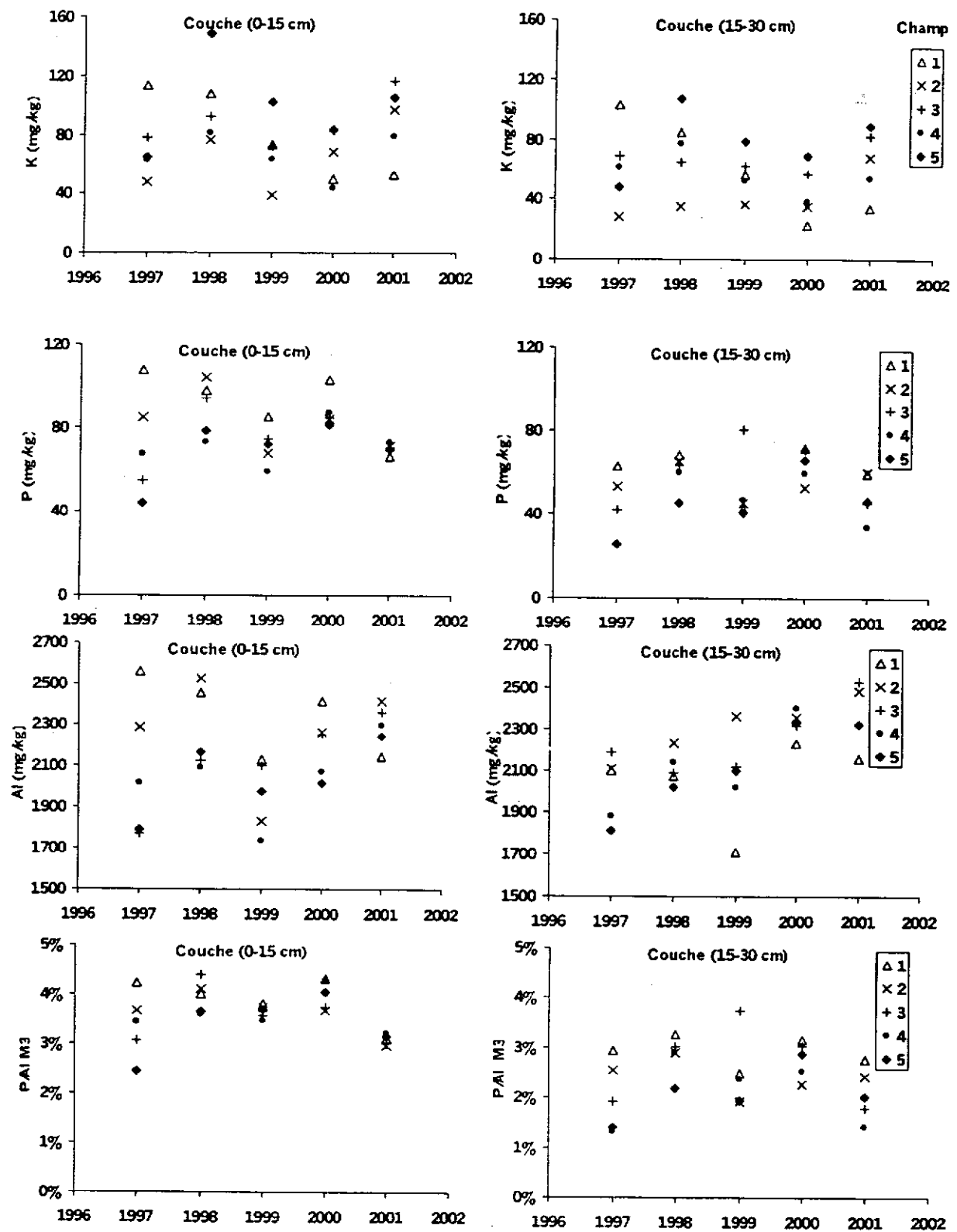


Figure 11: Évolution de la teneur en K, P, Al et l'indice de P/AI (Mehlich 3) à 2 profondeurs dans le sol et dans 5 champs.

3.5 Migration du phosphore dans les sols sableux

Les sols podzolisés tels que les sols sableux cultivés dans la région de Portneuf possèdent une capacité très élevée à fixer le phosphore minéral évoluant dans l'eau du sol (principalement l'orthophosphate H_2PO_4^- à pH 5,5). La présence d'importantes quantités d'oxydes de fer et d'aluminium dans le profil de sol, confère aux podzols cette forte capacité à fixer certains anions comme les orthophosphates. Vézina et al. (2000) ont par ailleurs documenté la capacité de fixation du phosphore (établie à partir de l'aluminium extrait au Mehlich 3) de tous les sols répertoriés dans l'Inventaire des problèmes de dégradation des sols du Québec (Tabi et al., 1990). Comme les teneurs en aluminium échangeable (Al extrait au Mehlich 3) des sables Morin et Pont-Rouge sont parmi les plus élevées (2000 mg/kg) (Figure 11) de tous les sols répertoriés dans cet inventaire, ces sols possèderaient l'une des plus fortes capacités à fixer le phosphore.

Le rapport P/Al (extraits au Mehlich 3) est aussi un indice de l'état de saturation des sols en phosphore libre ou échangeable. Un rapport inférieur à 5% indique généralement un sol faiblement saturé. La diminution du rapport P/Al entre la profondeur 0-15 cm et la profondeur 15-30 cm dans les sables de Portneuf (Figure 11); passant de 3,6% en moyenne à 2,4%, est liée à la réduction de la teneur en phosphore échangeable (Mehlich 3) dans l'horizon sous jacent de 15-30 cm. Cette diminution en profondeur illustre par ailleurs la très forte capacité de fixation de ces sols.

Même si le phosphore échangeable est relativement bien retenu à la surface dans ces types de sol, certaines formes de phosphore, des formes organiques entre autres, pourraient migrer dans le profil de sol vers les eaux souterraines ou vers les eaux de drainage par des voies préférentielles (Beauchemin et al., 1998 ; Rivest et Leduc, 1998).

Rivest et Leduc (1998) cité dans Giroux et Enright (2001) ont mesuré dans la région de Saint-Hyacinthe un enrichissement en P dans les couches inférieures de certains sols de textures grossières et de conductivité hydraulique excessive. Le critère de 30 μg P-total /l est souvent dépassé de 2 à 3 fois dans les eaux de drainage sans pouvoir relier les concentrations mesurées aux pratiques de fertilisation, ni à la richesse du sol en phosphore. Les auteurs concluent que le risque serait davantage associé aux propriétés physiques des sols (forte conductivité hydrique et écoulements préférentiels).

La présence d'orthophosphate (P- PO_4) et de P total a été détectée dans les eaux de drainage des lysimètres drainant, mais à des concentrations relativement faibles comparativement aux valeurs mesurées par d'autres auteurs dans des eaux de drainage de drain agricole (Beauchemin et al., 1998 ; Giroux et Enright, 2001). La Figure 12a et la Figure 12b illustrent respectivement les distributions percentiles des concentrations de P- PO_4 et de P-total en fonction des volumes d'eau drainés, sous les différentes cultures suivies dans Portneuf. De façon générale, les concentrations en phosphore dans les eaux drainées semblent peu affectées par les cultures. Ces distributions nous indiquent cependant que pour près de 80% de l'eau drainée dans ces sols, les concentrations en P-total sont inférieures au critère de 30 μg P-total/l, tandis que les concentrations en orthophosphates (P- PO_4) seraient inférieures à ce critère dans 95% des volumes d'eau drainés.

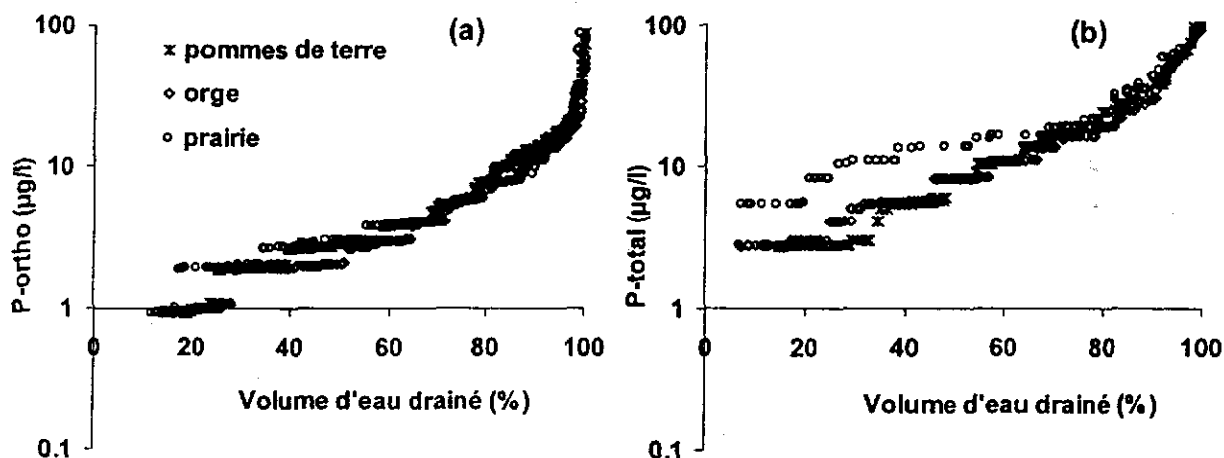


Figure 12 : Distribution percentile des concentrations d'orthophosphates (a) et de P-total (b) dans les eaux de lysimètres drainants sous trois cultures.

Afin de comparer l'effet du sol sur le lessivage des macro-éléments N et P dans les eaux de drainage, les niveaux 50 et 90% des distributions percentiles obtenues par Giroux et Enright (2001) dans des drains agricoles sur un loam limoneux Lebras (gleysol) ont été comparées aux même niveaux de distributions obtenues sur les lysimètres drainant sur podzol (Tableau 4).

Tableau 4 : Concentrations en nitrates (N-NO₃), en ammonium (N-NH₄) et en P total correspondant à un niveau de 50% et 90% de la distribution en rang percentile des teneurs en eaux des drains souterrains

Sol Culture	N-NO ₃ (mg/l)		N-NH ₄ (mg/l)		P total (µg/l)	
	50 %	90 %	50 %	90 %	50 %	90 %
Loam limoneux Lebras (gleysol) (Giroux et Enright, 2001)						
Prairie mixte	3	6	0.03	0.19	25 [†]	105
Orge	5	10	0.01	0.08	25	67
Maïs-grain	7	15	0.04	0.14	28	85
Sables Morin et Pont-Rouge (podzol) (Portneuf)						
Prairie mixte	2	8	0.03	0.06	14	43
Orge	17	45	0.04	0.16	8	30
Pommes de terre	24	58	0.04	0.19	8	38

Giroux et Enright (2001) ont rapporté des valeurs de P total dissous.

Une mise en garde s'impose toutefois lors de la comparaison de telles distributions de concentrations, puisque les dispositifs de mesure (lysimètres drainant versus drains agricoles) diffèrent en terme de fonctionnement. Les drains agricoles fonctionnent lorsque la nappe est suffisamment élevée pour alimenter les drains ou lorsque de l'eau se rend directement au drain par écoulement préférentiel. Lorsque la nappe est trop basse en été, l'eau peu migrer dans le profil

sans emprunter les drains ou encore rejoindre les drains par voies préférentielles. Les lysimètres drainant recueillent au contraire toute l'eau qui s'écoule sous les racines des cultures à 1 m dans le sol, que ce soit par voies préférentielles ou non. Finalement, les drains agricoles ont un impact principalement sur les eaux de surface. Ils permettent donc de mesurer des concentrations d'éléments qui vont affecter les eaux de surface, tandis que les lysimètres drainants permettent d'analyser la chimie de l'eau qui alimente les eaux souterraines.

Malgré la divergence au niveau du fonctionnement de ces dispositifs de mesure, la comparaison de ces distributions de concentrations devrait renseigner sur la manière dont agissent les sols pour filtrer et retenir les différents nutriments en fonction des cultures ou des pratiques culturales. Ainsi, les eaux de drainage dans les podzols sont particulièrement moins chargées en P total, comparativement aux eaux dans les drains agricoles sous gleysol, que ce soit pour 50 ou 90 % des eaux de drainage (Tableau 4). La capacité de fixation du phosphore par les podzols non drainés semble donc très efficace pour retenir à la fois les orthophosphates et les autres formes de phosphore organique ou particulaire.

En ce qui a trait à l'azote, les concentrations de nitrates sont beaucoup plus élevées dans les eaux de drainages sous podzols, comparativement au gleysol. Alors que les prairies produisent des distributions de concentrations de nitrates relativement faibles sous podzol ou gleysol, des cultures annuelles tel l'orge ou la pomme de terre produisent des augmentations de concentrations de nitrates très importantes dans les sables podzolisés. Les distributions des concentrations d'ammonium ($N-NH_4$) sont par contre relativement constantes d'un type de sol à l'autre ou d'une culture à l'autre. Le critère de qualité pour une eau brute destinée à la consommation humaine étant de 0,5 mg/l de $N-NH_4$, la plus grande proportion des eaux de drainage mesurée dans ces études était inférieure à ce critère.

Ainsi, la nature excessivement poreuse et perméable des sables podzolisés favorise le lessivage des anions faiblement retenus ou fixés sur les complexes d'aluminium et de fer, comme le nitrate ou le chlore. Par contre, ces complexes d'échanges semblent particulièrement efficaces pour retenir les orthophosphates et empêcher la migration du phosphore (P total) dans l'eau des sols fortement podzolisés. En conclusion, dans ces types de sables et dans les conditions actuelles de régie d'épandage des engrais de ferme et de fertilisation, l'azote demeure le macro-élément le plus à risque en terme d'impact sur la qualité de l'eau souterraine ou sur la pollution diffuse. Par ailleurs, en plus des impacts au niveau des nitrates, le gestionnaire des épandages d'engrais de ferme doit également considérer les risques de contaminer les ouvrages de captage en eaux souterraines avec des organismes pathogènes. Avec l'emphase de la politique actuelle sur la prise en compte du phosphore au niveau des plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF), il ne faudrait pas négliger l'impact de l'azote sur la qualité des eaux souterraines dans les sols excessivement poreux.

4. CONCLUSION

Cette étude a permis de dresser un portrait sur le devenir de l'azote des engrais dans les sols sableux cultivés en pommes de terre et en céréales. L'usage de lysimètres drainant a été particulièrement utile pour caractériser l'importance du lessivage des nitrates dans ces types de sol et pour réaliser des bilans d'azote plus complet. Plusieurs études antérieures avaient déjà démontré que les cultures fertilisées intensivement en azote, sur ces sols sableux, pouvaient engendrer des pertes importantes en nitrates. La présente étude a permis de quantifier ce processus sous les conditions du Québec et de le remettre en contexte parmi les autres éléments du bilan d'azote.

Ainsi, sous les champs cultivés en pommes de terre et en céréales avec des apports en engrais organique (champs 2 à 5), l'azote généré à la surface du sol (apport d'engrais minéraux + engrais organique + minéralisation du sol) totalise entre 200 et 380 kg N/ha. L'azote prélevé par les plantes qui est exporté du champ varie annuellement de 65 à 100 kg N/ha et représente en moyenne 29% de l'azote généré à la surface du sol. L'azote lessivé sous forme de nitrates varie dans ces champs de 90 à 130 kg N/ha et représente en moyenne 38% de l'azote généré à la surface du sol. Les quantités de nitrates lessivés dans la rotation conventionnelle pommes de terre-céréales avec engrais organiques sont donc importantes. L'azote minéralisé dans les sols a été estimé par différence dans le bilan, après avoir estimé les pertes d'azote reliées à l'usage des lisiers de porc. L'azote minéralisé dans ces champs pourrait contribuer de 30 à 80 kg N/ha annuellement, tandis que les pertes non-comptabilisées d'azote reliées aux apports d'engrais organiques pourraient représenter de 35 à 130 kg N/ha, soit 68% du contenu en azote total des engrais organiques.

L'installation d'une prairie dans le champ 1 a considérablement réduit le lessivage des nitrates à des concentrations sous la norme généralement acceptée pour l'eau potable. Ce type de végétation est donc plus apte qu'une culture annuelle à filtrer les nutriments dans le sol, ainsi qu'à protéger les ouvrages de captage d'eau souterraine et les cours d'eau, dans le cas de bandes riveraines. En revanche, l'azote immobilisé dans la prairie au niveau de la biomasse est remis en disponibilité lors de son enfouissement et constitue un apport non-négligeable en azote à la culture subséquente.

En comparant les différents champs à long terme, la minéralisation de l'azote est par ailleurs reliée à la richesse du sol en matière organique (carbone organique, azote total) et à la teneur en nitrates au printemps. Par contre, les variations annuelles et la variabilité liée à l'analyse rendent ces propriétés peu fiables pour prédire les besoins en azote des plantes à court terme. Ainsi, mis à part le champ 1 qui devrait minéraliser d'importante quantité d'azote au moment de l'enfouissement de la prairie, le champ 5 suivi du champ 2 qui sont les plus riches en matières organiques et en azote, minéraliseraient davantage d'azote. Ces champs pourraient éventuellement bénéficier d'une réduction de la fertilisation azotée, dans la mesure où quelques essais avec doses réduites en azote valideraient ces résultats.

Des indicateurs au niveau de la plante (lecteur de chlorophylle et de nitrate) permettant d'identifier des niveaux de suffisance en azote lors d'un apport fractionné en cours de saison, ainsi que l'utilisation d'engrais à libération contrôlée sont également des avenues proposées pour réduire la fertilisation azotée dans la pomme de terre. Finalement, toute réduction des apports en engrais azotés à des niveaux qui permettent de maintenir les rendements et la qualité de la production devrait être favorisée.

Du côté du phosphore, les analyses de sols et d'eaux de drainage ont mis en perspective la très haute capacité de ces sols à fixer le phosphore par rapport à d'autres sols cultivés, alors qu'à l'inverse, les nitrates sont très faiblement retenus, plus particulièrement sous les cultures annuelles. Si l'objectif de la réalisation des plans agroenvironnementaux de fertilisation (PAEF) est de réduire la pression sur l'environnement, l'azote devrait davantage faire l'objet d'un suivi dans ces types de sols. Cette étude démontre qu'il y a des pertes importantes en azote, mais qu'il y a des conditions variables de fourniture du sol en azote qui pourraient permettre d'ajuster à la baisse la fertilisation azotée. De même, l'usage des engrais de ferme pourrait être amélioré, par exemple, en enfouissant plus rapidement les lisiers au printemps pour diminuer les pertes et augmenter leur valeur fertilisante, permettant ainsi de réduire les apports en engrais minéraux.

REMERCIEMENTS

Cette recherche a été subventionnée par le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada, le Conseil Canadien du Porc et la Fédération des producteurs de porcs du Québec.

Des remerciements sont adressés à M.H. April, É. Assoumou, É. Cormier, K. Drouin, M. Lambert, D. N'Sengiyumva, G. Thériault, D. Tse Bi Tra et D. Vallières pour leur assistance.

Finalement, nous aimerions féliciter la participation de tous les producteurs agricoles impliqués au niveau de ce projet.

RÉFÉRENCES

- Beauchemin, S., Simard R.R. et D. Cluis. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.* 22 : 141-147.
- Beckwith, C.P. Cooper, J. Smith, K.A. et Shepherd, M.A. 1998. Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping. I. Effects of application time, manure type, overwinter crop cover and nitrification inhibition. *Soil Use Manage.* 14: 123-130.
- Cameron, D.R., De Jong, R. et Chang, C. 1978. Nitrogen inputs and losses in tobacco, bean and potato fields in a sandy watershed. *J. Environ. Qual.* 7: 545:550.
- Coulombe, J. 2001. Validation de différents outils de gestion pour la fertilisation azotée de la pomme de terre Colloque sur la pomme de terre: La recherche au service des producteurs, tenu le 2 novembre 2001, à Québec. CRAAQ. 32 p.
- C.P.V.Q. 1988. Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux. Agdex 533. Conseil des productions végétales du Québec.
- Gasser, M.O. 2000. Transformation et transfert de l'azote dans les sols sableux cultivés en pommes de terre (*Solanum tuberosum* L.). Thèse de Doctorat (Ph.D.). Université Laval, Sainte-Foy. 200 p.
- Gasser, M.O., Caron, J. Laverdière, M.R. et Lagacé, R. 2001. Solute transport modeling under cultivated sandy soils and transient water regime. (Soumis à *J. Environ. Qual.*)
- Gasser, M.O. et Laverdière, M.R. 2000. Influence des facteurs de production sur la régie de la fertilisation azotée de la pomme de terre. pp 197-217 in R. Landry et P. Levallois, éd. Agriculture intensive et écosystèmes régionaux: du diagnostic aux interventions. Les Presses de l'Université Laval, Québec. 262 p.
- Giroux, I. 1995. Contamination de l'eau souterraine par les pesticides et les nitrates dans les régions de culture de pommes de terre. Campagnes d'échantillonnage 1991-1992-1993. MEF. Direction des écosystèmes aquatiques. Envirodoc EN950125. 62 p.
- Giroux, M. et Enright, P. 2001. Concentrations et charges d'azote et de phosphore perdues dans les drains souterrains. Colloque sur l'agroenvironnement, tenu le 21 et 22 novembre 2001, à Drummondville. CRAAQ.
- Giroux, M., Côté, D. et Morin, R. 2000. Effets des doses et des périodes d'épandages du lisier de porc sur le rendement du canola et l'efficacité fertilisante de l'azote. *Agrosol.* 11: 66-74.
- Greenwood, D.J. Neeteson, J.J. et Draycott, A. 1985. Response of potatoes to N fertilizer : Quantitative relations for components of growth. *Plant Soil.* 85: 63-83.
- Hill, A.R. 1986. Nitrate and chloride distribution and balance under continuous potato cropping. *Agric. Ecosystems Environ.* 15: 267-280.

- Li, H. Parent, L.É. Tremblay, C. et Karam, A. 1999. Potato response to crop sequence and nitrogen fertilization following sod breakup in a gleyed humo-ferric podzol. *Can. J. Plant Sci.* 79: 439-446.
- Lind, A.M., Debosz, K.K. et Maag, M. 1995. N-Balance for mineral N on spring barley cropped sandy loam and coarse sandy soil with mineral and organic fertilizers. *Acta Agric. Scand. Sect. B Soil and Plant Sci.* 45: 39-50.
- Painchaud, J. 1997. La gestion de l'azote dans les pommes de terre. Colloque sur la pomme de terre: Cultiver la précision, tenu le 31 octobre 1997. Conseil des productions végétales du Québec inc. 110 p.
- Prunty, L., et Greenland, R. 1997. Nitrate leaching using two potato-corn N-fertilizer plans on sandy soil. *Agric. Ecosys. Envir.* 65:1-13.
- Raymond, R., Laflamme, G. et Godbout, G. 1976. Pédologie du Comté de Portneuf. *Bulletin technique no 18.* Ministère de l'Agriculture du Québec.
- Rivest, R. et P. Leduc. 1998. Évaluation du risque de pollution diffuse associé au phosphore des sols classés excessivement riches. MAPAQ et Soc. Agr. du comté de Sainte Hyacinthe. 67 p.
- Saffigna, P.G., Keeney, D.R et Tanner, C.B. 1977. Nitrogen, chloride and water balance with irrigated Russet Burbank potatoes in a sandy soil. *Agron. J.* 69:252-257.
- Shepherd, M.A. et Lord, E.I. 1996. Nitrate leaching from a sandy soil: the effect of previous crop and post-harvest soil management in an arable rotation. *J. Agric. Sci. (Camb.)* 127: 215-229.
- Simard, R.R. et N'dayegamiye, A. 1993. Nitrogen and mineralization of meadow soils. *Can. J. Soil Sci.* 73: 27-38.
- Sommer, S.G., et Jacobsen, O.H. 1999. Infiltration of slurry liquid and volatilization from surface applied pig slurry as affected by soil water content. *J. Agric. Sc.* 132: 297-303.
- Thomsen, I.K., Hansen, J.F. Kjellerup, V. et Christensen, B.T. 1993. Effects of cropping system and rates of nitrogen in animal slurry and mineral fertilizer on nitrate leaching from a sandy soil. *Soil Use Manage.* 9: 53:58.
- Tran, T.S. et Giroux, M. 1991a. Effects of N rates and harvest dates on the efficiency of ¹⁵N-labelled fertilizer on early harvested potatoes (*Solanum tuberosum* L.). *Can. J. Soil Sci.* 71: 519-532.
- Tran, T.S. et Giroux, M. 1991b. Fertilisation (¹⁵N) de la pomme de terre de primeur selon les dates de récoltes. *Agrosol.* 4: 20-29.
- van Bochove, E. et Jones, H.G. 1997. Winter fluxes of greenhouse gases from snow-covered agricultural soil: intra-annual and interannual variations. *Global biogeochemical cycles*, Washington, DC: American Geophysical Union, 14 (1): 113-125.

- Vésina, L., Carrier, D., Giroux, M., Rompré, M., Laflamme, G. et Moreau, A., 2000. Proposition de regroupement des sols du Québec selon leur capacité de fixation du phosphore en relation avec leurs caractéristiques pédologiques. *Agrosol*. 11: 15-39.
- Webb, J., Sylvester-Bradley, R. et Seeney, F.M. 1997. The effect of site and season on the fate of nitrogen residues from root crops grown on sandy soils. *J. Agric. Sci. (Camb.)* 128: 445-460.
- Weslien, P., Klemedtsson, L. Svensson, L. Galle, B. Kasimir-Klemedtsson, A. et Gustafsson, A. 1998. Nitrogen losses following application of pig slurry to arable land. *Soil Use Manage.* 14: 200-208.