

**EFFETS COMPARATIFS DE DIFFÉRENTES CULTURES
ET MODES DE FERTILISATION SUR LA TENEUR EN
NITRATES DANS LES SOLS EN FIN DE CULTURE
ET DANS LES EAUX DE DRAINAGE SOUTERRAIN**



ISBN 2-922851-09-5

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Canada, 2001

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Québec, 2001

EFFETS COMPARATIFS DE DIFFÉRENTES CULTURES
ET MODES DE FERTILISATION SUR LA TENEUR EN
NITRATES DANS LES SOLS EN FIN DE CULTURE
ET DANS LES EAUX DE DRAINAGE SOUTERRAIN

SITE DE SAINT-LAMBERT-DE-LAUZON



Préparé par :

Alain Berrouard, stagiaire, IRDA
Marcel Giroux, agr., M. Sc., IRDA
Michel Blackburn, prof., Ph. D., Université Laval

En collaboration avec:

Luc Vézina, agr., M. Sc., directeur adjoint, MAPAQ
Raynald Royer, tech. agricole principal, IRDA

Novembre 2001

Objectifs poursuivis

L'Observatoire de la qualité des sols est un réseau de sites protégés, établis et maintenus à long terme dans plusieurs régions agricoles du Québec. Ses objectifs sont de suivre l'évolution de la qualité des sols cultivés sous l'influence des activités agricoles incluant principalement les régies et les systèmes culturaux. L'étude consiste pour l'essentiel dans la prise régulière de mesures permettant d'évaluer les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol, les rendements, la qualité et la composition chimique des récoltes ainsi que l'effet sur l'environnement, notamment sur la qualité de l'eau.

La connaissance des changements des caractéristiques du milieu dans le temps permet de juger de la valeur et de la durabilité des systèmes agricoles et d'apporter au besoin les correctifs appropriés. C'est l'objectif poursuivi par ce projet.

Diffusion des résultats

Les résultats de ces études sont publiés dans les cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols agricoles du Québec. Il s'agit d'une collection de plusieurs numéros faisant état des changements survenus selon les traitements appliqués aux différents sites de l'Observatoire.

Michel Rompré

coordonnateur du réseau de l'Observatoire de la qualité de sols agricoles du Québec

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX.....	6
LISTE DES FIGURES.....	6
RÉSUMÉ.....	7
INTRODUCTION.....	9
Le travail du sol et les pertes de N-NO ₃ par le réseau de drainage.....	10
Effets des cultures sur l'exportation de N-NO ₃ aux drains.....	12
Effets de la fertilisation azotée sur les reliquats et les pertes de N-NO ₃	13
Influence du type de sol.....	14
Importance relative des pertes automnales et conditions météorologiques	14
OBJECTIFS DU PROJET	15
MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE.....	15
Description générale des sites.....	16
RÉSULTATS ET DISCUSSION : OBSERVATOIRE ST-LAMBERT-DE-LAUZON.....	18
CHAMP 35	
Relation N-NO ₃ dans le sol à l'automne en fonction de la culture et du mode de fertilisation	18
Relation N-NO ₃ aux drains vs fumures, cultures et teneurs dans les sols.....	20
CHAMP 58	
Relation N-NO ₃ dans le sol à l'automne en fonction de la culture et du mode de fertilisation	25
Relation N-NO ₃ aux drains vs fumures, cultures et teneurs dans les sols.....	26
CONCLUSION ET BILAN DE L'OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DES SOLS DE ST-LAMBERT-DE-LAUZON.....	31
REMERCIEMENTS.....	33
RÉFÉRENCES.....	35

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.	Doses des engrais appliqués dans le champ 35.....	17
Tableau 2.	Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 35.....	17
Tableau 3.	Doses des engrais appliqués dans le champ 58.....	17
Tableau 4.	Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 58.....	18
Tableau 5.	Analyse de variance de l'effet de la fertilisation sur le reliquat de N-NO ₃ sur un mètre de sol en kg/ha.....	19
Tableau 6.	Concentrations et pertes N-NO ₃ du champ 35 en fonction du mode de fertilisation.....	20
Tableau 7.	Analyse de variance de l'effet des années en fonction du reliquat de N-NO ₃ sur un mètre de sol en kg/ha.....	21
Tableau 8.	Concentrations et pertes N-NO ₃ du champ 58 en fonction du mode de fertilisation.....	29
Tableau 9.	Analyse de variance des pertes N-NO ₃ dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de fertilisation.....	29
Tableau 10.	Analyse de variance des pertes N-NO ₃ dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de culture.....	30

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Charges N-NO ₃ (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 35.....	19
Figure 2	Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO ₃ résiduelle dans le profil du sol selon les cultures.....	19
Figure 3	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 1997.....	21
Figure 4	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 1998.....	22
Figure 5	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 1999.....	22
Figure 6	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 2000.....	23
Figure 7	Concentrations N-NO ₃ dans l'eau de drainage selon les années.....	23
Figure 8	Charges N-NO ₃ aux drains en fonction de la charge dans le sol en 1997 et en 2000 (champ 35).....	24
Figure 9	Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO ₃ résiduelle dans le profil de sol selon les cultures.....	25
Figure 10	Charges N-NO ₃ (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 58.....	26
Figure 11	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 1997.....	27
Figure 12	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 1998.....	27
Figure 13	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 1999.....	28
Figure 14	Cumulatif des charges N-NO ₃ et des volumes d'eau drainés en 2000.....	28
Figure 15	Concentrations N-NO ₃ dans l'eau de drainage selon les années.....	30
Figure 16	Charges N-NO ₃ aux drains en fonction de la charge N-NO ₃ résiduelle dans le sol en 1997, 1998 et 2000 (champ 58).....	31
Figure 17	Charges N-NO ₃ aux drains en fonction de la dose d'azote total appliquée dans les champs 35 et 58.....	32

Effets comparatifs de différentes cultures et modes de fertilisation sur la teneur en nitrates dans les sols en fin de culture et dans les eaux de drainage souterrain

Pour les deux champs de l'Observatoire, certains faits ont été observés permettant de faire quelques généralités. Tout d'abord, les pertes de nitrates aux drains sont influencées par la dose d'azote appliquée lors de la saison culturale. Plus la dose appliquée sera élevée, plus les pertes N-NO₃ auront tendance à être élevées. Pour cette raison, il est très important d'effectuer des analyses de fumier ou de lisier avant un épandage. À dose constante de 25 t/ha dans le champ 35, l'azote total appliqué a varié de 69,6 à 189 kg/ha pour le fumier de bovins laitiers. Il en est de même pour le lisier de porcs qui a varié de 86 à 149 kg/ha pour une dose appliquée de 30 m³/ha. La fertilisation du champ 58 a montré des variations du même ordre.

La relation entre la charge N-NO₃ dans le sol et la charge automnale dans l'eau de drainage pour les quatre années du cycle dans chacun des deux sites a été établie. Dans le champ 35, en rotation orge grainée-prairie-luzerne-mil (3 ans), une corrélation $r = 0,89$ a été obtenue entre ces deux paramètres alors que dans le champ 58, en rotation canola-maïs-grain-maïs-grain-orge, une corrélation $r = 0,69$ a été mesurée. Pour les deux champs confondus, la relation entre la charge N-NO₃ aux drains et la charge dans les sols est $r = 0,63$. L'influence des cultures est très présente. La relation charge dans le sol-charge aux drains semble se regrouper par domaine distinct selon le type de culture. Les résultats nous indiquent que le maïs est plus sensible aux pertes que l'orge (grainée ou non) et le canola qui occupent le même domaine. Les prairies mixtes ont montré le moins de pertes et occupent un domaine à part. L'ordre d'importance des reliquats de N-NO₃ à l'automne a été : prairie < canola ≈ orge < maïs, soit le même que celui observé pour les pertes aux drains.

Pour la période automnale étudiée, les pertes moyennes de N-NO₃ ont été de 2,4 kg/ha pour les prairies, de 3,85 kg/ha pour le canola, de 4,67 kg N/ha pour l'orge et de 13,87 kg/ha pour le maïs. Le mode de fertilisation exerce également un effet sur la concentration et la charge de N-NO₃ perdues aux drains. Par ordre croissant, pour les prairies, elles varient selon : engrais minéraux < fumier de bovins < fumier de poules < lisier de porcs. Pour les cultures commerciales l'ordre est le suivant : engrais minéraux < fumier de bovins < lisier de porcs. Il faut cependant noter que la quantité totale d'azote appliquée n'est pas la même pour tous les modes de fertilisation et que c'est ce facteur qui doit d'abord être considéré pour expliquer les concentrations et les charges aux drains. Le carottage des sols est donc une méthode fiable pour déterminer un risque de perte potentiel de nitrates associé aux cultures et aux modes de fertilisation. Ce risque va varier selon les types de sols.

INTRODUCTION

Suite au suivi de la qualité de l'eau des rivières effectué en milieu agricole, on a trouvé que le phosphore et l'azote ammoniacal sont les deux paramètres les plus souvent en excès. Les critères pour la qualité de l'eau de ces deux paramètres sont 30 µg/l P et 0,5 mg/l N-NH₄. Pour les nitrates (N-NO₃) le seuil est plus élevé avec 10 mg/l N-NO₃. Les rivières du Québec respectent ce critère en milieu agricole grâce notamment à une dilution des concentrations par les eaux provenant des secteurs forestiers. Les zones forestières exportent moins de N-NO₃ que les zones agricoles. Gangbazo et Babin (2000) rapportent une concentration médiane, dans l'eau des rivières, de N-NO₃ 10 fois supérieures en bassin versant agricole comparativement aux bassins forestiers. En milieu agricole plus intensif, on a rapporté des teneurs pouvant dépasser 25 mg/l N-NO₃ au niveau des drains agricoles. L'analyse des eaux de drainage en N-NO₃ en terme de concentration et charge peut se révéler un indicateur agroenvironnemental intéressant pour identifier les systèmes de productions végétales à risque et ceux qui contribuent à la réduction de la concentration des N-NO₃ dans l'eau des rivières.

L'azote, surtout sous forme de nitrates, pose certains problèmes d'eutrophisation des lacs et rivières et peut représenter un risque potentiel de contamination pour les sources d'approvisionnement d'eau potable de surface ou souterraine puisqu'il est étroitement associé à des problèmes de santé reliés à la méthémoglobinémie. Après le phosphore (P), l'azote (N) est l'élément majeur pouvant causer le plus de dommages aux plans d'eau par l'eutrophisation. L'eutrophisation est un phénomène de dégradation des écosystèmes aquatiques qui cause la prolifération d'algues indésirables pouvant produire des goûts et des toxines rendant l'eau impropre à la consommation. De plus, le cycle de vie relativement court de ces algues cause un accroissement de l'activité bactérienne au fond de l'eau, laquelle consomme l'oxygène dissous disponible dans l'eau, la rendant inaccessible pour les poissons. Le N-NO₃ présent dans l'eau, sous des conditions anaérobiques créées par l'eutrophisation, peut se transformer en nitrites et par la suite peut se transformer en N₂, N₂O, NH₃ ou NH₄ (azote ammoniacal). Ce dernier composé présent en trop forte concentration dans l'eau brute peut nuire à l'efficacité du chlore dans le processus de désinfection de l'eau et former des chloramines. Dans les cas extrêmes d'eutrophisation, on peut assister à un taux de mortalité massif des poissons (Brady et Weil, 1996).

Les deux principaux moyens de transport des N-NO₃ en agriculture sont : en solution par le drainage souterrain et en solution dans les eaux de ruissellement. On peut également les retrouver en association aux sédiments dans les eaux de drainage et de ruissellement, cependant cette fraction est très minime. Le drainage souterrain est une pratique courante au Québec, il apporte beaucoup de bénéfices qui facilitent le travail du sol et qui permettent d'augmenter le rendement des cultures. Par contre, il constitue une voie importante du déplacement des N-NO₃ du champ vers les eaux de surface. Plusieurs études ont démontré que la problématique des N-NO₃ est reliée au lessivage, via les réseaux de drainage souterrain, plutôt qu'au ruissellement (Guertin et coll., 1997 ; Guertin et al., 2001 ; Gangbazo et al., 1997 ; Piché et Gangbazo, 1991). Par ailleurs, on peut penser que le drainage souterrain permet d'empêcher la contamination des eaux souterraines puisqu'il intercepte une quantité importante de N-NO₃ et le ramène directement vers les eaux de surface. Aux États-Unis, les N-NO₃ sont les contaminants les plus souvent rapportés dans les eaux souterraines (Côté, 1990). Le phénomène commence à apparaître ici même au Québec. La région de Portneuf a été aux prises avec un cas important de contamination en nitrates des puits en zone de production de pomme de terre. Les correctifs apportés (zone tampon autour des puits, diminution et fractionnement des apports N, révision des rotations de culture) ont permis de ramener les teneurs en N-NO₃ à des niveaux plus acceptables.

Il existe quatre facteurs particulièrement importants déterminant la concentration d'un composé dans les sédiments ou l'eau : la quantité, la persistance, la localisation du composé dans le profil de sol et le degré d'interaction entre le sol et le composé (Baker et Lafren, 1983). Tout d'abord, en ce qui a trait au degré d'interaction entre le sol et le composé, contrairement au phosphore et au potassium, les $N-NO_3$ sont beaucoup plus mobiles dans l'eau du sol puisqu'ils ne sont pas adsorbés par le sol. À cause de la nature dynamique des sols, les nitrates ne s'accumulent pas comme peuvent le faire le P et le potassium (K), ils se retrouvent donc lessivés par l'eau de drainage. La charge négative des $N-NO_3$ rend difficile leur adsorption sur les particules de sols chargées négativement. Leur position dans le profil de sol aura tendance à varier, ils migreront en profondeur jusqu'au système de drainage ou encore vers les eaux souterraines sous forme dissous. Guertin et al. (2001) ont retrouvé de 20 à 100 fois plus de $N-NO_3$ dans l'eau de drainage que dans l'eau de ruissellement. Des résultats similaires ont été obtenus à Lennoxville avec des pertes totalisant de 50 à près de 100 kg/ha/an de $N-NO_3$ dans les eaux de drainage pour une culture de maïs (Pesant et coll. 1997). Piché et Gangbazo (1991), ont obtenu 2% de pertes de $N-NO_3$ par les eaux de ruissellement contre 98% par drainage.

Pour ce qui est de la persistance, tous les $N-NO_3$ dans le sol sont sujets au lessivage hors de la zone des racines s'il y a percolation de l'eau (Miller, 1990). Selon Miller (1990), la quantité de $N-NO_3$ lessivée hors de la zone racinaire est déterminée par la quantité de N ajoutée, le taux de relâchement net de la matière organique du sol, de la quantité utilisée par la culture et la quantité dénitrifiée. L'azote est épandu en grande quantité puisque c'est l'élément essentiel le plus utilisé par les plantes. Le taux d'utilisation de l'azote des engrais ne dépasse pas 60%, de sorte que des reliquats importants persistent après la culture. Dans l'étude de Tran (1995), étalée sur trois ans, elle a noté des coefficients d'utilisation d'azote de 44 à 53% dans une culture de maïs.

Le risque de perte de $N-NO_3$ semble donc très difficile à prévoir. Par contre, même si certains résultats ne sont pas toujours significatifs, il semblerait que le mode de fertilisation utilisé ainsi que la façon d'appliquer les engrais (date et incorporation) ont un impact non négligeable sur les pertes de $N-NO_3$. De plus, le type de sol, de drainage et de culture sont probablement les variables affectant les pertes de $N-NO_3$ le plus significativement. Un fractionnement des applications d'engrais azoté peut réduire les pertes de $N-NO_3$ (Bergström, 1987 ; Kanwar et al., 1988), une concentration plus faible en fin de culture et un accroissement de l'efficacité du prélèvement par les cultures sont des méthodes efficaces pour minimiser les pertes d'azote inorganique par les eaux de drainage.

Le travail du sol et les pertes de $N-NO_3$ par le réseau de drainage

Bien que la présente étude ne traite pas de l'effet du travail du sol sur les pertes de $N-NO_3$ par le réseau de drainage, le travail du sol semble avoir un effet sur ces pertes. Le travail réduit du sol ou l'absence de travail du sol permet de diminuer le volume d'eau de ruissellement et les pertes de sol, mais fait augmenter l'infiltration de l'eau ce qui pourrait augmenter les pertes par drainage. Les sols avec des taux d'infiltration modérés, comme on en retrouve beaucoup à l'Est des États-Unis et au Québec, peuvent espérer des réductions de 20 à 25% du ruissellement en passant à un mode de travail du sol dit de conservation (Baker et Lafren, 1983). Pesant et al. (1987) ont mesuré une réduction des pertes de sol de 92,4% et une diminution du volume de ruissellement de 63,6% pour un système sans travail du sol comparativement à un système conventionnel. Guertin et coll. (1997) ont mesuré des volumes d'eaux de ruissellement significativement

inférieurs en travail réduit (TR) comparativement au travail conventionnel (TC), mais n'ont pu établir de corrélations entre le travail du sol et les volumes drainés. Cependant, plusieurs études démontrent un taux d'infiltration ou une vitesse d'infiltration plus grande pour les parcelles sans travail (ST) (Patni et al., 1996 ; Golabi et al., 1995).

Pour une parcelle ST, cette infiltration plus importante serait due, en partie, par la présence de macropores ou de courants préférentiels qui ne seraient pas perturbés ou détruits par le travail conventionnel. Les méthodes ST et de travail réduit du sol laissent plus de résidus en surface qui servent de paillis permettant ainsi une diminution de l'évaporation, donc, une augmentation de la teneur en eau du sol. Les résidus de culture laissés près de la surface créent de l'ombre au sol, servent de barrière contre l'évaporation, ralentissent l'écoulement de surface et augmentent le taux d'infiltration (Blevins et al., 1983). Ainsi, la présence de nourriture, soient les résidus de surface même, un bon taux d'humidité, un minimum de perturbation et une température adéquate permettent une augmentation de l'activité des vers de terre. Ces derniers seraient responsables de la plus grande partie des macropores ayant un diamètre de 1 à 10 mm. Ces pores représentent 20% du nombre total de pores comptés par Edwards et al. (1988). Pour les autres pores de diamètres inférieurs, ils sont associés aux racines des plantes. Edwards et al. ont calculé une moyenne de plus de 14 500 pores de 0,4 à 5 mm de diamètre par m² à une profondeur de 30 cm sur des parcelles ST depuis 10 ans. Lors de cette étude, une augmentation du nombre de pores avec la profondeur a également été remarquée, Golabi et al. (1995) affirment, eux aussi, que les macropores sont plus nombreux dans les premiers 40 cm de sol. Les pores de 0,4 mm et plus occuperaient une superficie correspondant à 1,56% de la surface totale à 30 cm de profondeur (Edwards et al., 1988). Cette portion ouverte de la superficie laisse s'écouler l'eau et potentiellement les N-NO₃, par la même occasion, très rapidement. Une pluie, qui suit rapidement un épandage de matière fertilisante, peut causer une augmentation rapide de la concentration de N-NO₃ dans l'eau souterraine via les macropores.

Le taux de matière organique et les résidus de culture influenceraient de manière directe l'infiltration de l'eau. Golabi et al. (1995) ont mesuré un taux d'infiltration significativement supérieur sous ST par rapport au TC, mais l'écart est rapidement rétabli si l'on enlève les résidus de culture et les premiers 20 mm de sol, où l'on retrouve la plus grande partie de la matière organique. L'explication pourrait provenir soit de l'action de l'enlèvement de sol et des résidus de culture, qui aurait eu pour effet de causer une obstruction de l'entrée des macropores ou bien du fait que les résidus protégeraient l'ouverture des macropores d'une éventuelle obstruction par l'impact des gouttes de pluie, ce qui aurait pour effet de diminuer l'infiltration. La décomposition microbienne des résidus de culture produit d'autres types de matières organiques qui interagissent avec les composantes du sol pour former la structure du sol, laquelle facilite le mouvement de l'eau dans le profil de sol. Après 10 ans de monoculture de maïs, comparant le ST et le TC, les résultats d'une étude de Blevins et al. (1983) ont rapporté une teneur en matière organique deux fois supérieure dans le ST pour les 5 premiers cm de sol. Un traitement de 84 kg N/ha/an a accru le pourcentage de matière organique du sol dans le ST de 3,96 à 5,08, tandis que le même traitement a fait passer le pourcentage de 2,60 à 2,41 pour le TC dans la même étude.

Il existe peu d'études mettant en évidence les effets d'une culture sous travail réduit sur les pertes de N-NO₃ aux drains. Des données de Burgess et al. (1996) semblent indiquer une plus grande immobilisation de N sur les parcelles ayant un couvert de résidus de culture pour la période culturale de 1992. Cette immobilisation peut diminuer les pertes de N-NO₃ vers les cours d'eau, mais elle dépendra du moment durant lequel aura lieu le relâchement de N. Cependant, le ST semble laisser moins de N-NO₃ dans le premier 1,2 m de sol que le

travail réduit (Bjorneberg et al. 1998). Les résultats de Bjorneberg et al. (1996), indiquent que l'utilisation des techniques de ST et de culture sur billon sont efficaces pour réduire la concentration de N-NO₃ dans l'eau de drainage, mais que ces façons culturales ne changent pas les pertes totales sur une base annuelle comparativement au labour ou au chisel

Effets des cultures sur l'exportation de N-NO₃ aux drains

Le type de culture semble être la variable la plus importante pouvant expliquer les pertes de N-NO₃ en milieu agricole. Le lessivage annuel de N sur des sols danois à texture grossière lors d'une étude de Simmelsgaard (1998) allant de 1971 à 1991 démontre que la culture jouait un rôle majeur. La culture peut, entre autre chose, influencer le volume d'eau exporté par les drains. Les pertes de N-NO₃ par hectare sont fortement influencées par le volume annuel d'eau drainée, alors que de fortes concentrations dans l'eau de drainage ne mènent pas nécessairement à une plus grande perte totale (Burgess et al., 1996 ; Bjorneberg et al., 1996).

Les cultures en rangées seraient les cultures les plus à risques. Sur une période de 6 ans, les cultures en rangées ont drainé 1,6 fois plus d'eau que la luzerne et un mélange de luzerne-graminées selon l'étude de Randall et al., 1997. Bryant et al. (1987) ont comparé différentes cultures avec deux niveaux de fertilisation, fertilisé et non fertilisé, soient : le maïs en continu et en rotation, la luzerne, les céréales grainées (avoine) et le bluegrass. Les cultures pouvant laisser passer le plus d'eau par les drains étaient : le maïs cultivé en continu et le bluegrass. Le bluegrass avait la particularité de laisser passer plus d'eau que l'avoine, le maïs en rotation et la luzerne sur une base annuelle, cependant, son débit était long et faible. Ce fait serait dû à une structure favorable du sol, sous cette culture qui permettrait une accumulation potentielle d'eau plus grande dans le profil de surface (Byant et al., 1987). La même étude a permis de mesurer une exportation d'eau par le réseau de drainage 1,4 fois supérieure dans les parcelles fertilisées. L'apport de fertilisant permettrait la prolifération de racines, ce qui entraînerait la formation de plus de biopores continus, accentuant ainsi l'infiltration de l'eau.

Les charges de N-NO₃ sont également influencées par ces cultures ainsi que la rotation pratiquée. Le maïs a exporté 2,9 fois plus de N-NO₃ que l'orge dans les eaux de drainage selon une étude de Pesant et coll. (1997) et près de 6 fois plus que le fourrage selon l'étude de Gangbazo et al. (1997). Plusieurs études comparatives entre le maïs et d'autres cultures démontrent qu'il est très sensible à la perte de N-NO₃. Les pertes par ordre d'importance sont, selon l'étude de Randall et al. (1997) : maïs en continu > rotation maïs-soya > luzerne > mélange luzerne-graminée. Les cultures en rangées de cette étude ont exporté près de 45 fois plus de N-NO₃ que les cultures pérennes. Il est à noter que des pertes plus importantes sont mesurées pour le maïs comparativement au soya lors de la rotation (Bjorneberg et al., 1998). L'étude de Piché et Gangbazo (1991), réalisée en Beauce, montre que le maïs génère plus de pertes que les autres types de cultures, l'ordre défini lors de cette étude est : maïs > orge > pâturage, avoine ou luzerne. La luzerne semble être la culture la moins polluante, de plus, elle pourrait même être utilisée afin de réduire les concentrations de N-NO₃ accumulées lors des précédents culturaux. L'étude de Schertz et Miller (1972) semble montrer que plus la dose d'azote total appliquée est importante en culture de luzerne, plus l'azote fixé ou « non-comptabilisable » est faible. Ce constat indique que la luzerne récupère la source d'azote la plus facilement accessible, soit l'azote du sol ou des engrais, plutôt que par fixation symbiotique. Par contre, lors du labour des prairies, une minéralisation importante du carbone et de l'azote des résidus organiques est observée. Cette minéralisation accroît la teneur en N-NO₃ des sols de façon importante ce qui peut occasionner des pertes importantes de N-NO₃, particulièrement dans le cas d'un labour hâtif.

Effets de la fertilisation azotée sur les reliquats et les pertes de N-NO₃

Des relations ont été établies entre la dose d'application de N et la quantité de N-NO₃ perdue par les drains. Simmelsgaard (1998) note un léger accroissement du lessivage jusqu'à l'application optimale de N et un lessivage accru dès le dépassement de ces doses. Des résultats semblables, rapportés par Miller (1990), montrent des concentrations dans l'eau de drainage en N-NO₃ rarement supérieures à 10 mg/l si l'application est faite aux taux recommandés ou moins, mais rarement sous 10 mg/l si la fertilisation dépasse les doses recommandées. Par ailleurs, Baker et Johnson (1981) établissent que les pertes de N-NO₃ par drainage sont presque linéaires en fonction de l'application de N pour des taux dépassant 50 kg/ha/an et ce, sans tenir compte des besoins culturaux.

La quantité de N-NO₃ dans le sol à l'automne provient des résidus d'engrais du précédent cultural ainsi que de la minéralisation de l'azote organique du sol. Afin de diminuer le risque de perte, il faut maximiser le prélèvement par les cultures. Le N-NO₃ résiduel à l'automne peut s'accroître si le rendement de la culture est inférieur aux prévisions, ce qui est souvent causé par les conditions climatiques. Ce paramètre est incontrôlable, cependant, des études ont démontré une plus grande efficacité de prélèvement de N pour le maïs avec un fractionnement des applications azotées (Bjorneberg et al., 1998 ; Tran, 1995). Le fractionnement semble être plus efficace si la première application est effectuée comme démarreur et la seconde en post-levée, localisé près des rangs. Un des buts du fractionnement des applications azotées est de fournir les quantités adéquates pour la culture au moment où celle-ci en aura besoin pour une croissance optimale. Certaines cultures comme le maïs et la pomme de terre ont besoin de grandes quantités d'azote à peu près 40 jours après leur plantation. Le fractionnement permettrait même de diminuer la quantité de N à épandre. Kanwar et al. (1988) a obtenu des rendements similaires, en maïs, sur 3 ans avec des applications de 125 kg N/ha/an en trois applications contre des applications uniques de 175 kg/ha/an. D'après Schertz et Miller (1972) une différence de concentration dans le sol de pas plus de 1,5 ppm de N-NO₃ a été mesurée, entre une application de 0 kg N/ha et de 224 kg N/ha fractionnée en 8 épandages sous une culture de luzerne et ce à n'importe quelle profondeur échantillonnée (0-105 cm). Ceci nous indique que la luzerne est très habile à capter le N-NO₃ à travers le profil de sol si la quantité épandue n'est pas appliquée en une seule dose et que le taux d'utilisation de l'azote des engrais peut être amélioré par le fractionnement des apports. L'application de l'engrais azoté en bande à 15 cm de distance du rang de maïs permet de diminuer la quantité de N-NO₃ dans les sols contrairement à l'application à la volée qui cause un accroissement marqué à toutes les couches du profil de sol (jusqu'à 1 m) indépendamment du type de travail pratiqué (Guertin et coll., 1997). Ce mode d'application, combiné avec un fractionnement des engrais, a permis d'obtenir des rendements égaux ou supérieurs à l'application à la volée lors de l'étude de Giroux et Tran (1995). Par contre, une étude de Isfan et al. (1994) montre que l'influence du mode d'application est non-significatif. Les conditions climatiques, notamment la pluviométrie en début de saison de végétation expliquerait les différences observées selon les études.

Giroux et Tran (1995), Guertin et coll. (1997), Roth et Fox (1990) et Angle et al. (1993) ont observé un enrichissement en N-NO₃ dans le profil de sol suite à l'accroissement des doses d'azote dans le maïs. Dans l'étude de Angle et al. (1993), la concentration en N-NO₃ lessivée hors de la zone des racines était similaire aux concentrations mesurées près des aires forestières près du site des parcelles expérimentales en culture de maïs sans aucun apport de fertilisant. Giroux et Tran (1995) ont détecté des charges résiduelles de N-NO₃ de plus de 100 kg/ha (0-60 cm) dans les champs de maïs surfertilisés en azote. Un des constats de cette étude, est qu'il ne faut pas simplement regarder les doses appliquées pour expliquer les reliquats de N-NO₃ du sol, mais également les écarts entre les doses optimales et celles effectivement appliquées. Isfan et al. (1994)

remarquent qu'il n'y a pas de différences significatives entre le prélèvement de N des doses de 160 et 200 kg/ha dans une culture de maïs. La différence qui n'est pas prélevée par la plante représente donc un risque pour l'environnement.

Le mode de fertilisation peut également avoir un impact sur le reliquat de N-NO₃ dans le profil de sol. Une application d'engrais minéral sur un sol ayant un historique en fumure organique contiendra plus de N-NO₃ en fin de saison de croissance qu'un sol ayant un historique d'engrais minéral (Roth et Fox, 1990). Les champs qui reçoivent de la fumure organique tendent à laisser de plus fortes concentrations en N-NO₃ dans les sols que les champs qui reçoivent de l'engrais minéral, ce fait serait dû à l'augmentation de la minéralisation de l'azote du sol et des arrière-effets des fumures organiques entre la fin de la période de prélèvement de N par le maïs et la période d'échantillonnage (Rothamstead Experimental Station, 1988 dans Roth et Fox, 1990). Afin de diminuer le risque de perte de N-NO₃ à l'automne, il serait préférable d'épandre les matières fertilisantes lorsqu'il y a de la végétation pour prélever cet apport d'azote.

Influence du type de sol

Le type de sol peut affecter la migration des N-NO₃ dans son profil. La migration des N-NO₃, tend à se produire pendant la même saison de croissance dans des sols à texture grossière, tandis que les sols à texture argileuse auront tendance à accumuler, pendant un certain temps du moins, les N-NO₃ dans les couches plus profondes de 40-60 à 80-100 cm (Guertin et coll., 1997). Le lessivage des N-NO₃, dans les argiles lourdes, est dominé par les macropores et les mésopores (Bronswijk et al., 1995). Guertin et coll. (1997), ont échantillonné des sols à texture sableuse, en culture de maïs, dans lesquels ils ont mesuré une migration significative de la couche 0-30 cm vers la couche 30-60 entre les périodes de l'apparition des soies et post-récolte. Dans cette même étude, des concentrations de N-NO₃ de 3 à 5 fois supérieures dans les couches 40-60 à 80-100 cm du profil de sol à texture argileuse, au printemps, que dans ces mêmes couches dosées dans un sol à texture sableuse. Les résultats de Tran (1995), vont dans le même sens, l'azote résiduel sous forme organique ou fixée s'accroît avec la fraction argileuse des sols. Les sols à drainage excessif n'ont pas la capacité de recevoir en une seule application, plus de 100 kg N/ha. Il faut recourir au fractionnement de l'application de N sur ces sols. De plus, la réorganisation des N-NO₃ du sol par la microflore s'est révélée plus importante dans les sols argileux que dans les sols sableux (Tran, 1995).

Importance relative des pertes automnales et conditions météorologiques

L'automne, au Québec, est une période sensible à la perte de N-NO₃. Les cultures annuelles laissent le sol à nu durant la période automnale, ce qui influence la teneur en eau et en N-NO₃ du sol, d'autant plus que les pluies sont relativement abondantes durant cette période. Les normales de saisons (1951-1980) pour la région de St-Isidore en Beauce sont de 264,26 mm pour les mois de septembre, octobre et novembre, soit 29,7% du total des précipitations annuelles normales (Piché et Gangbazo, 1991). Piché et Gangbazo (1991), ont mesuré des pertes de N-NO₃ supérieures à l'automne comparativement à l'été ou au printemps. Pour ces trois saisons la proportion de pertes automnales est en moyenne de 72,6 % pour les années 1987 et 1988 sous différentes régions. Gangbazo et al. (1997) ont mesuré des pertes automnales de 40 et de 45% du total des pertes annuelles pour des cultures de maïs et de fourrage respectivement ce qui est légèrement inférieur aux données rapportées par Bjorneberg et al. (1996) de 50 à 85% du débit annuel et de 45 à 85% des pertes annuelles de N-NO₃ lors de 1991 et 1992 lorsque les cultures ne sont pas en période de croissance active. Les pertes variaient beaucoup d'une saison à l'autre, pour l'automne la charge au drain était de l'ordre de 1,92

à 37,82 kg N-NO₃/ha lors de l'étude de Piché et Gangbazo (1991) alors qu'elle allait de 5 à 55 kg N-NO₃/ha lors de l'étude de Gangbazo et al. (1997).

Les conditions météorologiques peuvent influencer les pertes de N-NO₃ puisque l'eau des précipitations, à l'automne, est le véhicule permettant leur transport. Pour des traitements équivalents, les pertes varient beaucoup d'une saison à l'autre et d'une année à l'autre. La quantité totale de pluie et l'intensité des événements pluvieux sont les principaux facteurs qui influenceront les pertes de N-NO₃. Par contre, la température (unités thermiques) influencera le rendement des récoltes, donc, le prélèvement d'eau et de nutriments (N-NO₃). On observe également que les macropores continus, les fissures et les fentes de retrait formées durant les périodes sèches, permettent l'acheminement rapide vers les eaux souterraines après une pluie. Bronswijk et al. (1995), ont mesuré dans des argiles lourdes à l'aide d'un traceur (bromure de potassium, KBr) une pointe à des profondeurs allant de 1,2 à 1,4 m six jours seulement après l'application.

OBJECTIFS DU PROJET

Les objectifs de la présente étude sont de 1) Valider la méthode du carottage de sol comme moyen de prédiction du risque environnemental que représente la quantité de N-NO₃ résiduelle dans le sol en fin de culture sur les pertes aux drains ; 2) Interpréter les pertes de N-NO₃ par le réseau de drainage (charge et concentration) en fonction de différents facteurs comme les modes de fertilisation et la dose appliquée de même que le type de culture.

MÉTHODOLOGIE EXPÉRIMENTALE

Cette étude s'est déroulée sur quatre saisons automnales, soient les automnes de 1997, 1998, 1999 et 2000 aux Observatoires de la qualité des sols de St-Lambert-de-Lauzon. Le carottage de sol est la méthode qui a été retenue afin de mesurer les N-NO₃ dans le profil 0-100 cm puisque c'est une méthode peu coûteuse et facile d'utilisation par rapport aux autres méthodes tel le lysimètre. De plus, cette méthode nous renseigne sur la concentration présente dans le profil de sol à un moment précis. Les échantillonnages successifs peuvent donner des estimations de la variation de la quantité de N-NO₃ dans le profil, cependant, certains changements peuvent ne pas être attribuables au lessivage. Pour cette raison, le carottage a été combiné avec des mesures de charges aux drains afin de tenter d'établir des corrélations avec la concentration dans le profil et des charges mesurées sur un mètre de sol. La charge perdue aux drains est l'indicateur le plus représentatif des pertes de N-NO₃, par les parcelles, dans l'environnement. Le carottage de sol a été effectué par horizon de 20 cm, et ce, jusqu'à une profondeur de 100 cm, soit la profondeur approximative des drains agricoles. Deux carottes mélangées ensemble à quatre points différents par parcelle ont été prélevées afin de caractériser chacune des parcelles en fonction de sa teneur en N-NO₃. La teneur en N-NO₃ des échantillons de sols a été fait avec un appareil analyseur automatique Technicon AA-II après une extraction au KCl 2N. La période d'échantillonnage s'effectuait au courant du mois de septembre et variait en fonction de la saison culturale et des cultures en place. Lors de la prise des échantillons, les prairies et le maïs étaient encore présent sur les

parcelles, le maïs n'était pas encore récolté et les prairies pas encore labourées lorsqu'il devait y avoir labour. Il n'y a pas eu d'échantillonnage de sols en 1999 et le champ 35 n'a pas été échantillonné en 1998 non plus.

Le calcul de N-NO₃ en kg/ha s'est fait à partir des données de masse volumique apparente des horizons 0-20, 20-40 et 40-60 cm. La masse volumique apparente de l'horizon 40-60 est considérée comme étant celle des horizons 60-80 et 80-100 cm. La moyenne arithmétique des quatre valeurs de concentrations obtenues par horizon dans chacune des parcelles a été utilisée comme valeur définitive de la concentration de N-NO₃ en mg/kg pour l'horizon de la parcelle. L'équation 1 montre le calcul effectué afin d'obtenir les charges dans le profil de sol par horizon et l'équation 2 le calcul pour la charge totale dans le profil (5 couches).

$$(1) \text{ N-NO}_3 \text{ (kg/ha)} = \frac{\text{N-NO}_3 \text{ (mg/kg)} \times \rho \text{ apparente} \times \text{épaisseur de la couche (20 cm)}}{10}$$

$$(2) \text{ N-NO}_3 \text{ (kg/ha)} = \text{kg/ha 0-20 cm} + \text{kg/ha 20-40 cm} + \text{kg/ha 40-60 cm} \dots$$

La période d'échantillonnage de l'eau de drainage est restée à peu près constante, soit de 91 jours, cependant, la date du début de la prise de donnée variait d'une année à l'autre en fonction du volume d'eau drainée ; la prise de donnée débutait dès que le volume d'eau au drain devenait significatif. Pour des raisons de logistiques, l'eau (volumes drainés et concentrations de N-NO₃) des parcelles du champ 58 à St-Lambert, en 1997, ne le sont que pour une période de 76 jours, soit du début octobre au 15 décembre. Pour l'année 2000 la période est de 92 jours.

Description générale des sites

Deux champs composent l'Observatoire de la qualité des sols de St-Lambert-de-Lauzon. L'an 2000 a marqué la fin du deuxième cycle de rotation de 4 ans à l'Observatoire. Le sol des champs 58 et 35 de St-Lambert est un loam limoneux de la série Le Bras.

Les deux champs de St-Lambert, 35 et 58, sont divisés en 4 parcelles. Chacune des parcelles reçoit une fertilisation différente, sous travail conventionnel, afin de pouvoir les comparer (tableaux 1, 2, 3 et 4). Dans le champ 58, les parcelles A, C et D sont comparées entre elles et une prairie datant de 1993, qui sert de témoin (parcelle B). Les lignes de drainage, des deux champs, sont espacées de 7 mètres. Le rejet d'eau des parcelles passe par des puits où se trouvent des augets à bascule munis de compteurs qui permettent de calculer le volume écoulé entre deux relevés. Une partie du volume drainé est récolté à chaque fois que les drains coulent pour fins d'échantillonnage, la collecte d'eau n'est toutefois pas proportionnelle au débit. Les 4 parcelles du champ 35 ont une superficie de 1900 m², les parcelles A, C et D du champ 58 ont une superficie de 1200 m² alors que la parcelle B a une superficie de 2500 m².

Les précipitations ont été de 256,9, 327, 347,6 et 321,6 mm respectivement pour les périodes à l'étude en automne 1997, 1998, 1999 et 2000 dans la région de St-Lambert. Les données de pluviométrie sont celles récoltées à la station Beauséjour du ministère de l'Environnement du Québec à St-Jean-Christophe.

Tableau 1. Doses des engrais appliqués dans le champ 35.

	Fumure minérale	Fumier bovins	Fumier poules	Lisier porcs
1997- orge grainée	540 kg 6-20-32/ha	20 t/ha printemps 540 kg 6-20-32/ha	5 t/ha Printemps 540 kg 6-20-32/ha	30 m ³ /ha Printemps 540 kg 6-20-32/ha
1998-prairie luzerne-mil	350 kg 7-12-32/ha	20 t/ha après 1 ^{ère} coupe	5 t/ha après 1 ^{ère} coupe	30 m ³ /ha après 1 ^{ère} coupe
1999-prairie luzerne-mil	280 kg 10-17-31/ha 110 kg 0-0-60/ha	28 t/ha après 1 ^{ère} coupe	3,8 t/ha après 1 ^{ère} coupe 120 kg 0-0-60/ha	30 m ³ /ha après 1 ^{ère} coupe 215 kg 0-0-60/ha
2000-prairie luzerne-mil	280 kg 10-17-31/ha 180 kg 34-0-0/ha	28 t/ha après 1 ^{ère} coupe	3,8 t/ha après 1 ^{ère} coupe	30 m ³ /ha après 1 ^{ère} coupe

Tableau 2. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 35

	Traitements	N total	N disponible	P ₂ O ₅	K ₂ O
1997	Fumure minérale (35A)	32	32	108	172
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	102	60	142	291
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	57	142	198
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	174	103	205	274
1998	Fumure minérale (35A)	25	25	42	112
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	100	34	46	130
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	78	36	119	46
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	155	44	123	75
1999	Fumure minérale (35A)	28	28	48	153
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	159	77	80	117
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	86	30	43	42
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	135	44	146	80
2000	Fumure minérale (35A)	89	89	48	87
	Fumier de bovins et apport minéral (35B)	189	92	82	203
	Lisier de porcs et apport minéral (35C)	111	51	54	49
	Fumier de poules et apport minéral (35D)	117	39	78	72

Tableau 3. Doses des engrais appliqués dans le champ 58.

	Fumier bovins	Témoin (prairie minérale)	Lisier de porcs	Fumure minérale
1997- Canola de printemps	45 t/ha	315 kg/ha 14-15-28	50 m ³ /ha	355 kg/ha 22-20-14
1998-Mais-grain	45 t/ha + 159 kg 25-31-0/ha + 100 kg 46-0-0/ha	450 kg/ha 13-13-28 + 135 kg/ha 34-0-0	50 m ³ /ha + 159 kg 25-31-0/ha + 100 kg 46-0-0/ha	191 kg/ha 18-15-25 + 155 kg/ha 0-0-60 + 250 kg/ha 46-0-0
1999-Mais-grain	45 t/ha + 239 kg 25-21-0/ha	410 kg/ha 18-22-6 + 100 kg/ha 34-0-0	50 m ³ /ha + 317 kg 17-17-21/ha	155 kg/ha 0-0-60 + 213 kg/ha 18-46-0 + 239 kg/a 46-0-0
2000-Orge	60 t/ha	405 kg/ha 18-121-26 + 110 kg/ha 34-0-0	50 m ³ /ha	350 kg/ha 22-17-16

Tableau 4. Total des éléments nutritifs appliqués et des éléments nutritifs disponibles appliqués en kg/ha dans le champ 58.

	Traitements	N total	N disponible	P ₂ O ₅	K ₂ O
1997	Fumure minérale (58D)	78	78	71	50
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	91	29	57	43
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	157	59	77	267
	Témoin (prairie minérale) (58B)	44	44	47	88
1998	Fumure minérale (58D)	149	149	29	141
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	237	138	119	64
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	251	170	173	211
	Témoin (prairie minérale) (58B)	104	104	59	126
1999	Fumure minérale (58D)	148	148	98	93
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	194	126	112	128
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	303	194	146	353
	Témoin (prairie minérale) (58B)	108	108	90	25
2000	Fumure minérale (58D)	77	77	60	56
	Lisier de porcs et apport minéral (58C)	111	56	65	58
	Fumier de bovins et apport minéral (58A)	293	99	148	363
	Témoin (prairie minérale) (58B)	110	110	45	105

RÉSULTATS ET DISCUSSION : OBSERVATOIRE ST-LAMBERT-DE-LAUZON

CHAMP 35

Relation N-NO₃ dans le sol à l'automne en fonction de la culture et du mode de fertilisation

La culture d'orge grainée a laissé des reliquats d'azote assez important allant de 29 à près de 88 kg N-NO₃/ha (figure 1). Cette charge résiduelle de N-NO₃, sous l'orge grainée dans le profil de sol (1 m) en 1997, est de 25 à 88% plus élevée selon les horizons que celle sous prairie luzerne-mil à la fin de la saison 2000. Les trois années qui ont suivi la culture d'orge grainée, sous prairie, ont permis de réduire la teneur de N-NO₃ dans le sol de façon marquée, ce qui démontre une certaine capacité de la prairie de vider le sol de son contenu en N-NO₃ jusqu'à des profondeurs allant jusqu'à 1 m. Cet effet s'est produit même sur les parcelles fertilisées aux engrais minéraux et au fumier de bovins, qui pourtant ont reçu un apport azoté plus important en 2000 (tableau 2). Ces résultats, tout comme ceux de Schertz et Miller (1972) pour la luzerne, semblent indiquer que l'augmentation de l'apport d'engrais azoté (organique ou minéral) n'influence que très peu la teneur résiduelle de N-NO₃ dans le sol sous prairie constituée de luzerne.

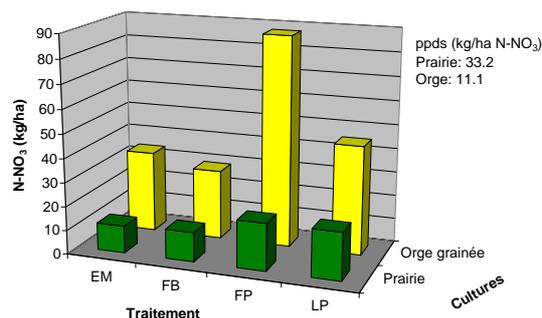


Figure 1. Charges N-NO₃ (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 35

En ce qui concerne la fertilisation, le traitement de fumier de poules (FP) a laissé, significativement, plus de reliquat de N-NO₃ que tous les autres traitements du champ 35 en 1997 et il tend également, avec le lisier de porcs (LP), à avoir plus de reliquats que les fertilisations à base de fumier de bovins (FB) et engrais minéral (EM) en 2000 (tableau 5 et figure 2). La teneur en N-NO₃ dans la parcelle de FP en 1997 peut s'expliquer par la teneur élevée en azote du fumier de poules et par une fumure complémentaire minérale ajoutée, ce qui a provoqué un excès d'azote pour la culture. La fertilisation FB ne s'est pas démarquée de la fertilisation minérale, les charges résiduelles de N-NO₃ sont similaires pour ces deux traitements autant en 1997 qu'en 2000.

Tableau 5. Analyse de variance de l'effet de la fertilisation sur le reliquat de N-NO₃ sur un mètre de sol en kg/ha.

STL-35	EM ↔ FB	EM ↔ FP	EM ↔ LP	FB ↔ FP	FB ↔ LP	FP ↔ LP	C.V.
1997	ns	**	ns	**	ns	**	42,3%
2000	ns	ns	ns	ns	ns	**	55,5%
STL-58							
1997	**	ns	ns	**	**	ns	20,1%
1998	**	ns	ns	**	ns	ns	84,4%
2000	**	ns	**	**	**	**	21,6%

ns : non-significatif ** significatif à P≤0,05

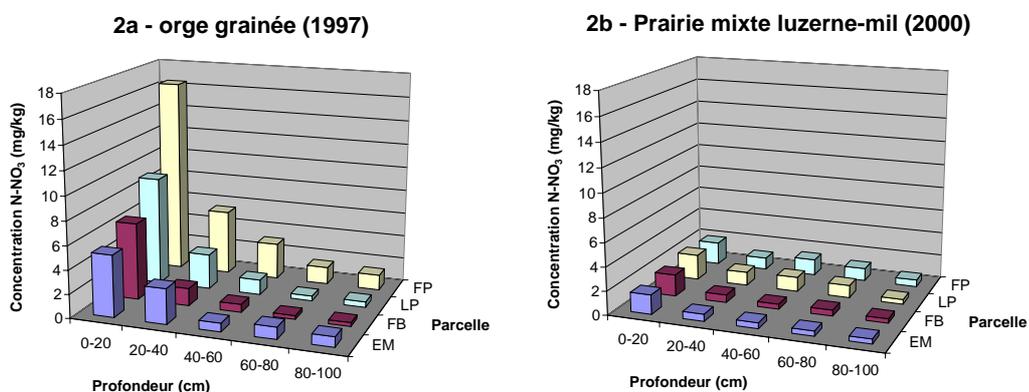


Figure 2. Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO₃ résiduelle dans le profil de sol selon les cultures

Relation N-NO₃ aux drains vs fumures, cultures et teneurs dans les sols

Les figures 3 à 6 montrent les cumulatifs d'eau s'écoulant par les drains et les pertes de N-NO₃ pour les quatre années du cycle. Les conditions climatiques automnales ont influencé l'aspect des courbes. En 1997, de 70,5 à 93,3% de la charge N-NO₃ a été évacuée par les drains en 15 jours, du 28 octobre au 12 novembre (entre les jours 43 et 58), et en 2000 de 22,5 à 60,4% de la charge N-NO₃ a été évacuée en 5 jours seulement. En 1998, à l'exception des huit premiers jours de EM, la charge cumulée aux drains s'est fait de manière graduelle alors qu'en 1999 ce sont plusieurs événements qui ont marqué la charge automnale aux drains. Les pertes totales des parcelles sont représentées au tableau 6. Aucun des modes de fertilisation ne s'est démarqué de manière significative (tableau 7), cependant, la fertilisation ayant occasionné le plus de pertes de N-NO₃, au cours du cycle, a été le FP avec un total de près de 22 kg N-NO₃/ha, pour les quatre automnes, dont la moitié en 1997 sous l'orge grainée, suivi du lisier de porcs avec près de 20 kg/ha. Il faut cependant noter que l'azote total épandu lors de ces quatre années était de 90 kg/ha/an en moyenne pour la parcelle LP contre 194 kg/ha/an pour la parcelle FP. Les pertes N-NO₃ du FB et de EM sont environ deux fois moindre que les autres modes de fertilisation sur les quatre années du cycle. L'orge grainée ne s'est pas démarquée de la prairie sauf pour la fertilisation au FP, sans doute à cause des applications élevées d'azote.

Tableau 6. Concentrations et pertes N-NO₃ du champ 35 en fonction du mode de fertilisation.

	Concentrations mg N-NO ₃ /litre				Pertes kg/ha N-NO ₃	mm drainé/mm préc. (%)
	moyenne pondérée	Moyenne arithmétique	minimum	maximum		
Orge grainée (1997)						
Minéral (A)	1,41	1,16	0	3,31	0,30	8,1
Bovins (B)	4,16	5,14	2,02	7,62	1,44	13,5
Poules (C)	17,89	7,99	3,68	24,6	11,5	25,1
Porcs (D)	12,67	8,96	4,40	15,00	5,00	15,2
Prairie (1998)						
Minéral (A)	1,44	2,28	0,39	18,82	2,53	5,4
Bovins (B)	1,36	1,76	0,91	3,79	2,24	5
Poules (C)	2,41	2,79	1,96	4,91	3,90	4,9
Porcs (D)	3,19	4,11	2,16	8,26	6,41	6,1
Prairie (1999)						
Minéral (A)	0,91	0,67	0,26	3,01	1,27	39,9
Bovins (B)	1,62	1,42	0,25	3,44	2,62	46,5
Poules (C)	3,00	2,49	1,43	6,39	4,70	45
Porcs (D)	3,65	3,10	1,56	8,60	5,61	44,3
Prairie (2000)						
Minéral (A)	3,00	1,93	0,27	4,51	1,90	19,7
Bovins (B)	6,91	3,19	0	14,8	4,13	18,6
Poules (C)	3,86	2,74	1,31	6,88	1,87	15,1
Porcs (D)	5,30	3,68	0	7,95	2,80	16,4
Bilan du cycle	moyennes pondérée	moyennes arithmétique	minimum	maximum	Pertes totales	Volumes totaux (l/ha)
Minéral (A)	1,69	1,51	0	18,82	6	3 980 942
Bovins (B)	14,05	2,88	0	14,80	10,43	4 197 734
Poules (C)	6,79	4	1,31	24,6	21,97	4 305 994
Porcs (D)	6,20	4,96	0	15	19,82	4 461 496

Tableau 7. Analyse de variance de l'effet des années en fonction du reliquat de N-NO₃ sur un mètre de sol en kg/ha.

STL-35	1997 vs 2000	STL-58	1997 vs 1998	1997 vs 2000	1998 vs 2000
EM	ns	FB	ns	ns	ns
FB	ns	Prairie-témoin	ns	ns	ns
FP	**	LP	ns	ns	ns
LP	*	FM	ns	ns	ns

ns : non significatif ** significatif à P≤0,01 *significatif à 0,05≥P

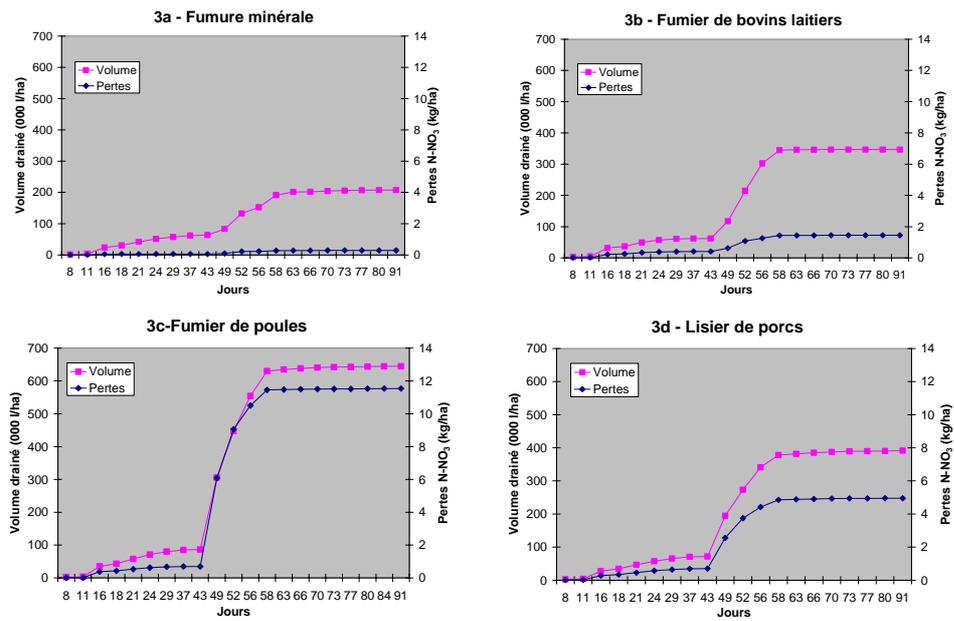


Figure 3. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 1997

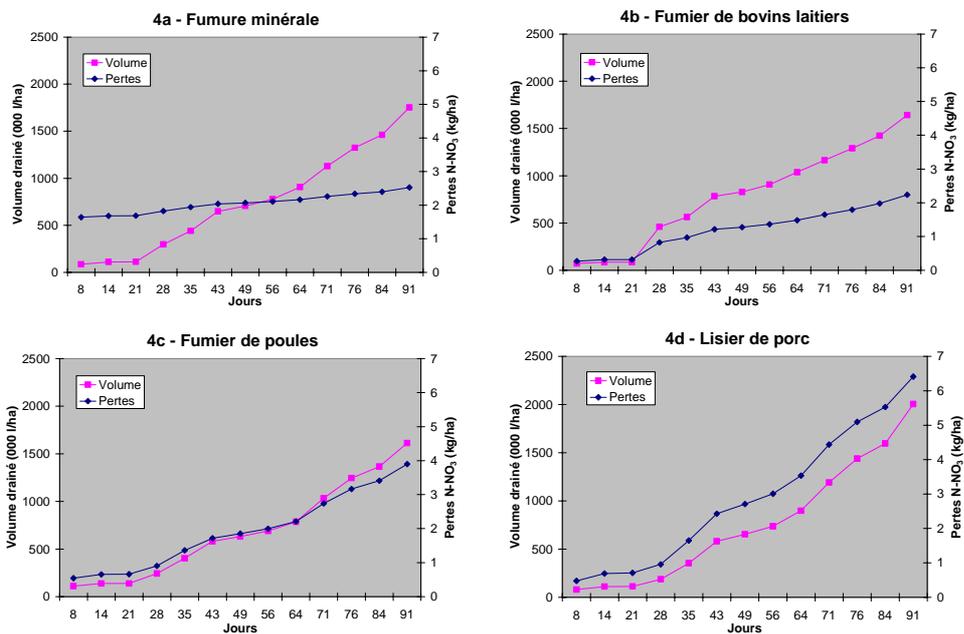


Figure 4. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 1998

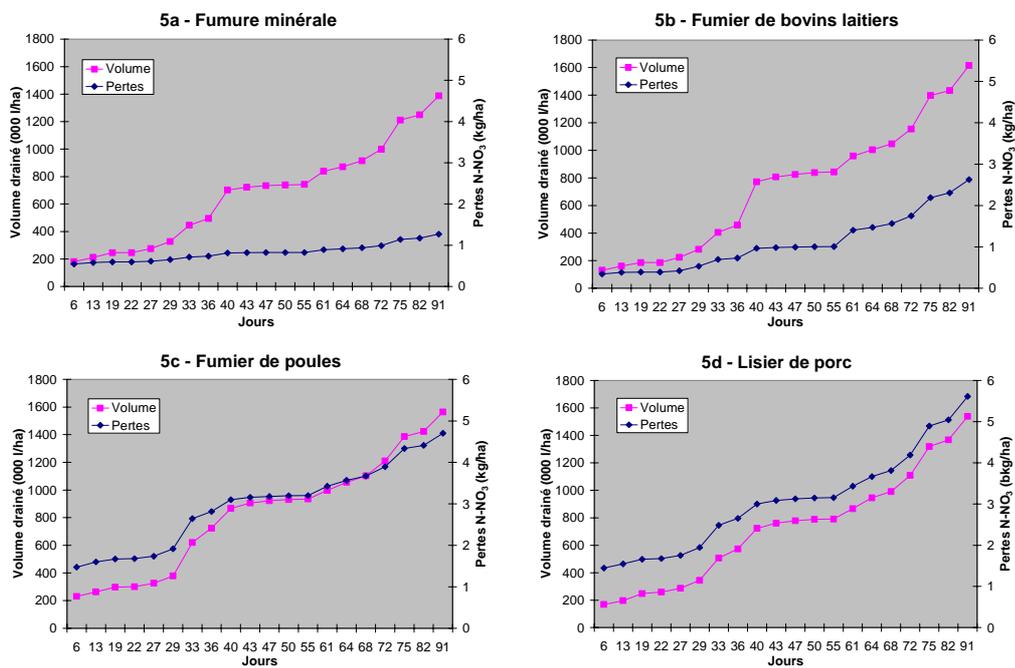


Figure 5. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 1999

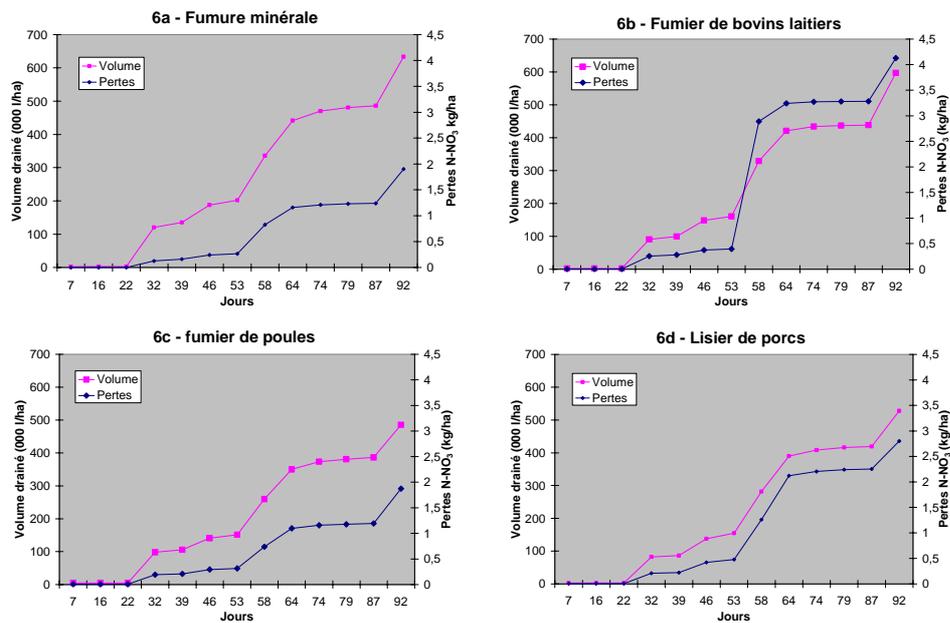


Figure 6. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 2000

Le tableau 6 montre également que l'eau drainée représente une hauteur d'eau 8,1 à près de 47% de la hauteur d'eau de précipitation de la période. Les rapports des hauteurs des précipitations/hauteurs d'eau drainée sont relativement homogènes entre les parcelles pour une même année et aucun des traitements de fertilisation ne s'est réellement démarqué des autres démontrant ainsi que les volumes drainés sont davantage reliés à la météorologie et à la culture en place qu'au mode de fertilisation.

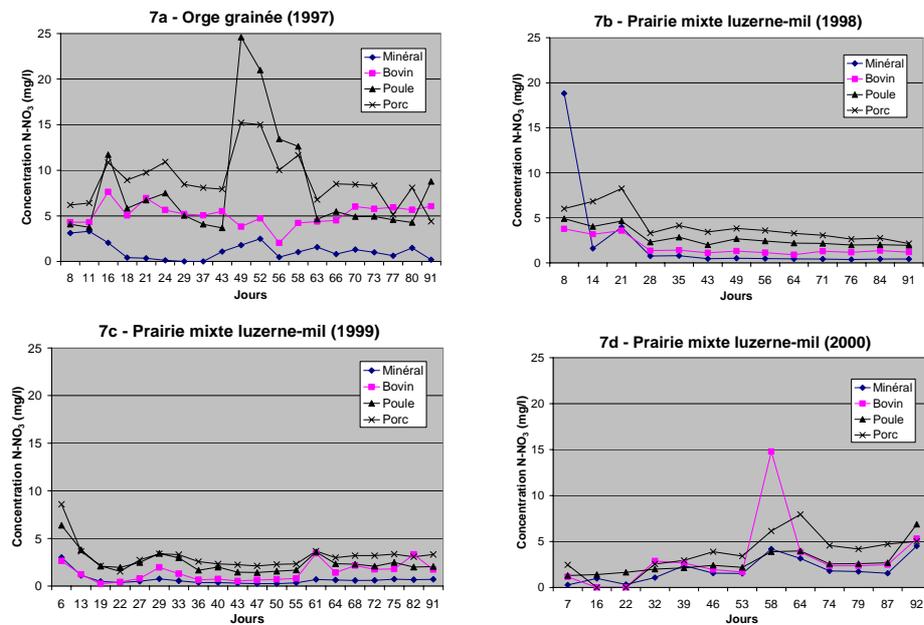


Figure 7. Concentrations N-NO₃ dans l'eau de drainage selon les années

La figure 7, montrant les concentrations N-NO₃ mesurées lors des prises d'échantillons, démontrent que les traitements ayant la concentration moyenne la plus élevée sont, par ordre croissant, EM < FB < FP < LP sous prairies et orges grainées. La fertilisation provenant de EM et de FB ont dépassé le critère de qualité de l'eau (10 mg/l) dans 1,6% des échantillons contre 7,5% pour la fertilisation au FP et 9,1% pour le LP. Le tableau 6 montre la concentration moyenne arithmétique ainsi que les concentrations minimales et maximales de l'eau de drainage de chacun des modes de fertilisation à chaque année. Par contre, ces mesures ne représentent pas l'importance relative de chacune des concentrations mesurées ; les fortes concentrations qui ont été mesurées étaient souvent associées à des volumes drainés proportionnellement plus importants. Les concentrations pondérées (voir équation 3) en fonction du volume de chacun des traitements de fertilisation pour l'orge grainée et la prairie montrent que les résultats du calcul de la concentration arithmétique sont souvent sous évalués. Ceci est particulièrement applicable pour les fertilisations au FP et au LP, surtout sous orge grainée. En effet, la concentration moyenne pondérée du FP, sous orge grainée est plus du double que la moyenne arithmétique et la concentration du LP est plus de 40% plus élevé. La plus grande partie des volumes drainés, sous prairie, sont inférieurs à 3,5 mg/l. Plus de 75% du volume drainé de EM et FB a une concentration inférieure à 2 mg/l et plus de 70% du volume drainé de FP et LP a une concentration inférieure à 3,5 mg/l.

$$(3) \text{ Concentration pondérée} = \frac{[(N-NO_3] \cdot V_1)}{V_{\text{total}}} + \frac{[(N-NO_3] \cdot V_2)}{V_{\text{total}}} + \frac{[(N-NO_3] \cdot V_3)}{V_{\text{total}}} + \dots$$

La charge de N-NO₃ dans le sol influence la quantité lessivée vers le système de drainage. La figure 8 indique que plus la charge en N-NO₃ dans le sol est élevée, plus on peut s'attendre à des pertes élevées dans les eaux de drainage. Cependant, dans le cas de la fertilisation minérale et bovine les pertes en 2000 ont été plus élevées qu'en 1997, ceci pourrait s'expliquer par des volumes d'eaux drainés moins importants en 1997 et le travail du sol qui a été fait à l'automne 2000. Le labour, en enfouissant la végétation, diminue le potentiel de captage d'eau par la végétation en plus de favoriser la minéralisation de l'azote de la végétation même. Par contre, pour ce qui est du FP et du LP la diminution de la charge N-NO₃ dans le profil du sol semble avoir eu un impact plus important sur la diminution des pertes que le volume d'eau drainée ou le labour.

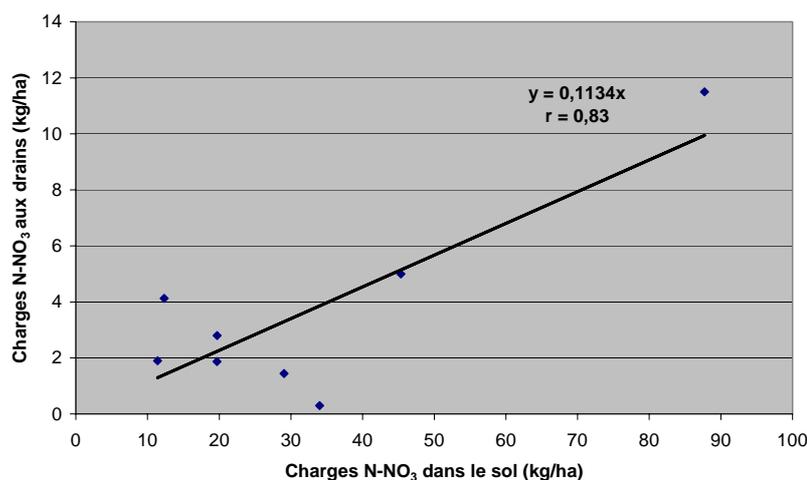


Figure 8. Charges N-NO₃ aux drains en fonction de la charge dans le sol en 1997 et en 2000 (champ 35)

CHAMP 58

Relation N-NO₃ dans le sol à l'automne en fonction de la culture et du mode de fertilisation

Dans le champ 58, le témoin (prairie trèfle-mil) montre des concentrations en N-NO₃ résiduelles dans le sol inférieures aux autres cultures et ce pour les trois années échantillonnées et à toutes les profondeurs (figure 9). Cependant, pour les autres cultures, il n'est pas possible de les comparer entre elles puisqu'elles n'ont pas été cultivées la même année. Notons seulement que les reliquats d'azote en fin de saison n'ont pas différé significativement d'une saison à l'autre (tableau 7). L'ordre d'importance du reliquat de N-NO₃ à l'automne, a été : prairie < canola < orge < maïs.

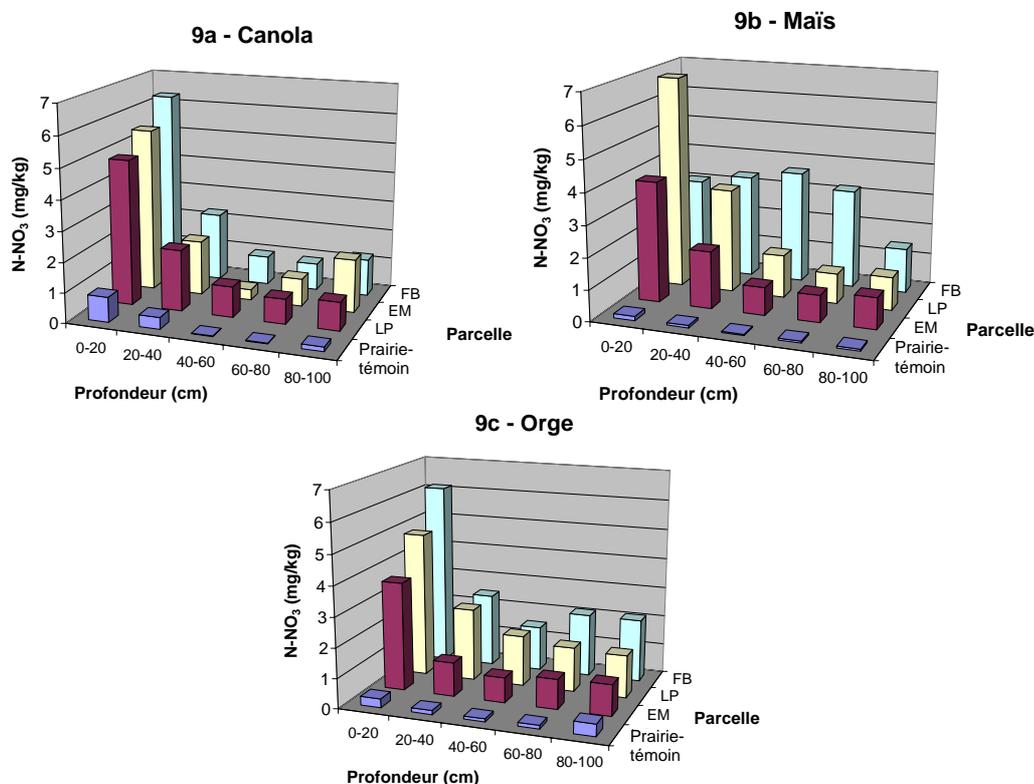


Figure 9. Impact de la fertilisation sur la concentration N-NO₃ résiduelle dans le profil de sol selon les cultures

Les modes de fertilisation n'ont pas différé sauf en 2000 où EM s'est démarqué des autres modes de fertilisation (tableau 5) pour le reliquat de N-NO₃ dans le sol. Il est à noter que la parcelle 58D (EM) est la seule qui a vu son reliquat de N-NO₃ diminuer de 1997 à 2000, passant de 32,95 kg/ha en 1997 à 27,41 kg/ha en 1998 à 24,64 kg/ha en 2000. Le FB a laissé sensiblement plus de reliquat N-NO₃ dans le sol lors des trois années échantillonnées (figure 10). La charge N-NO₃ laissée par le FB allait de 11,68 à 14,61 kg/ha soit environ 8 à 20% plus de reliquats que le LP et de 17 à 86% que le EM.

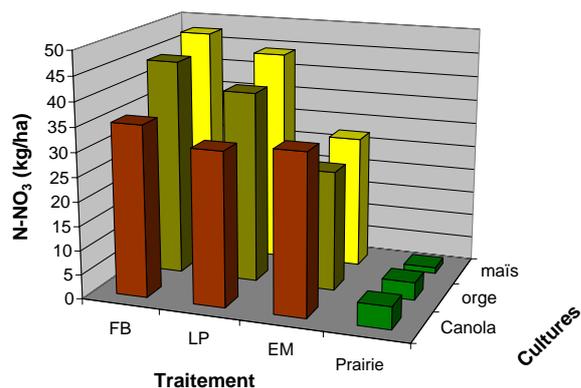


Figure 10. Charges N-NO₃ (0-100 cm) en fonction des traitements de fertilisation et des cultures du champ 58

Relation N-NO₃ aux drains vs fumures, cultures et teneurs dans les sols

Les figures 11 à 14 montrent les cumulatifs des volumes drainés et des pertes de N-NO₃ de chacune des parcelles pour le cycle complet de quatre automnes. De 1998 à 2000, les pertes sont assez graduelles, mais en 1997, durant une période de neuf jours, soit du 3 au 12 novembre, la charge drainée représentait de 52,6 à 94,9% du total de la charge N-NO₃ drainé pour la saison, selon le type de fertilisation. Cette période critique coïncide avec celle du champ 35. La culture ayant laissé échapper le moins de N-NO₃ est la prairie témoin avec une moyenne saisonnière de moins de 2,4 kg/ha, malgré des volumes d'eau drainés totaux de 159 à 214% supérieurs aux autres traitements durant toute la durée du cycle. Ce fait est probablement causé par la présence de macropores qui se seraient formées depuis 1993 due à l'absence de travail du sol lors de cette période. Les pertes N-NO₃ moyennes automnales des autres cultures sont par ordre d'importance : canola (3,85kg/ha/an) < orge (4,67 kg/ha/an) < maïs-grain (13,87 kg/ha/an). Tout comme dans le champ 35, l'effet météorologique est le facteur ayant eu le plus d'impact sur la quantité d'eau drainée puisqu'à chaque automne les parcelles ont drainé des proportions similaires d'eau/précipitation (tableau 8), en excluant la prairie témoin, bien entendu. Cette dernière parcelle a drainé des hauteurs d'eau équivalentes à plus de 50% des précipitations totales des automnes de 1998 à 2000. La proportion est toutefois moindre en 1997, mais quand même plus importante que les autres parcelles.

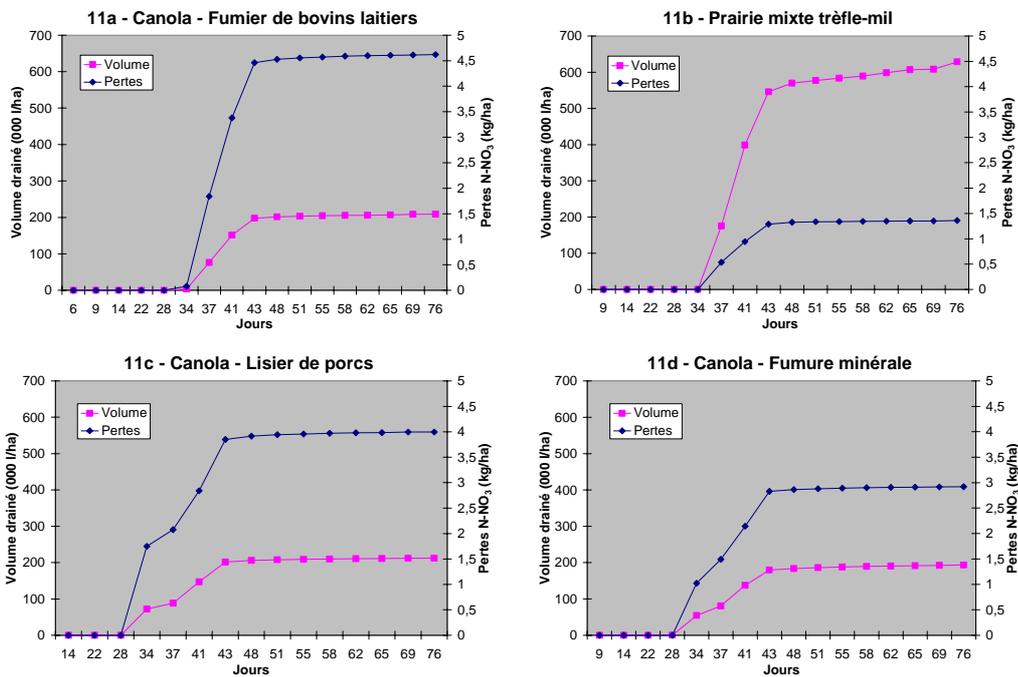


Figure 11. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 1997

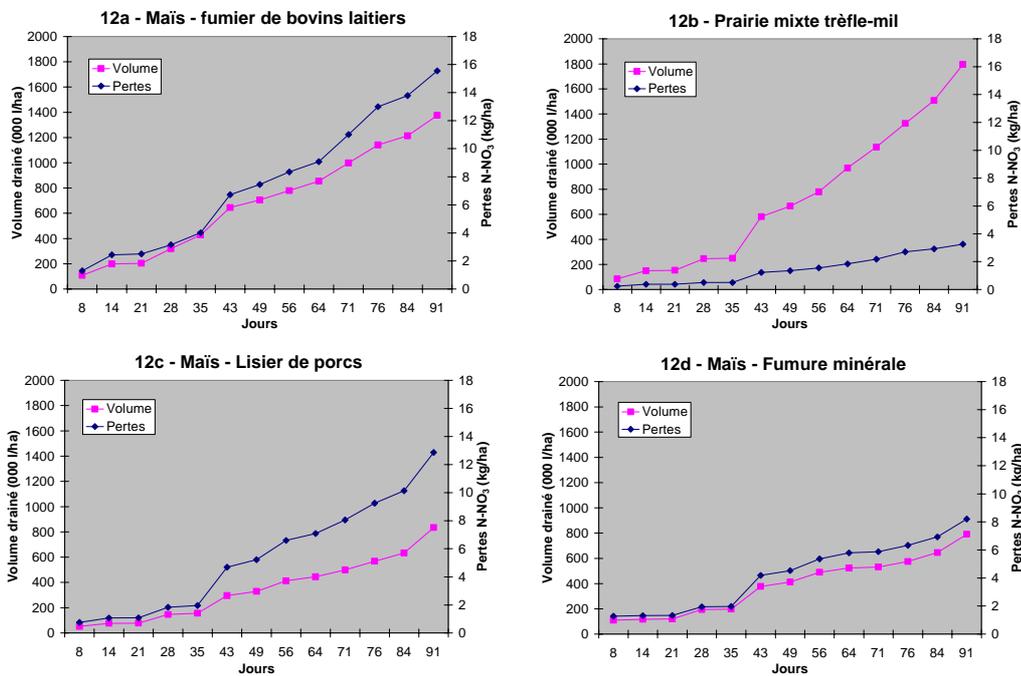


Figure 12. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 1998

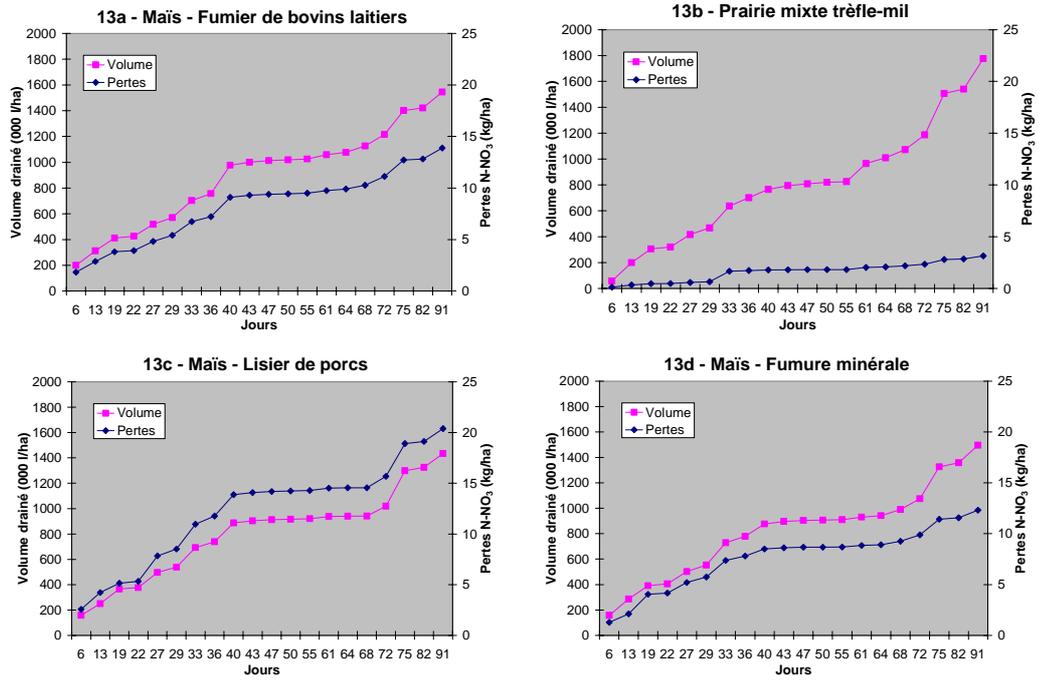


Figure 13. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 1999

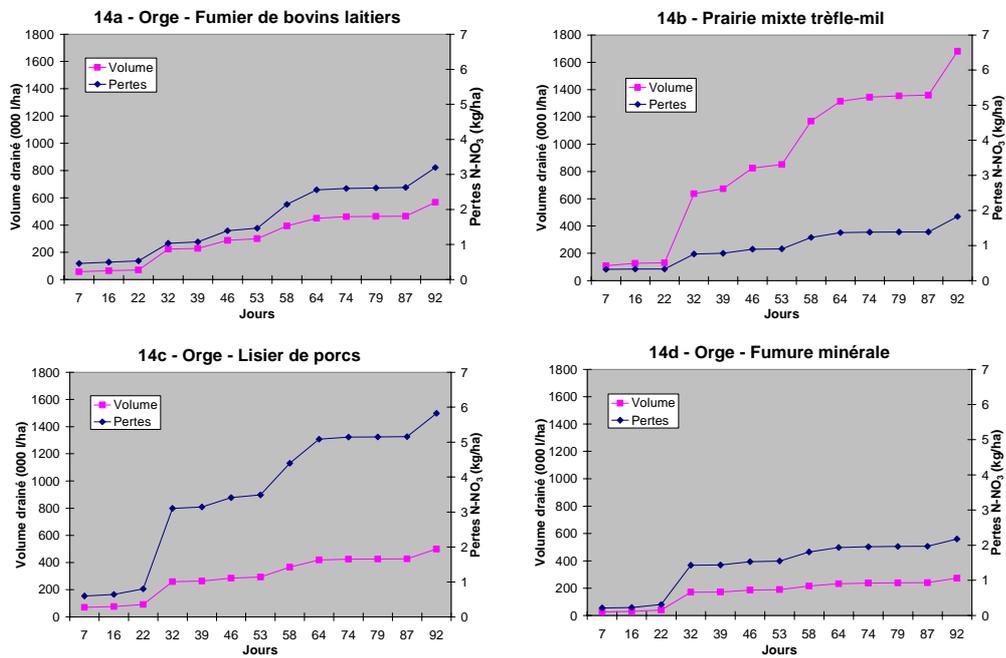


Figure 14. Cumulatif des charges N-NO₃ et des volumes d'eau drainés en 2000

Tableau 8. Concentrations et pertes N-NO₃ du champ 58 en fonction du mode de fertilisation

	Concentrations N-NO ₃ dans l'eau de drainage (mg/litre)				Pertes	mm drainé/ mm préc.
	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	minimum	maximum	kg/ha N-NO ₃	(%)
Canola (1997)						
Bovins (A)	22,11	14,02	5,22	26,16	4,62	8,1
Témoin (B)	2,16	1,16	0,26	3,06	1,36	24,5
Porcs (C)	18,83	14,06	2,18	24,16	4,00	8,3
Minéral (D)	15,11	8,25	4,48	18,79	2,92	7,5
Maïs (1998)						
Bovins (A)	11,3	11,12	5,64	13,97	15,55	42,1
Témoin (B)	1,81	1,67	0,43	2,83	3,25	54,9
Porcs (C)	15,4	14,51	7,64	19,42	12,86	25,5
Minéral (D)	10,38	9,62	3,97	12,98	8,20	24,2
Maïs (1999)						
Bovins (A)	8,99	8,62	5,35	11,18	13,89	44,4
Témoin (B)	1,77	1,40	0,24	5,95	3,14	51,1
Porcs (C)	14,22	13,89	7,58	20,82	20,40	41,3
Minéral (D)	8,23	7,59	4,10	18,28	12,31	43
Orge (2000)						
Bovins (A)	5,63	5,86	3,29	7,86	3,20	17,6
Témoin (B)	1,08	0,85	0,19	2,96	1,82	52,3
Porcs (C)	11,68	10,35	6,92	13,63	5,83	15,5
Minéral (D)	7,99	6,39	3,69	9,65	2,18	8,5
Bilan du cycle	moyenne pondérée	moyenne arithmétique	minimum	maximum	Pertes totales	Volumes totaux (l/ha)
Bovins (A)	12,01	9,91	3,29	26,16	37,26	3 696 569
Témoin (B)	1,71	1,27	0,19	5,95	9,57	5 880 691
Porcs (C)	15,03	13,20	2,18	24,16	43,09	2 981 325
Minéral (D)	10,43	7,96	3,69	18,79	25,61	2 751 861

EM est le traitement ayant laissé échapper le moins de N-NO₃, et ce pour toute la durée de l'expérimentation, bien qu'il ne diffère significativement que du LP (tableau 9), suivi du FB et finalement du LP. Le LP a été épandu à des doses azotées moyennes de 158 kg/ha contre 251 kg/ha pour le FB (tableau 4), mais a quand même exporté plus de N-NO₃ que les autres modes de fertilisation sur le total des quatre saisons (tableau 8).

Tableau 9. Analyse de variance des pertes N-NO₃ dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de fertilisation.

STL 35	Minéral	Bovin	Poule	Porc
Minéral	--	n.s.	n.s.	n.s.
Bovins	n.s.	--	n.s.	n.s.
Poules	n.s.	n.s.	--	n.s.
Porcs	n.s.	n.s.	n.s.	--

STL 58	Bovin	Porc	Minéral
Bovins	--	n.s.	--
Porcs	n.s.	--	*
Minéral	n.s.	*	--

La concentration moyenne en N-NO₃ des eaux de drainage avec une fertilisation à base de LP a été plus élevée qu'avec les autres types de fertilisation. La figure 15 montre les mesures de concentrations échantillonnées des quatre parcelles pour les quatre automnes du cycle. La prairie composée de trèfle-mil n'a jamais dépassé le critère de 10 mg/l, la concentration maximum atteinte lors des quatre automnes est toujours demeurée sous la barre des 6 mg/l. En 1997, la culture de canola a généré des concentrations dans l'eau de drainage sous FB dépassant la norme dans 64,7% des échantillons contre 93,3% dans le LP et 25% dans le EM. La culture de maïs-grain, a pour sa part, entraîné des dépassements de la norme dans 36,4% des échantillons avec le FB, 90,9% dans le cas du LP et 30,3% dans le cas de EM durant les automnes 1998 et

1999. Finalement, pour la culture d'orge le pourcentage de dépassement a atteint 36,5% pour le FB, 82% pour le LP et 22,6% pour EM. Comme dans le champ 35, le champ 58 montre des concentrations pondérées généralement supérieures aux concentrations arithmétiques moyennes (tableau 8). Les concentrations pondérées de N-NO₃ dans l'eau de drainage pour les cultures étudiées sont, par ordre croissant d'importance : prairie < orge < maïs < canola alors que pour les modes de fertilisation l'ordre croissant d'importance des concentrations de N-NO₃ est : EM < FB < LP. En pondérant les concentrations, il y a une certaine tendance à l'augmentation des valeurs de concentrations moyennes des traitements, signifiant que des volumes plus importants sont associés aux concentrations les plus élevées à l'automne. Ceci est particulièrement vrai pour le FB sous canola puisque 23,5% des échantillons avaient une concentration supérieure à 20 mg N-NO₃/l pour un volume drainé correspondant à 94,7% du volume total. La même année, la fertilisation minérale avait plus de 75% des échantillons se situant sous la barre des 10 mg N-NO₃/l, mais correspondant à seulement 7,2% du volume. La charge N-NO₃ perdue au drain par le maïs a différée significativement des charges perdues par le canola et l'orge (tableau 10).

Tableau 10. Analyse de variance des pertes N-NO₃ dans l'eau de drainage (kg/ha) en fonction du type de culture

STL 35	Prairie graminée	Orge grainée			
Orge grainée	n.s.	--			
Prairie graminée	--	n.s.			

STL 58	Canola	Maïs 1998	Maïs 1999	Orge
Canola	--	*	*	n.s.
Maïs 1998	*	--	n.s.	*
Maïs 1999	*	n.s.	--	*
Orge	n.s.	*	*	--

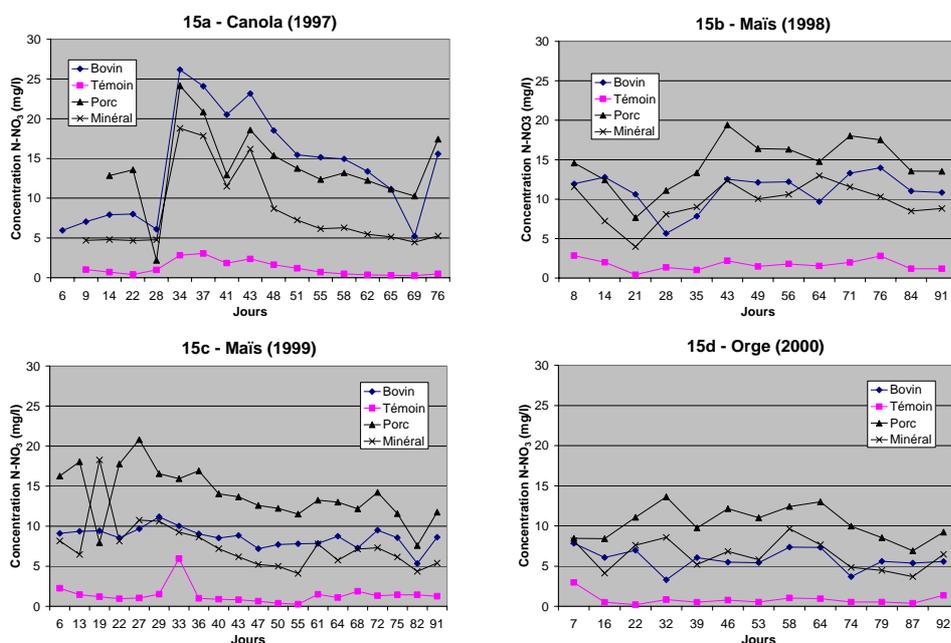


Figure 15. Concentrations N-NO₃ dans l'eau de drainage selon les années

La charge dans le sol semble avoir eu une certaine influence sur la quantité de N-NO₃ perdue. La figure 16 montre la charge drainée en fonction de la charge présente dans le sol en fin de culture pour le champ 58. La charge résiduelle en fin de culture se retrouve exposée au lessivage vers les drains, de sorte que plus la quantité de N-NO₃ est élevée, plus les pertes auront tendance à être élevées.

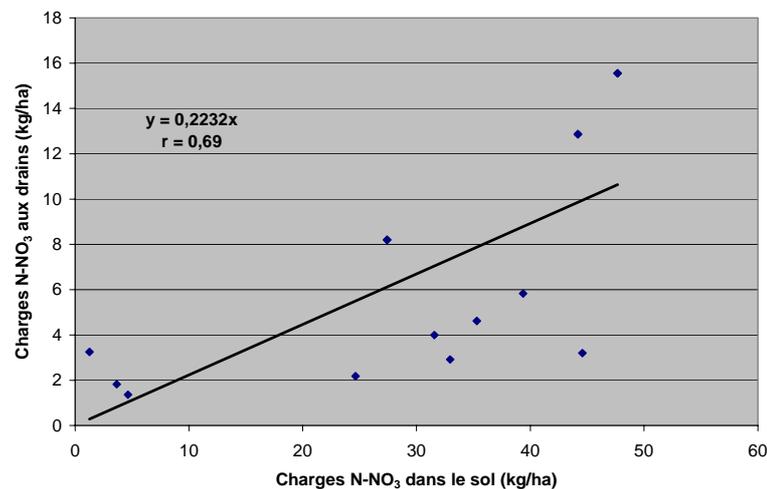


Figure 16. Charges N-NO₃ aux drains en fonction de la charge N-NO₃ résiduelle dans le sol en 1997, 1998 et 2000 (champ 58)

CONCLUSION ET BILAN DE L'OBSERVATOIRE DE LA QUALITÉ DES SOLS DE ST-LAMBERT-DE-LAUZON

Pour les deux champs de l'Observatoire, certains faits ont été observés permettant de faire quelques généralités. Tout d'abord, les pertes aux drains sont influencées par la dose d'azote appliquée lors de la saison culturale. Plus la dose appliquée sera élevée, plus les pertes N-NO₃ auront tendance à être élevées et ce toute année ou culture confondue (figure 17). Pour cette raison, il est très important d'effectuer des analyses de fumier ou de lisier avant un épandage. À dose constante de 25 t/ha dans le champ 35, la teneur en azote du FB a varié de 69,6 à 189 kg/ha. Il en est de même pour le LP qui a varié de 86 à 149 kg/ha pour une dose appliquée de 30 m³/ha. La fertilisation du champ 58 a montré des variations du même ordre. Une méthode efficace de dosage est également importante pour une bonne gestion des fumiers. Le FP, en 1997, a généré plus de la moitié de ses pertes totales sur quatre saisons automnales à cause d'un problème de dosage.

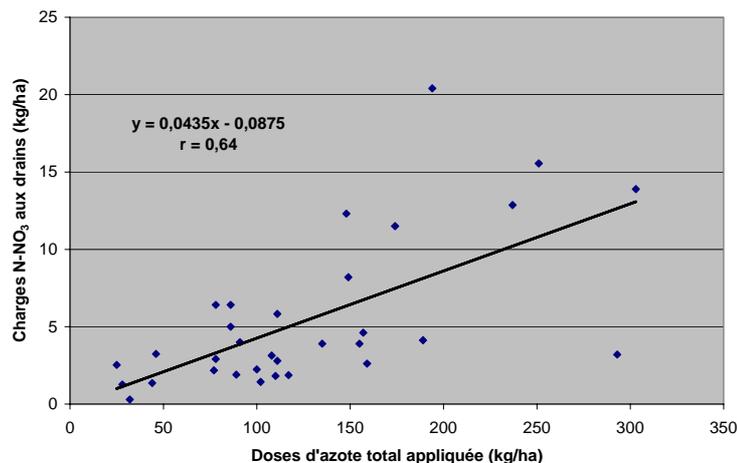


Figure 17. Charges N-NO₃ aux drains en fonction de la dose d'azote total appliquée dans les champs 35 et 58

La charge N-NO₃ dans le sol en fonction de la charge dans l'eau de drainage pour les quatre automnes du cycle et pour toutes les parcelles de l'Observatoire (champ 35 et 58) a été établie avec un $r = 0,63$, la corrélation est significative bien que pas très élevée, mais l'influence des cultures est très présente.

Les résultats de la charge N-NO₃ au drain s'est révélée, pour la période automnale, similaire aux résultats de l'étude de Piché et Gangbazo (1991), mais nettement inférieur aux résultats de Gangbazo et al. (1997) en ce qui à trait aux pertes dans la culture de maïs. Les résultats que nous avons obtenus, en 1998 et 1999, démontrent des pertes de 25 à plus de 50% inférieurs à ceux de Gangbazo et al. (1997) pour la période automnale dans le maïs. Les doses d'azote appliquées plus faibles dans les Observatoires que celles utilisées par Gangbazo et al. (1997) expliqueraient ces différences.

Le carottage de sol est une méthode utile qui peut nous permettre de comparer le risque environnemental que représente un champ ou une parcelle sur une base comparative seulement. On ne peut prédire avec certitude les pertes de N-NO₃ à venir pour une saison automnale. Par contre, le carottage peut nous permettre d'identifier les champs les plus à risque pour une même saison selon la culture qui y a été pratiquée et le type de fertilisation qui y a été appliquée. Plus une parcelle contient des résidus importants de N-NO₃ en fin de culture, plus cette parcelle représentera un risque potentiel élevé de pertes par lessivage.

Le maïs est la culture qui a laissé le plus de N-NO₃ résiduel dans le sol à l'automne et qui a généré le plus de perte de N-NO₃ par le réseau de drainage souterrain. Les pertes, par ordre d'importance, ont été prairie < orge ≈ canola < maïs. La fertilisation à base de lisier de porcs a généré les concentrations les plus élevées de N-NO₃ dans l'eau de drainage. Pour l'automne, une concentration ponctuelle de N-NO₃ dans l'eau de drainage ne semble pas un paramètre suffisant et performant afin d'évaluer l'impact réel d'une culture sur la qualité de l'eau. La charge (kg/ha) et la concentration moyenne saisonnière pondérée en fonction du volume semblent être les meilleures méthodes afin de quantifier l'impact d'une culture ou d'une fertilisation pour cette saison. Pour une dose de 50 m³/ha, le lisier de porcs a généré des pertes en N-NO₃ plus élevées que le fumier de bovins (45 t/ha) et que l'engrais minéral. L'engrais minéral a été le mode de fertilisation qui a produit le moins de pertes aux drains.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier pour cette étude tout le personnel du laboratoire d'analyse des sols de l'IRDA et plus particulièrement messieurs Pierre Audesse, pour m'avoir facilité l'accès au laboratoire, Colin Federspiel, pour ses conseils, sa disponibilité et son dévouement, de même que Gérard Fortin pour son professionnalisme dans le contrôle de la qualité des extractions de nitrates des échantillons de sols. Je remercie également M. Michel Lemieux pour l'aide qu'il m'a apporté pour le carottage des sols. Finalement, je tiens à remercier madame Frédérique Maranda pour son aide lors de la mise en page finale du rapport.

RÉFÉRENCES

- Angle, J.S., Gross, C.M., Hill, R.L. et McIntosh, M.S. 1993. *Soil nitrate concentrations under corn as affected by tillage, manure, and fertilizer applications*. J. Environ. Qual. 22 :141-147.
- Baker, J.L. et Johnson, H.P. 1981. *Nitrate-Nitrogen in tile drainage as affected by fertilization*. J. Environ. Qual. 10 :519-522
- Baker, J.L. et Laflen, J.M. 1983. *Water quality consequences of conservation tillage*. J. Soil and Water Cons.38 :186-193.
- Bergström, L. 1987. *Nitrate leaching and drainage from annual and perennial crops in tile-drained plots and lysimeters*. J. Environ. Qual. 16 :11-18.
- Bjorneberg, D.L., Kanwar, R.S. et Melvin, S.W. 1996. *Seasonal changes in flow and nitrate-N loss from subsurface drains*. Transactions of the ASAE 39 :961-976.
- Bjorneberg, D.L., Karlen, D.L., Kanwar, R.S. et Cambardella, C.A. 1998. *Alternative N fertilizer management strategies effects on subsurface drain effluent and N uptake*. Applied engineering in agriculture. 14 :469-473.
- Blevins, R.L., Smith, M.S., Thomas, G.W. et Frye, W.W. 1983. *Influence of conservation tillage on soil properties*. Journal of soil and water conservation 301-305.
- Brady, N.C. et Weil, R.R. 1996. *The nature and properties of soils*. 11th ed. Prentice-Hall inc. Upper Saddle River, N.J. USA. P.740.
- Bronswijk, J.B., Hamminga, W. et Oostindie, K. 1995. *Rapid nutrient leaching to groundwater and surface water in clay soil areas*. Eur. J. Agron. 4 :431-439.
- Bryant, G.J., Irwin, R.W. et Stone, J.A. 1987. *Tile drain discharge under different crops*. Can. agric. eng. 29 : 117-122.
- Burgess, M.S., Mehdi, B.B., Mehuys, G.R. et Madramootoo, C.A. 1996. *Agricultural systems as non-point pollutions sources : nitrate leaching and soil nitrate levels in silage and grain corn under no-till, reduced tillage, and conventional tillage* 839-848.
- Côté, D. 1990. *Vers une gestion des engrais favorable à la conservation de l'eau*. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole ; Conseil des productions végétales du Québec. p. 200-218.
- Edwards, W.M., Norton L.D. et Redmond C.E. 1988. *Characterixing macropores that affect infiltration into nontilled soil*. Soil Sci. Soc. Am. J. 52 :483-487.
- Gangbazo, G. et Babin F. (2000). *Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles*. Vecteur environnement 33 (4) : 47-57.
- Gangbazo, G., Pesant, A.R. et Barnett G.B. 1997. *Effets de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porcs sur l'eau, le sol et les cultures*. Direction des écosystèmes aquatiques : Ministère de l'environnement et de la faune. Bibliothèque Nationale du Québec.

- Giroux, M. et Tran, T.S. 1995. *Effet des doses et des modes d'apport des engrais azotés sur le rendement et la qualité du maïs-ensilage et sur les reliquats de nitrates dans les sols*. Agrosol, volume 8, numéro 1 : 3-11.
- Golabi, M.H., Radcliffe, D.E., Hargrove, W.L. et Tollner, E.W. 1995. *Macropore effects in conventional tillage and no-tillage soils*. J. Soil and Water Cons. 50 :205-210.
- Guertin, S.P. en collaboration Barnett, M.G., Pesant, A., Parent, L.É., Giroux, M. et Mackenzie, A.F. 1997. *Évaluation des besoins N, P, K dans la culture du maïs selon les caractéristiques du sol et des systèmes culturaux*. Dossier no 13-62260811-081. Projet de recherche dans le cadre de l'entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. p.139.
- Guertin, S.P., Barnett G.M., Giroux, M., Mackenzie, A.F., Pesant, A. et Parent, L.E. (2001). *Effet de pratiques culturales dans la culture de maïs, en terrain vallonné, sur les risques de contamination des eaux de ruissellement et de drainage*. Agrosol, volume 11, numéro 2 : 107-113.
- Isfan, D., Zizka, J., D'avignon, A. et Deschênes, M. 1994. *Effet des doses et des modes d'application de l'engrais azoté sur le rendement, la teneur et N des plantes et les nitrates résiduels chez le maïs-ensilage*. Agrosol, volume 7, numéro 2 : 38-46.
- Kanwar, R.S., Baker, J.L. et Baker, D.G. 1988. *Tillage and split N-fertilization effects on subsurface drainage water quality and crop yields*. Transactions of the ASAE. 31 :463-461.
- Miller, M.H. 1990. *Impact of nutrient use in crop production on water quality*. Colloque sur la conservation de l'eau en milieu agricole ; Conseil des productions végétales du Québec. p. 139-150.
- Patni, N.K., Masse, L. et Jui, P.Y. 1996. *Tile effluent quality and chemical losses under conventional and no tillage-Part 1 : Flow and nitrate*. Trans. ASAE 39 :1665-1672.
- Pesant, A.R., Dionne, J.L. et Genest J. 1987. *Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems*. Can. J. Soil Sci. 67 : 835-843.
- Pesant, A.R. en collaboration Perron, M., Barnett G., Guertin S.P., Bélanger A. et Gangbazo G. 1997. *Effet de la période et du type de travail primaire du sol sur la perte d'azote et de phosphore dans les eaux de surface et de drainage (dans les cultures du maïs-grain et de l'orge)*. Colloque de l'entente Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture. p. 53-57.
- Piché, I. et Gangbazo, G. 1991. *Étude de la qualité des eaux de drainage souterrain*. Direction de l'assainissement agricole. Ministère de l'environnement du Québec. p.37.
- Randall, G.W., Huggins D.R., Russelle, M.P., Fuchs, D.J., Nelson, W.W. et Anderson J.L. 1997. *Nitrate losses through subsurface tile drainage in conservation reserve program, Alfalfa, and row crop systems*. J. Environ. Qual. 26 :1240-1247.
- Roth, G.W. et Fox, R.H. 1990. *Soil nitrate accumulations following nitrogen-fertilized corn in Pennsylvania*. J. Environ. Qual. 19 :243-248.

Rothamstead Experiment Station. 1988. Soils and crop production division. P.93-159. *In Rothamstead Experiment Station Report for 1987*. Lawes Agric. Trust, Harpenden, England.

Schertz, D.L. et Miller, D.A. 1972. *Nitrate-N accumulation in the soil profile under alfalfa*. Agronomy Journal 64 :660-664.

Simmelsgaard, S.E. 1998. *The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil*. Soil use and management 14 : 30-36.

Tran, T.Sen. 1995. *Efficacité et devenir de l'engrais azoté marqué (¹⁵N) appliqué à la culture de maïs (Zea Mays L.)*.Thèse de doctorat, Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation, Université Laval, Qué.