Université du Québec
Institut national de la recherche scientifique
Eau, Terre et Environnement

ÉTUDE À L'AIDE DE LYSIMÈTRES DRAINANTS DE LA QUALITÉ DE L'EAU DU SOL SUITE À L'ÉPANDAGE DE SOUS-PRODUITS DE LISIER TRAITÉ

par
Alicia Natalia Moreno
Ingénieure géologue

Mémoire présenté
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examinateur Externe	Monsieur Adrien N'Dayegamiye IRDA
Examinateur Externe	Monsieur Denis Côté IRDA
Examinateur Interne	Monsieur Guy Mercier INRS-ETE
Directeur de recherche	Monsieur Jean-François Blais INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Monsieur Pierre Lafrance INRS-ETE

© Droits réservés de Alicia Moreno, 2003

REMERCIEMENTS

Je voudrais tout d'abord remercier mon directeur de recherche pour m'avoir confié ce projet et m'avoir fourni le soutien financier nécessaire. Merci également à mon co-directeur pour ses conseils scientifiques. Vos disponibilités au cours de l'été 2002 ont été très appréciées.

Je me dois de remercier M. Denis Côté de l'IRDA pour son implication, ses multiples conseils d'ordre agronomique et pour sa grande disponibilité également.

Un gros merci aux techniciens et ouvriers de l'IRDA (travaux de terrain), ainsi qu'aux techniciens du laboratoire de l'INRS-ETE (analyses chimiques) : leur aide respective au cours de ce projet m'a été indispensable.

Enfin, je tiens à remercier mon conjoint et père de mes enfants pour m'avoir secondé dans mon souhait de faire cette maîtrise à ce stade de nos vies.

Finalement, je dédis ce travail à mes parents agronomes. Qui l'eut dit qu'un jour je viendrais jouer dans vos plates-bandes…

RÉSUMÉ

Le présent projet s'inscrit dans le cadre d'une recherche qui vise à développer une technologie de traitement de lisier de porc et d'évaluer l'efficacité fertilisante des produits générés par cette technologie. Afin d'évaluer l'impact sur le milieu environnant suite à l'épandage agricole de ces produits, un suivi environnemental de l'eau du sol a été effectué.

Étant donné que ce projet s'est fait en parallèle avec un projet d'évaluation de l'efficacité fertilisante de produits de lisier traité, l'objectif principal du présent projet était d'évaluer les teneurs en éléments nutritifs (NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}) et en métaux (Cu et Zn) dissous dans l'eau de percolation sous la zone racinaire d'une culture d'orge. L'hypothèse initiale étant que les éléments migrant sous les racines ne sont plus captables par les plantes et deviennent donc un risque de contamination pour la nappe d'eau sous-jacente.

Suite à l'épandage de divers sous-produits de lisier traité, le suivi de l'eau dans le sol a été effectué à l'aide de lysimètres drainants installés à 40 cm de profondeur. Le modèle de lysimètre utilisé a été spécialement conçu pour ce projet. Soixante-quatre lysimètres ont été installés afin de suivre sept traitements de fertilisation (trois produits de lisier liquide, trois produits de lisier solide, un engrais minéral) et un témoin; le tout en quadriplicata sur deux types de sols (loam sableux et loam argileux). Dans le cadre du suivi environnemental, les dosages étudiés correspondaient à 100% du besoin normal en azote pour l'orge (80 kg N/ha).

Les résultats ont révélé que pour les produits de lisier solide, les charges recueillies par rapport aux charges ajoutées étaient plus faibles, même si ces produits possédaient un contenu initial plus élevé en N, en P et en métaux que les produits de lisier liquide, le lisier brut et l'engrais minéral. Les raisons qui semblent expliquer ces résultats sont le contenu en carbone et en matière organique plus élevée chez les produits solides. Il est également suggéré que la texture plus consistante de ces produits ait limité leur infiltration dans le profil du sol.

Au niveau de la lysimétrie, cette étude démontre qu'un suivi automnal et printanier sur un sol tel le loam argileux fourni de bons résultats de captage d'eau. Par contre, sur le loam sableux le lysimètre drainant a présenté une très faible efficacité de collecte. L'explication de ce phénomène ne sera obtenue que si un suivi postérieur était effectué sur ce site afin de vérifier s'il s'agit d'un problème de restructuration du sol suite à l'installation des lysimètres ou d'une question d'hydrodynamique propre à ce type de sol.

Alicia Moreno
(étudiante)

Jean-François Blais
(directeur de recherche)

TABLE DES MATIÈRES

1.0 INTRODUCTION 1

1.1 Problématique 1
1.2 Objectifs et approche méthodologique 2

2.0 REVUE DE LITTÉRATURE 5

2.1 Épandage de lisier 5
2.2 Paramètres d'intérêt 6
2.2.1 Nitrates (NO_3^-) 6
2.2.2 Ammonium (NH_4^+) 8
2.2.3 Phosphates (PO_4^{3-}) 10
2.2.4 Cuivre (Cu) et zinc (Zn) 12
2.2.5 Coliformes fécaux 14
2.3 Milieu non saturé (zone vadose) 15
2.4 L'utilisation de lysimètres pour étudier le flux de produits dans le sol 17

3.0 MÉTHODOLOGIE 19

3.1 Travaux de terrain 19
3.1.1 Localisation et description pédologique des sites expérimentaux 19
3.1.2 Préparation des sites expérimentaux 20
3.1.3 Description et installation des lysimètres 21
3.1.4 Description des traitements et épandage 23
3.1.5 Méthode et période d'échantillonnage 25
3.2 Travaux en laboratoire 25
3.2.1 Conservation des échantillons 26
3.2.2 Méthodes analytiques 26
3.2.3 Traitement des données 26

4.0 RÉSULTATS 29

4.1 Paramètres physiques 29
4.1.1 Conditions météorologiques 29
4.1.2 Calcul de l'efficacité de collecte des lysimètres 30
4.1.3 Caractérisation des propriétés physiques et hydrodynamiques des sols étudiés. 31
4.1.4 Difficultés associées au système d'échantillonnage 34
4.1.5 Discussion sur les paramètres physiques 36
4.2 Paramètres chimiques et biologiques 38
4.2.1 Nitrates et ammonium 38
4.2.2 Phosphates 44
4.2.3 Cuivre et zinc 49
4.2.4 Coliformes fécaux 56
4.2.5 Suivi printanier 58

5.0 DISCUSSION GÉNÉRALE 63

6.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATION 73

7.0 BIBLIOGRAPHIE 75

ANNEXE 1 81

Tableau A.1 Composition des produits de lisier et quantités épandues par traitement 83

ANNEXE 2 85

Tableau A.2.1 Volumes d'eau (L) recueillis aux lysimètres 87
Tableau A.2.2 Propriétés physiques – Loam argileux 88
Tableau A.2.3 Propriétés physiques – Loam sableux 89

ANNEXE 3 91

Tableau A.3.1 Résultats analytiques pour les nitrates 93
Tableau A.3.2 Résultats analytiques pour l'ammonium 95
Tableau A.3.3 Résultats analytiques pour le phosphore 97
Tableau A.3.4 Résultats analytiques pour le cuivre 99
Tableau A.3.5 Résultats analytiques pour le zinc 101
Tableau A.3.6 Résultats analytiques pour les coliformes fécaux 103

ANNEXE 4 105

Tableau A.4 Résultats analytiques pour le printemps 2002 107

ANNEXE 5 109

Tableau A.5 Exemples de charges trouvées dans la littérature 111

ANNEXE 6 113

Figure A.1 Évolution temporelle des différents traitements 115

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 Inventaire des données relatives à l'efficacité de collecte des lysimètres..... 31
Tableau 4.2 Analyse des paramètres physiques déterminants 33
Tableau 4.3 Résultats du test de comparaison des moyennes des paramètres physiques ... 33
Tableau 4.4 Bilan sommaire de l'azote ($N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$) 40
Tableau 4.5 Teneurs moyennes pondérées en azote ($N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$) 42
Tableau 4.6 Bilan sommaire du phosphore 46
Tableau 4.7 Teneurs moyennes pondérées en $P\text{-}PO_4^{3-}$ 47
Tableau 4.8 Bilan sommaire du Cuivre 50
Tableau 4.9 Bilan sommaire du Zinc 51
Tableau 4.10 Teneurs moyennes et teneurs moyennes pondérées en Cu..... 53
Tableau 4.11 Teneurs moyennes et teneurs moyennes pondérées en Zn..... 54
Tableau 4.12 Bilan sommaire des coliformes fécaux..... 57

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1 Schéma des parcelles expérimentales 21
Figure 4.2 Schéma d'échantillonnage pour l'étude des paramètres physiques 32
Figure 4.3 Pourcentage de N recueilli ($N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$) par rapport au N ajouté 41
Figure 4.4 Pourcentage de $P\text{-}PO_4^{3-}$ recueilli par rapport au P ajouté 46
Figure 4.5 Pourcentage de Cu recueilli par rapport au Cu ajouté 51
Figure 4.6 Pourcentage de Zn recueilli par rapport au Zn ajouté 52

1.0 INTRODUCTION

Le présent projet s'inscrit dans le cadre d'une recherche qui vise à développer une technologie de traitement de lisier de porc et d'évaluer l'efficacité fertilisante des produits générés par cette technologie. Afin d'évaluer l'impact sur le milieu environnant suite à l'épandage agricole de ces produits, un suivi environnemental se devait d'être effectué. Le présent mémoire décrit la démarche ainsi que les résultats, conclusions et recommandations dudit suivi environnemental.

1.1 Problématique

La gestion du lisier, principalement celui de porc, est devenu un enjeu agroenvironnemental majeur au Québec. Le nouveau Règlement visant la réduction de la pollution agricole présenté en juin 2002 par le ministère de l'Environnement du Québec en est un exemple très à jour.

Au cours des trente dernières années la production porcine a presque doublé au Canada, passant de 8 à 14 millions de têtes de porcs entre 1971 et 2001 [Le Quotidien, www.statcan.ca, 15 mai 2002]. Le Québec est la province qui occupe le premier rang en 2001 pour ce qui est du nombre de porcs [Recensement de l'agriculture, Statistique Canada, www.statcan.ca, mai 2002]. En cinq ans seulement (1996 à 2001), l'augmentation au Québec a été de 24%. En 2001, près de 63% du nombre de porcs au Québec se trouve réparti en deux régions seulement, soit Chaudière-Appalaches et la Montérégie [*ibid*].

En cours de croissance, les producteurs se sont spécialisés en types d'élevage (maternité, engraissement, finition) et ont réduit les pratiques culturales au champ pour se consacrer principalement à l'élevage. À cette spécialisation chez le producteur vient s'ajouter une spécialisation régionale. En effet, la production porcine s'est concentrée dans certaines

régions particulières (Chaudière-Appalaches, Montérégie, Lanaudière), où le déséquilibre entre la production porcine et les zones d'épandage ont fait du lisier une matière en surplus [Cluis et Couture 1987, Groupe de travail « Transfert technologique » 1998].

Deux caractéristiques physiques intrinsèques du Québec viennent aggraver ce contexte socio-économique, soit le climat et la géologie. De fait, le caractère saisonnier de l'épandage (on épand normalement en période de culture ou peu après la récolte) fait en sorte qu'il se crée une accumulation de lisier en période hivernale. Ce lisier ne pouvant être épandu en plein hiver (pratique non bénéfique et illégale car suite au dégel le lisier serait entraîné directement à la rivière) [Cluis et Couture 1987], il doit être entreposé. Hélas, l'été arrivé, tous les sols du Québec ne sont pas aussi aptes à un épandage intensif (sols sableux, terrains à forte pente, etc) [Groupe de travail « Transfert technologique », 1998]. Par conséquent, certaines régions agricoles se retrouvent face à une contamination des sols et des nappes d'eau souterraine. Ceci est d'autant plus grave puisqu'au Québec l'approvisionnement en eau potable en campagne est encore principalement d'origine souterraine et se fait à partir de puits résidentiels.

Depuis que la problématique de gestion du lisier est devenu un enjeu sérieux, l'industrie cherche un moyen efficace pour gérer et réutiliser ce produit tout en respectant les normes environnementales. C'est ainsi que diverses technologies visant à traiter le lisier ont été développées (traitements mécanique, biologique, chimique, thermique et physico-chimique). Néanmoins, ces technologies n'éliminent pas complètement le caractère nocif du lisier et un suivi environnemental de la réutilisation des sous-produits en tant qu'engrais se doit d'être effectué afin de prévoir l'impact qu'ils auront sur le milieu récepteur.

1.2 Objectifs et approche méthodologique

Étant donné que ce projet s'est fait en parallèle avec un projet d'évaluation de l'efficacité fertilisante de produits de lisier traité, l'objectif principal du présent projet était d'évaluer les teneurs en éléments nutritifs (NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}) et en métaux (cuivre et zinc) dissous

dans l'eau du sol sous la zone racinaire d'une culture d'orge. L'hypothèse initiale étant que les éléments ayant migré sous les racines ne sont plus assimilés par les plantes et deviennent alors une source de contamination potentielle pour la nappe d'eau sous-jacente. L'objectif final était donc de déterminer parmi les différents sous-produits testés, lesquels représentaient un moindre risque pour l'environnement.

Par ailleurs, étant donné la problématique reliée aux bactéries coliformes présentes dans les lisiers, un suivi sommaire de la présence de coliformes fécaux a également été effectué sur l'eau du sol.

Dans le cadre de ce projet, étant donné que le volet agronomique comportait l'étude de différents traitements fertilisants (23), des parcelles expérimentales de petite superficie (2 m^2) ont été choisies. Cette dimension de parcelle rendait impossible un suivi des eaux souterraines par puits d'observation pour chaque traitement. Il a donc été décidé de suivre la qualité de l'eau interstitielle au-dessus de la nappe phréatique, mais sous la zone arable, soit à 40 cm.

L'outil qui permet le captage de l'eau du sol dans la zone non saturée, est le lysimètre. Il existe plusieurs types de lysimètres et pour chaque type il y a un grande variété de modèles. Le type qui a été choisi est celui du lysimètre drainant. Le modèle utilisé a été conçu spécifiquement pour ce projet afin de répondre aux besoins précis de cette étude.

Enfin, le suivi environnemental de l'eau dans le sol a été effectué sur deux types de sols, soit un loam argileux et un loam sableux et ce, afin d'étudier l'effet de la texture du sol sur le devenir des intrants et sur le risque de contamination de l'eau souterraine.

2.0 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Épandage de lisier

L'épandage de fumier en tant qu'engrais existe depuis des millénaires. Ainsi, avant l'emploi généralisé d'engrais chimiques, les fumiers et lisiers étaient considérés comme une ressource précieuse. Ce qui contribuait à rendre ce type de déchets bénéfique c'est l'équilibre qu'il existait autrefois entre la production végétale et la production animale sur une même ferme. Nous savons que cela n'est plus le cas aujourd'hui sur un bon nombre de fermes, mais mis à part la disproportion qui existe au niveau des quantités d'engrais de ferme générées, il s'est également produit un changement au niveau de la composition de ces produits. Leur contenu en N et K n'a pas tellement changé, mais à ces constituants naturels viennent s'ajouter le phosphore, des métaux tels le Cu, Zn et Mn et même des antibiotiques [Barnett 1982].

Compte tenu de ces changements, avant de procéder à une fertilisation avec ce type d'engrais, il importe de connaître la nature du rejet (fumier solide, lisier), sa composition physique et chimique, son taux de décomposition [N'Dayegamiye et Côté 1996], le type de sol sur lequel il sera épandu [Thompson *et al.* 1987], ainsi que le mode et la date d'épandage (printemps, automne) [Côté *et al.* 1996], tout en tenant compte également du besoin en fertilisant de la culture en question.

C'est dans cette optique que le ministère de l'Environnement du Québec s'est doté d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) dans le cadre de l'application du *Règlement sur la réduction de pollution agricole*. L'objectif du PAEF est de : « ...s'assurer que les déjections animales produites [...] sont épandues sur des superficies cultivées en respectant les contraintes liées aux sols et aux cultures de façon à éviter la

surfertilisation des sols et à minimiser la contamination des eaux. » [Réduction de la pollution agricole, www.menv.qc.ca, mai 2002].

2.2 Paramètres d'intérêt

À l'exception des coliformes fécaux, tous les paramètres qui ont été choisis pour être suivis dans le cadre du volet environnemental, sont en soi des nutriments dont les cultures ont besoin pour leur croissance.

Par conséquent, intrinsèquement, ces éléments ne sont pas nocifs lorsqu'ils sont présents en quantités normales. C'est lorsqu'ils sont en excès et, principalement, lorsqu'ils se retrouvent en excès sous la zone des racines, et donc inutilisables pour les plantes, qu'ils peuvent devenir une source de contamination pour l'eau souterraine (s'ils parviennent jusqu'à la nappe phréatique) et pour l'eau de surface (via les drains agricoles).

Les paramètres suivis dans le cadre de cette étude sont donc les suivants : NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}, Cu, Zn; ils seront décrits plus en détails dans les paragraphes qui suivent.

Rappelons que les coliformes fécaux ont été suivis seulement de façon sommaire, à titre indicatif. Ils sont présentés en fin de section.

2.2.1 Nitrates (NO_3^-)

L'ion nitrate est la forme d'azote la plus facilement assimilable par les plantes. Parmi les éléments minéraux puisés dans le sol, c'est celui dont le rôle physiologique est d'être le principal constituant des protéines. Il est donc clair que sa présence détermine le facteur de rendement d'une culture [Soltner 1986].

Du point de vue environnemental, l'ion nitrate est la forme d'azote qui risque le plus de représenter une source de contamination des eaux du fait qu'il est très soluble. De plus, étant donné qu'il s'agit d'un anion, il est difficilement retenu par le complexe adsorbant

(mélange d'argile et d'humus enrobant les grains de sable et limon) [Soltner 1986]. En effet, dans le cadre d'une expérience visant entre autres à évaluer les effets de l'épandage de lisier de porc sur la qualité de l'eau et du sol, Gangbazo *et al.*, [1998] ont observé que 95% des nitrates qui ne sont pas prélevés par les plantes sont exportés par l'eau de drainage.

Dans les engrais organiques, tels le lisier, l'azote se retrouve principalement sous forme ammoniacale. Toutefois, lors de l'incorporation du lisier dans le sol, le processus de nitrification s'active ce qui a pour conséquence d'augmenter considérablement les concentrations en nitrates. Dans une expérience ayant pour but d'évaluer les effets de l'épandage de lisier de porc sur la qualité des eaux de percolation, Thompson *et al.*, [1987] ont épandu 33 g de lisier de porc (ce qui est une faible dose si on se fie aux recommandations du CPVQ[1] pour une culture de céréales) dans une enceinte de 20 cm de diamètre de sol; ce lisier contenait neuf fois plus d'ammonium que de nitrates et pourtant ils ont recueilli des percolats contenant de 2 à 119 fois plus de nitrates que d'ammonium (charge cumulative après 3 mois d'échantillonnage). Ce phénomène est plus remarquable dans les sols argileux, et ce dû à la fixation de l'ammonium par les argiles qui entraîne un ralentissement de l'infiltration et favorise la nitrification [Thompson *et al.*, 1987]. À cause de ce genre de transformation, on ne peut pas dire que le lessivage des nitrates dépend uniquement du taux de lisier ajouté. Selon Choudhary *et al.* [1996], ce lessivage dépend également du type de sol, du type de culture, de la durée de sa période de croissance et enfin de facteurs météorologiques tels la fréquence et quantité de précipitation.

La norme québécoise en ce qui concerne les nitrates dans les eaux de surface se situe à 10 mg N- NO_3^-/l [Critères de qualité de l'eau de surface, www.menv.qc.ca, mai 2002]. Du point de vue de la santé humaine, les nitrates dans l'eau de consommation sont associés à une intoxication pouvant survenir chez les nouveaux-nés et qui est connue sous le nom de méthémoglobinémie [Driscoll 1986]. Au niveau de la santé du bétail, une plus grande susceptibilité aux maladies a été observée, ainsi qu'une baisse dans la production de lait et une augmentation des cas de veaux avortés [*ibid.*].

[1] CPVQ : Conseil des Productions Végétales du Québec

Une étude publiée en 1976 par Chamberland faisant état de l'évolution des nitrates dans des systèmes sol-eau du Québec, arrivait a la conclusion que : « … les conditions générales de climat, de sol […] et d'exploitation générales des fermes au Québec ne favorisent pas l'enrichissement des eaux en nitrates ». Aujourd'hui par contre, la problématique de contamination des eaux par les nitrates commence à se faire sentir. En 1990 une étude menée dans le comté de Portneuf a fait état de la présence de nitrates dans les eaux souterraines (41% des puits échantillonnés dépassaient la limite de 10 mg/l) [Paradis *et al.* 1991]. La culture intensive de la pomme de terre dans ce secteur a alors été pointée du doigt. Bien qu'une étude postérieure ait conclu que la situation était moins alarmante qu'on croyait, les nouveaux résultats démontraient tout de même que ce type de pratique agricole dans un sol sablonneux pouvait avoir un impact significatif sur la qualité de l'eau souterraine [Levallois 2000].

Par ailleurs, un étude effectuée par le ministère de l'Environnement du Québec entre 1989 et 1995 sur l'eau des rivières de différents bassins versants agricoles, révélait que le flux d'azote total est dominé à 70 % par les nitrates en milieu agricole (comparativement aux bassins en milieu forestier) [Gangbazo et Babin 2000]. Par contre, les concentrations mesurées dans l'eau des rivières demeuraient en général sous 1 mg $N\text{-}NO_3^-$/l, ce qui est en dessous de la norme québécoise. Néanmoins, cette même étude concluait que les concentrations mesurées en $N\text{-}NO_3^-$ étaient sept fois plus élevées dans les bassins agricoles que dans les bassins forestiers, ceci étant principalement causé par la minéralisation de l'azote organique du sol et l'apport de fertilisants azotés (inorganiques et engrais de ferme). Cette disproportion est donc suffisamment importante pour que les organismes responsables gardent un œil ouvert en ce qui a trait au suivi des nitrates d'origine agricole dans l'environnement.

2.2.2 Ammonium (NH_4^+)

L'azote ammoniacal (NH_3) est une forme transitoire de l'azote qui libère des ions ammonium. Cet ion étant chargé positivement, il est facilement retenu dans le sol par le

complexe argilo-humique chargé négativement. Une fois absorbé, si le milieu a un potentiel d'oxydoréduction suffisamment élevé, l'ammonium est rapidement oxydé par les bactéries nitrifiantes et est transformé en nitrate. Néanmoins, s'il n'est pas nitrifié, il peut également être absorbé par les plantes, mais en quantité moindre que les nitrates [Soltner 1986]. Sa forme courante dans les engrais organiques est le NH_4OH et il est soluble dans l'eau [Côté 1994].

Du point de vue environnemental, l'ammonium est un composé qui va être considéré moins à risque dans l'eau de drainage agricole puisqu'il est facilement absorbé ou nitrifié dans le sol à des températures situées entre 10 et 30° C [Gangbazo *et al.* 1995]. Par contre, si un lisier est épandu à l'automne ou si un étang d'entreposage de lisier produit des fuites en périodes automnales ou printanières, l'ammonium peut devenir une sérieuse source de contamination pour les eaux souterraines et de surface. C'est en effet ce qui s'est produit à la station de pompage de Repentigny à la fonte des neiges entre 1982 et 1984 [Boucher 1982 cité par Gangbazo *et al.* 1995]. Une mauvaise gestion du lisier dans le secteur de la rivière Assomption (région reconnue pour sa densité de porcheries) aurait généré des concentrations en $N\text{-}NH_4^+$ de 2 mg/l dans l'eau usée à traiter, alors que la norme pour l'eau brute se situe à 0.5 $N\text{-}NH_4^+$ mg/L. La problématique dans les usines de traitement d'eaux usées étant que, durant le traitement, l'ajout de chlore en tant que désinfectant peut réagir avec l'ammonium pour former des chloramines, produits qui sont moins efficaces en tant que désinfectant.

La norme au Québec, telle qu'établie dans le document *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* [www.menv.gouv.qc.ca mai 2002], stipule que la concentration maximale permise en $N\text{-}NH_4^+$ varie en fonction de la température et du pH de l'eau. Par exemple, la norme de toxicité aigüe[1] pour la protection de la vie aquatique est autour de 20 mg $N\text{-}NH_4^+$/l à des températures comprises entre 10 et 15° C et à une valeur de pH voisine de la neutralité. Cette même norme peut descendre à 1.8 mg $N\text{-}NH_4^+$/l lorsqu'on parle de toxicité chronique (mêmes conditions de pH et de température).

[1] La notion de toxicité aigüe se réfère aux effets immédiats pour une telle concentration, alors que la toxicité chronique se réfère aux effets à long terme.

Selon Gangbazo *et al.* [1995], l'ammonium dans le lisier de porc peut représenter jusqu'à 75% de l'azote total. Selon une étude menée par Gangbazo *et al.* [1998] et effectuée sur un loam limoneux, 87 % de l'azote ammoniacal se retrouvait dans les eaux de ruissellement. Par conséquent, si on se fie uniquement à cette dernière observation, le NH_4^+ ne serait pas problématique au niveau des eaux d'infiltration. Cependant, il faut rester vigilant, car le processus de nitrification prend un certain temps à se compléter et lorsqu'on est en présence de sols à faibles teneurs en argiles, tels le loam sableux, le sable et le sable loameux, l'ammonium peut s'infiltrer beaucoup plus facilement et atteindre la nappe ou le système de drainage [Thompson *et al.*, 1987].

2.2.3 Phosphates (PO_4^{3-})

Dans le sol, les phosphates peuvent se retrouver sous quatre formes [Soltner 1986] :

- en solution et facilement assimilable : sous forme d'ion phosphaté ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-} ou PO_4^{3-} , tout dépendant du pH du sol);
- sous forme adsorbé et plus ou moins échangeable : fixation sur l'argile, l'humus, le calcaire fin ou les hydroxydes de fer et d'alumine;
- sous forme précipitée (peu soluble) ou cristalline (insoluble) : phosphates de calcium, phosphates de fer ou d'alumine, apatite et inclusion à l'intérieur de feuillets d'argile gonflante (montmorillonite et illite);
- sous forme organique: dans la matière organique.

Du point de vue agronomique, le phosphore, au même titre que l'azote, est un des principaux constituants cellulaires de la plante et un transporteur d'énergie [Soltner 1986].

La norme établie par le ministère de l'Environnement du Québec pour les eaux de surface se situe à 0.03 mg P-PO_4^{3-}/l [Critères de qualité de l'eau de surface, www.menv.qc.ca, mai 2002]. Dans son explication du critère, le ministère de l'Environnement précise qu'il vise la protection de la vie aquatique (effet chronique) et la protection des activités récréatives

et aspects esthétiques (Ex. croissance d'algues). En effet, le phosphore ne serait pas toxique pour ni l'homme, ni pour les animaux, ni pour les poissons [Gangbazo 1991].

Les lisiers de porc contiennent autour de 75 % de P sous forme minérale et 25 % sous forme organique (forme qui sera biodisponible à long terme seulement) [Tran *et al.*, 1996]. Ce phosphore provient des rations alimentaires des animaux (enrichies de P minéral) et il se retrouvera principalement dans les parties solides des excréments [*ibid.*].

La problématique associée avec ce composé est qu'il est à l'origine de l'eutrophisation des plans d'eau. Les phosphates étant un excellent nutriment pour les plantes, ils permettent la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques, lorsqu'ils se retrouvent en concentrations élevées dans les cours d'eau.

Selon Gangbazo et Babin [2000], suite au suivi de l'eau des rivières dans des bassins versants agricoles du Québec, le phosphore est le paramètre le plus souvent en excès. En outre, toutes les stations d'échantillonnage de l'eau des rivières en milieu agricole suivies dans le cadre de cette étude, ont affichées des concentrations égales ou supérieures au critère québécois.

Bien que la majorité des phosphates se retrouvent dans les eaux de ruissellement [Gangbazo *et al.* 1998; Thompson *et al.* 1987], les eaux de drainage peuvent en contenir suffisamment pour modifier la qualité d'un cours d'eau [Thompson *et al.* 1987]. Contrairement aux différentes formes d'azote, le phosphore n'est pas très mobile dans le sol. Tel que décrit en début de section, le phosphore peut se retrouver sous diverses formes dans le sol et c'est à travers ces diverses formes qu'il peut également être fixé. Il pourra donc être fixé par des hydroxydes de fer et d'alumine (en échange contre des ions OH^-), par des argiles et par l'humus (par l'intermédiaire d'ions Ca^{2+}) [Soltner 1986]. Cependant, une caractéristique du P dans les sols est la faible solubilité des minéraux qui fixent le phosphore [Pierzynski *et al.*, 1994 cité par Hountin 1996]. En effet, la concentration en P de la solution du sol varie en général de 0,01 à 1 mg P/l , mais elle peut aller jusqu'à 8 mg P/l dans des sols fortement fertilisés [*ibid.*].

Une des raisons qui expliquent pourquoi le phosphore est épandu en excès est que lorsqu'il est fixé, le P n'est plus assimilable de façon immédiate par les plantes [Gangbazo 1991]. Une autre pratique agricole à l'origine des excès en P dans le sol, est le fait que les doses d'application des engrais sont en général calculées pour combler les besoin en azote. Ainsi, les doses d'engrais ajouté peuvent facilement excéder le besoin en P des cultures et engendrer des accumulations dans le sol [Tran *et al.*, 1996].

2.2.4 Cuivre (Cu) et zinc (Zn)

Le cuivre et le zinc font partie des micro-éléments, qualifiés comme oligo-éléments, dont les plantes ont également besoin au cours de leur croissance. Plus particulièrement, le cuivre et le zinc entrent dans la constitution d'un grand nombre d'enzymes d'oxydation. Ces enzymes sont des catalyseurs de réactions biochimiques tant au niveau de la plante qu'au niveau de l'animal qui se nourrira de celle-ci. En effet, le cuivre et le zinc sont indispensables en ce qui a trait à la croissance et à la fertilité d'un animal [Soltner 1986]. C'est pour cette raison que ces deux éléments sont ajoutés à l'alimentation des animaux de ferme. En revanche, 95 % de ces ajouts seront retrouvés dans les déjections du bétail [Tran *et al.*, 1996].

Dans le sol on retrouve ces éléments soit sous forme échangeable en milieu plutôt acide, soit sous forme d'hydroxydes insolubles lorsque le pH est élevé ou qu'il y a présence de calcaire actif [Soltner 1986]. La présence de matière organique joue un rôle capital dans la disponibilité de ces oligo-élements pour les plantes. En effet, la matière organique en décomposition les libère sous des formes facilement assimilables et l'activité biologique, issue d'un bon apport en matière organique, permet leur minéralisation lorsqu'ils sont contenus dans les minéraux insolubles du sol [*ibid.*].

De par ce qui précède il est plus aisé de comprendre pourquoi la présence d'oligo-éléments, tels le cuivre et le zinc, est favorable dans les engrais organiques. Toutefois,

comme pour tous les autres paramètres qui ont été présentés dans ce chapitre, la difficulté réside à trouver le juste milieu qui existe entre l'apport nécessaire et l'apport excessif.

Au Canada, des critères limites ont été établis afin de maintenir la qualité des sols, minimiser la perte de métaux vers les cours d'eau et éviter la détérioration de l'activité biologique [Tran *et al.*, 1996]. Ces seuils à ne pas dépasser sont de 100 mg Cu/kg et de 185 mg Zn/kg [Standish 1981 cité par Tran *et al.* 1996]. Pour ce qui est des eaux de surface, le ministère de l'Environnement du Québec a ses propres critères à respecter qui sont, de 1 mg Cu/l et de 5 mg Zn/l; ces critères visent la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) [Critères de qualité de l'eau de surface, www.menv.qc.ca, mai 2002].

Selon Tran *et al.* [1996], l'accumulation de cuivre et de zinc dans le sols suite à des apports d'engrais de ferme a été observée par plusieurs auteurs. Dans une étude effectuée sur une période de 16 ans, Tran *et al.* [*ibid.*] ont constaté une accumulation de cuivre et de zinc totaux principalement dans la couche de surface du sol suite à des apports de lisier de porc. Ces chercheurs ont indiqué que l'apport en métaux était supérieur au prélèvement des plantes (dans ce cas-ci du maïs), ce qui conduisait à l'enrichissement dans la couche arable du sol. C'est pourquoi il est non seulement important de tenir compte de la capacité de prélèvement de la culture, mais aussi du type de sol sur lequel l'épandage s'effectue (pH, contenu en matière organique, contenu initial en métaux, etc.).

L'accumulation des métaux (Cu et Zn) en surface du sol a également été observée par L'Herroux *et al.* [1997] dans une étude effectuée entre 1991 et 1995 et qui consistait à épandre du lisier de porc de manière répétitive, de façon à simuler un épandage échelonné sur près de 100 ans. Au début de leur étude, ces chercheurs avaient constaté que le cuivre présent dans le sol était à 80% présent sous forme inerte (retenu par des minéraux), difficilement assimilable par des plantes. Suite à un épandage intensif et à des changements survenus dans les conditions environnementales initiales (baisse du pH, conditions anoxiques) le Cu se trouvait à des concentrations beaucoup plus élevées et sous une forme plus mobile En effet, selon L'Herroux *et al.* [*ibid.*], sous des conditions anoxiques la

matière organique liée à des métaux traces peut se dégrader et causer la solubilisation des métaux, ce qui les rend plus biodisponibles, mais également potentiellement phytotoxiques. Des observations semblables ont été faites pour le Zn. En définitive, cette étude concluait que les accumulations en ces deux métaux s'étaient faites sous des formes qui les rendaient biodisponibles pour les plantes et capables d'être entraînées par l'eau de ruissellement et l'eau de drainage si un changement de pH ou pE (potentiel d'oxydoréduction) devait subvenir.

2.2.5 Coliformes fécaux

La contamination de l'eau par des bactéries E. coli survenue à Walkerton, (Ont.) l'été 2000, à révélé que les systèmes nord-américains de contrôle de la pollution ne sont pas infaillibles. Selon le rapport d'enquête du cas de Walkerton [O'Connor 2002], la principale source de contamination du système d'eau a été l'épandage de fumier près d'un des puits de pompage municipaux, ceci quelques semaines avant le début du drame.

La bactérie E. coli (*Escherichia coli*), à l'origine des décès à Walkerton, fait partie du groupe des coliformes. Les coliformes sont des bactéries largement utilisées comme indicateurs de la qualité de l'eau. Bien que les coliformes fécaux ne soient pas, pour la plupart, pathogènes, ils sont indicateurs d'une pollution fécale et sont associés à des organismes pathogènes pouvant infecter l'humain et être à l'origine de maladies telles que la gastro-entérite et la diarrhée [Driscoll 1986].

La norme au Québec en ce qui a trait aux coliformes fécaux se situe à 200 UFC[1]/100 ml pour les eaux de surface servant à la baignade [Critères de qualité de l'eau de surface, www.menv.qc.ca, mai 2002]. Dans les lisiers de porc, les concentrations sont de l'ordre de 10^6 coliformes/g [Bisaillon *et al.*, 1984 cité par Cluis et Couture 1987]. Certaines bactéries peuvent survivre jusqu'à huit mois en conditions idéales (humidité élevée, températures entre 4 et 20° C) [*ibid.*]. Dans le cas de Walkerton, elles ont survécu au moins 3 semaines. Les conditions qui ont favorisé leur survie étant : l'incorporation du fumier dans le sol (les

[1] UFC : unité formant une colonie

bactéries ne sont plus sujettes ni à la sécheresse, ni à la lumière ultraviolette) et une forte pluie préalable à l'épandage qui a suffisamment saturé le sol pour que les bactéries puissent se déplacer vers les couches en profondeur, jusqu'à la nappe [O'Connor 2002].

Une étude menée par Dean et Foran [1990] sur la qualité de l'eau de drainage, suite à l'épandage de lisier, fait ressortir les observations suivantes : 1) l'écoulement d'eau dans les drains agricoles (ce qui est un indice de la saturation du sol) au moment de l'épandage déterminera la présence de contamination bactériologique dans les heures suivantes; 2) indépendamment de la présence d'eau dans les drains, les analyses sur le sol indiquent un déplacement des bactéries dans la colonne de sol; 3) les fissures, ainsi que les macropores semblent être le principal moyen d'infiltration des bactéries à travers la colonne de sol. Ces observations découlent du fait que les bactéries se servent de l'eau dans le sol pour se déplacer. La quantité d'eau de drainage déterminera l'ampleur de la contamination bactériologique (plus il y a d'eau, plus le transport se fait rapidement et plus il y a de bactéries viables pour être transportées par drainage).

Cependant, lorsque leur transport se fait plus lentement, les bactéries sont filtrées ou adsorbées par le sol. En effet, près de 95% des coliformes peuvent être retenus dans les premiers centimètres de sol [Gerba 1975, cité par Dean et Foran 1991].

2.3 Milieu non saturé (zone vadose)

Le lysimètre drainant étant un outil qui fonctionne dans la zone non saturée du sol, il serait important de se rappeler les caractéristiques très particulières de ce milieu afin de mieux comprendre la problématique entourant cet outil d'échantillonnage.

Tout d'abord, contrairement au milieu saturé, dans le milieu non saturé l'espace vide entre certains grains est occupé par de l'air.

La compréhension de l'hydraulique du milieu non saturé requiert la connaissance de la notion de charge hydraulique. La charge hydraulique (H), qui découle de l'équation de

Bernouilli, désigne l'énergie en un point quelconque par unité de masse et s'écrit comme suit :

$$H = z + \psi.$$

Où z est la charge d'élévation et ψ la charge de pression.

Nous savons que sous la nappe phréatique la charge de pression $\psi > 0$ et qu'elle est égale à 0 au niveau de celle-ci. Par conséquent, au-dessus de la nappe, soit dans la zone vadose, $\psi < 0$. Ce qui signifie que dans ce milieu, l'eau est en état de tension et c'est grâce à cette tension de surface qu'elle se maintient à travers les grains de sol [Freeze et Cherry 1979].

La loi de Darcy qui régit l'écoulement souterrain doit également s'adapter en ce qui a trait au milieu non saturé. Cette loi établit que :

$$Q = -K\ A\ dh/dl.$$

Où Q est le débit, K, la conductivité hydraulique, A, l'aire de la section d'écoulement et dh/dl, le gradient hydraulique.

En milieu saturé la conductivité hydraulique K dépend uniquement du type de sol et du type de liquide qui s'écoule. Par conséquent, si ces deux paramètres sont constants, la conductivité hydraulique est également considérée constante. Toutefois, en milieu non saturé la conductivité hydraulique devient variable et ce pour la simple raison que ce paramètre est également dépendant de la teneur en eau. La teneur en eau qui, par la force des choses, est considéré constante en milieu saturé, devient variable en milieu non saturé. Ainsi, la conductivité hydraulique en milieu non saturé, c'est-à-dire la facilité qu'aura chaque goutte d'eau à s'infiltrer dans le sol, sera variable et ce tant dans le temps que dans l'espace [Freeze *et al.*, 1979].

2.4 L'utilisation de lysimètres pour étudier le flux de produits dans le sol

Tel que mentionné en introduction, il existe un vaste choix en matière de lysimètres. Tout dépendant du type de données recherchées, on peut avoir recours à des bougies poreuses, des cases lysimétriques, des lysimètres drainants ou des PCAPS (*passive capillary sampler*). Pour chacune de ces sortes de lysimètres il existe différentes appellations (la majorité desquelles sont en anglais). Pour bien saisir toute cette terminologie propre à la lysimétrie, il est préférable de commencer par bien définir ce qu'est un lysimètre.

Il y a presque autant de façons de définir un lysimètre qu'il y a de sortes de lysimètres. Titus et Mahendrappa [1996] ont proposé une définition qui englobe l'ensemble des modèles : ils définissent un lysimètre comme étant un appareil servant à mesurer des flux volumétriques d'eau avec ou sans l'application de tension; ou à collecter des échantillons d'eau pour fins d'analyses d'éléments dissous et/ou en suspension d'origine naturelle ou anthropique[1].

Pour ce qui est du mode de classification, on peut dire de façon générale que l'ensemble des lysimètres se classent en deux catégories : les lysimètres sous tension et les lysimètres drainants ou sans tension (*zero-tension lysimeters*). La nature de l'eau extraite par ces deux catégories de lysimètres n'est pas la même. Le lysimètre drainant sert à capter l'eau par gravité, alors que le lysimètre sous tension, comme le nom le dit, fait appel à une suction pour extraire l'eau du sol, ce qui implique qu'il va chercher non seulement l'eau de gravité, mais aussi une partie de l'eau capillaire. Selon Louie *et al.* [2000], l'eau échantillonnée par ce type de lysimètre ne serait pas représentative de l'eau qui s'écoule dans le sol puisqu'elle aurait été extraite avec un taux de succion (*seepage rate*) supérieur au taux de drainage en conditions naturelles. Par ailleurs, étant donné la difficulté pour quantifier les volumes recueillis avec ce type de lysimètre, plusieurs auteurs stipulent qu'ils ne devraient

[1] Texte d'origine : « ...a device used to measure the volume flow of water with or without the application of tension, or to obtain water samples from the soil for analysis of solutes and/or suspended substances of either natural or anthropogenic origin. »

être utilisés que pour étudier la qualité de l'eau dans le sol et non pas des flux d'eau [Haines *et al.*, 1982, Jemison et Fox, 1992, Louie *et al.*, 2000].

Le lysimètre drainant quant à lui, fait appel uniquement au drainage par gravité, ce qui implique que pour qu'il y ait écoulement, il faut que le sol atteigne la capacité au champ [Parizek et Lane 1970]. C'est cette caractéristique du lysimètre drainant qui rend son utilité moins attrayante. En effet, la fréquence d'échantillonnage et les quantités d'eau pouvant être recueillies sont très variables et dépendent des changements climatiques journaliers [Parizek et Lane 1970]. Afin d'expliquer les variations d'efficacité des lysimètres drainants, Jemison et Fox [1992] pensent que des changements de texture dans le profil du sol peuvent faire dévier le flux d'eau vers l'extérieur du lysimètre. Une autre possibilité proposée [*ibid.*] fait référence à l'attraction capillaire du sol non saturé vis-à-vis le sol saturé au-dessus du lysimètre. Cette tension peut faire dévier des quantités significatives d'eau vers les pourtours du lysimètre, tout dépendant de la différence de contenu en eau entre le sol au-dessus du lysimètre et le sol autour de ce dernier.

Pour des raisons évidentes, les scientifiques se sont donc dotés de moyens pour mesurer l'efficacité des lysimètres, appelée l'efficacité de collecte (*collection efficiency*). Cette notion se définit comme étant le volume d'eau collecté par l'outil d'échantillonnage, divisé par le flux d'eau qui quitte la zone racinaire, tel que stipulé par les modèles de bilan [Titus et Mahendrappa. 1996]. Selon le type de lysimètre drainant utilisé et la profondeur d'installation, l'efficacité de collecte peut être de 25% (à 30 cm de profondeur) [Haines *et al.*, 1982], de 45 à 58% (à 1.2 m de profondeur) [Jemison et Fox 1992] et de 125 % (à 2.4 m de profondeur) [Louie *et al.*, 2000]. Selon Flury *et al.* [1998] la variabilité de collecte (observée même dans des sols très uniformes) diminue, soit en augmentant la profondeur d'installation du lysimètre, soit en présence d'écoulement d'eau plus intense. Étant donné que ce dernier paramètre est hors de contrôle, il ne reste que la profondeur d'installation à déterminer.

3.0 MÉTHODOLOGIE

3.1 Travaux de terrain

3.1.1 Localisation et description pédologique des sites expérimentaux

Les travaux de terrain ont été réalisés à la ferme expérimentale de l'IRDA (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement) à Saint-Lambert de Lévis. Cette ferme se situe à près de 30 km au sud de Québec (direction Beauce) sur la Route 218 est.

La ferme expérimentale est constituée de 58 champs où des études diverses sont menées depuis 1976. Deux champs ont été choisis dans le cadre de cette étude, soit les champs #8 et #19c. Avant le début de ce projet, ces deux champs étaient cultivés en prairie de graminées depuis 4 ans.

Selon le Services des sols du MAPAQ [MAPAQ 1995], le champ #8 est constitué du type de sol appartenant à la Série Le Bras léger. Cette série de sols est d'origine lacustre ou fluvio-lacustre [Lamontagne et Nolin 1997], dont la texture à l'échelle régionale est qualifiée comme étant du loam sableux sur du loam argileux [Pageau 1975]. Toutefois, dans le site précis que nous étudions, la texture est plutôt du loam argileux dès la surface.

Le secteur du champ #19c est constitué quant à lui de sols appartenant à diverses Séries pédologiques, dont la Série Le Bras à fragments grossiers et légers, la Série Fourchette et la Série Beaurivage [MAPAQ 1995]. À l'exception de la Série Le Bras, ces séries de sols sont d'origine marine ou fluviatile (sable moyen à grossier) [Lamontage 1997]. À l'échelle régionale, les textures de ces séries sont qualifiées comme étant du loam sableux à graveleux [Pageau, 1975]. Dans le cas précis du champ #19c, la texture peut être décrite comme étant du loam sableux avec par endroits quelques horizons plus argileux.

3.1.2 Préparation des sites expérimentaux

Les travaux de préparation du terrain et d'installation des dispositifs d'échantillonnage se sont déroulés du 15 mai au 1er juin 2001.

En premier lieu, les deux champs ont d'abord étés caractérisés à fin de connaître de façon générale quelle était leur pH et leur teneur en P, K, Ca, Mg et en Al disponible (éléments importants du point de vue agronomique). Pour ce qui est de l'azote, une caractérisation exhaustive (à différentes profondeurs) par parcelle a été effectuée dans le cadre du volet agronomique du projet (pour plus de renseignements sur le volet agronomique, consulter Goulet [2004]).

Les champs ont ensuite étés séparés en quatre rangées. Chaque rangée a été subdivisée en 23 parcelles de 2 m par 2 m. Les rangées, qu'on appellera par la suite des répétitions, étaient séparées les unes des autres par des allées prévues pour circuler. Pour chacune des répétitions, un dispositif en blocs entièrement aléatoire a été suivi afin de déterminer le choix de traitement que chacune des parcelles allait recevoir. En effet, chaque répétition comportait les mêmes 23 traitements, mais dans un ordre différent. Les traitements allaient donc être suivis en quadriplicata (23 traitements *4 répétitions = 92 parcelles).

Le suivi des 92 parcelles par champ était prévu dans le cadre du volet agronomique de ce projet. Dans le cadre du volet environnemental, seulement 8 traitements ont été sélectionnés pour être suivis. Ces traitements sont ceux constitués d'une charge en azote disponible de 80 kg/ha (LA80, LB80, LC80 SA80, SB80, SC80, EM80), ainsi que les parcelles témoins (EM00). La figure 3.1 illustre le schéma des parcelles ainsi que le traitement qui leur a été appliqué.

Le sol a été labouré au début mai 2001 et a ensuite été hersé. L'installation des lysimètres a été effectuée avant l'épandage des fertilisants (organique et minéral) et le semis de l'orge.

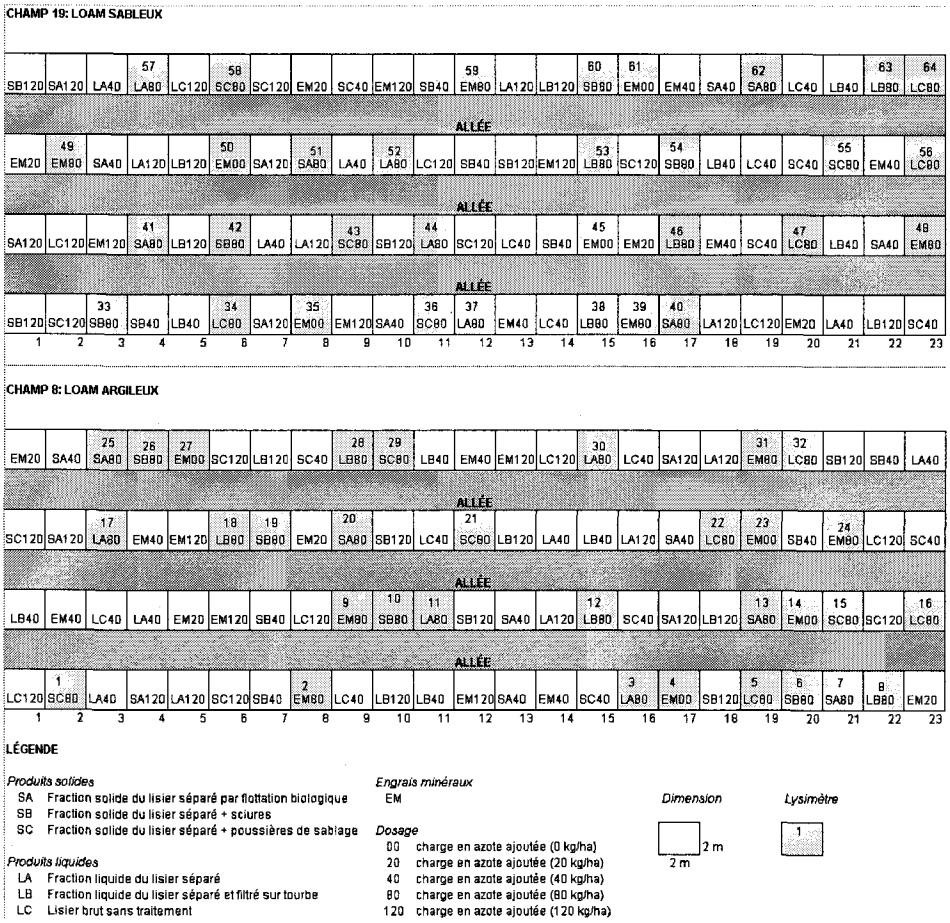


Figure 3.1 Schéma des parcelles expérimentales

3.1.3 Description et installation des lysimètres

Le modèle de lysimètre utilisé, de type drainant, a été spécifiquement conçu pour le projet en question. Le choix du lysimètre a été décidé en fonction du coût (nous nécessitions 64 appareils) et en fonction du type de donnée recherchée (nous désirions faire des calculs de bilan, ce qui n'est pas possible avec les lysimètres sous tension).

Le lysimètre utilisé se compose d'une assiette (20 cm de diamètre), d'un tube d'emmenée (environ 60 cm de longueur et 6 mm de diamètre interne) et d'une bouteille de collecte (volume de 500 ml). La firme Plastiver de Sainte-Foy a fabriqué l'assiette du lysimètre à partir d'un schéma qui lui a été fourni. Le matériau de conception utilisé (plexiglass) est de type inerte, ce qui est l'idéal dans le cadre d'une étude environnementale car ce type de matériau ne réagit pas avec les éléments en solution dans l'eau. Le tube qui relie le

lysimètre à la bouteille de collecte est du même type que ceux utilisés dans les érablières, donc théoriquement adapté pour un débit faible.

L'entrée du tube dans l'assiette du lysimètre est protégée à l'aide d'un géotextile servant à filtrer les particules fines.

Lors de l'installation sur le terrain, l'assiette du lysimètre été remplie de microbilles de silice ayant un diamètre équivalent à du sable fin (0.15 à 0.25 mm de diamètre); ceci dans le but de favoriser le drainage à l'intérieur de l'assiette. L'assiette a ensuite été déposée au fond d'une tranchée de 40 cm de profondeur (profondeur souhaitée pour être sous les racines). Le tube d'emmenée a été positionné avec une légère pente (±10%) en direction de la bouteille de collecte afin de favoriser l'écoulement.

Le bouchon de la bouteille de collecte a été percé de deux trous, l'un pour le tube provenant du lysimètre, l'autre pour la sortie d'air. Ce montage a été effectué de la façon la plus étanche possible. La bouteille de collecte se trouve à l'intérieur d'un tube en plastique (20 cm de diamètre) avec couvercle afin de protéger l'accès à la bouteille. Directement sous le tube d'accès, un drain agricole supplémentaire a été installé dans le but de diminuer les risques que l'eau de ruissellement vienne s'infiltrer à l'intérieur du tube d'accès et puisse contaminer la bouteille de collecte. En effet, les champs possèdent déjà un drainage à près de 1 mètre de profondeur, mais à un intervalle de 7 mètres. La figure 3.2 illustre le schéma d'installation des lysimètres.

Le lysimètre a été recouvert du même sol issu de la tranchée excavée, en prenant soin de replacer la couche de surface en dernier. De plus, la terre juste au-dessus du lysimètre (2 cm d'épaisseur) a été tamisée avec un tamis de 8 mm, toujours dans le but de favoriser le drainage vers le lysimètre. Dans ce même ordre d'idée, les microbilles de silice ont été au préalable saturées avec de l'eau distillée. Enfin, le sol de la tranchée a été compacté soigneusement afin que toute la terre excavée reprenne son volume original.

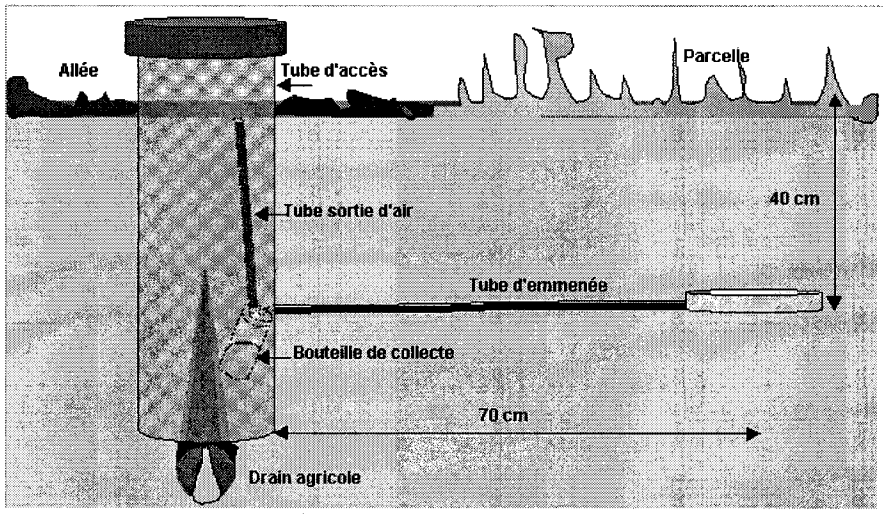


Figure 3.2 Schéma d'installation des lysimètres drainants

3.1.4 Description des traitements et épandage

Le lisier brut (LC) utilisé pour cette étude a été traité par flottation biologique. Une description plus détaillée du traitement peut être consultée dans Bélanger [2002]. Ce traitement produit deux phases, une liquide et une solide. Ces deux produits constituent les traitements de base (LA et SA).

Afin de réduire encore plus la teneur en phosphore et en métaux de la phase liquide, une fraction de cette phase a été filtrée sur tourbe, ce qui donne un quatrième traitement (LB).

Pour ce qui est de la fraction solide, l'ajout de substrat carboné (sciures et poussières de sablage) servait à stabiliser certains paramètres tels l'odeur, la texture et la capacité à composter. De plus, l'hypothèse que, suite à son incorporation au sol, la finesse de mouture du substrat carboné influence la disponibilité de l'azote pour la culture, se devait d'être vérifiée. C'est ainsi qu'une partie de la fraction solide a généré deux autres traitements : SB (ajout de sciures) et SC (poussières de sablage).

Le tableau inclus en Annexe 1 présente la composition moyenne des différentes sortes de produits de lisier, ainsi que les quantités d'engrais ajouté.

L'engrais minéral (EM) fait également partie des traitements ajoutés, et ce dans le but de comparer son effet à celui des engrais organiques. En effet, dans le volet agronomique, les fumures azotées minérales allaient permettre de calculer le coefficient d'efficacité fertilisante des engrais testés. Le type d'engrais utilisé est du nitrate d'ammonium (34-0-0).

Les engrais organiques ont été testés à trois dosages différents : 40, 80 et 120 kg N/ha, correspondant respectivement à 50% , 100% et 150% du besoin normal en azote pour l'orge. Tandis que les engrais minéraux ont été testés à cinq dosages différents : 0, 20, 40, 80 et 120 kg N/ha, dosages nécessaires pour bâtir la courbe d'efficacité fertilisante. Il est à noter que la concentration 0 kg N/ha correspond évidemment au témoin n'ayant reçu aucun traitement.

Les différents dosages des engrais organiques et minéraux constituent ainsi les 23 traitements différents : (3 dosages * 6 engrais organiques) + (5 dosages * 1 engrais minéral) = 23 traitements.

Rappelons que pour des raisons de logistique (nombre de lysimètres, nombre d'échantillons, etc.) dans le cadre du présent suivi environnemental, seuls les dosages de 0 et 80 kg N/ha ont été suivis et ce pour les deux types d'engrais (minéral et organique).

Afin de bien visualiser l'ensemble des traitements, il est possible de se référer au bas de la figure 3.1 présentée précédemment.

L'épandage des engrais minéraux s'est fait de façon manuelle (« à la volée »). Les produits de lisier liquides ont été épandus à l'aide d'arrosoirs de jardinage, tandis que les produits solides ont été épandus à l'aide de truelles. Tous les fertilisants ont été incorporés au sol par hersage en moins de 24 heures. L'ensemencement de l'orge a été effectué en dernier, à la suite du dernier épandage.

3.1.5 Méthode et période d'échantillonnage

L'échantillonnage d'eau s'est fait à partir de la bouteille de collecte située à l'extrémité du lysimètre. À chaque pluie abondante, une inspection de l'ensemble des bouteilles était effectuée et s'il y avait assez d'eau (± 100 ml), un échantillonnage était réalisé. L'eau recueillie était transférée dans des bouteilles de polypropylène de 125 ml (une par lysimètre), à l'exception des échantillons prévus pour l'analyse des coliformes fécaux, lesquels étaient transférés dans des bouteilles fournies par le laboratoire privé responsable de ces analyses.

L'identification des échantillons se faisait de la façon suivante : # lysimètre - date d'échantillonnage (jour - mois). Exemple : 32-05-09 (échantillonnage du 5 sept. au lysimètre #32)

Pendant l'échantillonnage, tous les échantillons étaient gardés au frais dans une glacière jusqu'à leur transport aux réfrigérateurs du laboratoire.

La période d'échantillonnage pour 2001 s'est étalée de la première pluie de juin à la dernière pluie de novembre. Tel qu'il sera expliqué plus tard, seuls les échantillons prélevés entre septembre et novembre inclusivement ont servi pour l'analyse de la présente étude.

3.2 Travaux en laboratoire

Toutes les analyses ont été effectuées dans les laboratoires de l'INRS-ETE (Complexe Scientifique à Ste-Foy), à l'exception des coliformes fécaux qui ont été effectuées par un laboratoire spécialisé, soit Bodycote-Envirolab de Ste-Foy.

3.2.1 Conservation des échantillons

Une fois au laboratoire, les échantillons étaient filtrés (membrane Whatman 934 AH, 1,5 µm de porosité) et étaient divisés en trois contenants différents (20 ml chaque) en fonction des analyses prévues. Les échantillons servant pour l'analyse de l'ammonium et des nitrates étaient acidifiés avec du H_2SO_4 0,2 %; ceux prévus pour l'analyse des métaux étaient acidifiés avec du HCl 0,2 %. Pour ce qui est des échantillons prévus pour l'analyse des phosphates, ceux-ci n'étaient pas acidifiés mais congelés.

3.2.2 Méthodes analytiques

Les analyses des phosphates, nitrates et ammonium ont été effectuées par colorimétrie sur un appareil de marque LACHAT. Les méthodes utilisées sont les suivantes :

- QuickChem 10-115-01-1-B (PO_4^{3-})
- QuickChem 10-107-04-2-A (NO_3^--NO_2^-)
- QuickChem 10-107-06-2-B (NH_4^+)

L'analyse des métaux a été réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre à émission de plasma induit (ICP pour *Inductively Coupled Plasma*) de marque VISTA VARIAN avec torche axiale et possédant un détecteur CCD (*Charged Coupled Device*). La méthode d'analyse utilisée a été conçue pour la plage de concentrations à mesurer et pour les métaux que l'on désirait analyser.

3.2.3 Traitement des données

Les résultats obtenus pour les paramètres chimiques consistent en des concentrations pour six dates d'échantillonnage. Étant donné la variabilité des résultats obtenus (écarts-type très élevés) et l'absence de données pour certaines dates et certains lysimètres (à certaines dates seulement quelques lysimètres ont reçu assez d'eau et souvent les quatre replicats n'étaient pas disponibles), il n'a pas été possible de procéder à des analyses statistiques. Dans les circonstances, il a fallu se limiter à des calculs de moyennes avec écarts-type et à

des calculs de charges saisonnières à partir des échantillons prélevés entre septembre et novembre 2001, inclusivement.

Par contre, pour les paramètres physiques, il a été possible de procéder à un test de comparaison de moyennes.

Ce test a été effectué afin d'évaluer de façon mathématique qu'elle a été l'impact du remaniement du sol sur les caractéristiques physiques des parcelles à l'étude (porosité, densité, conductivité hydraulique). Ce test de comparaison est également connu sous le nom de test de « Student poolé » et il est basé sur les hypothèses suivantes :

- les échantillons sont indépendants;
- la population est normale;
- les écarts types des populations sont inconnus, mais présumés égaux[1] [Lachance 2000].

[1] Seule la densité dans le cas du loam sableux a été analysée avec le test de « Student non-poolé » lequel s'effectue lorsqu'un test de Fisher préalable (comparaison des variances) indique que les variances des populations ne sont pas égales.

4.0 RÉSULTATS

4.1 Paramètres physiques

4.1.1 Conditions météorologiques

L'échantillonnage par lysimètre drainant est extrêmement dépendant des conditions météorologiques, il est donc essentiel de faire ressortir les conditions qui ont été rencontrées au cours de la saison 2001 afin de mieux saisir les résultats qui découleront de ce suivi.

La figure 4.1 illustre les précipitations mensuelles mesurées à la ferme expérimentale de St-Lambert de Lévis, ainsi que les précipitations mensuelles historiques, soit de 1978 à 1991 pour les données de printemps-été (mai à septembre) et de 1991 à 2000 pour les données d'automne (octobre-novembre). Toutes ces données sont tirées de valeurs journalières prises directement sur le site et fournies par l'IRDA.

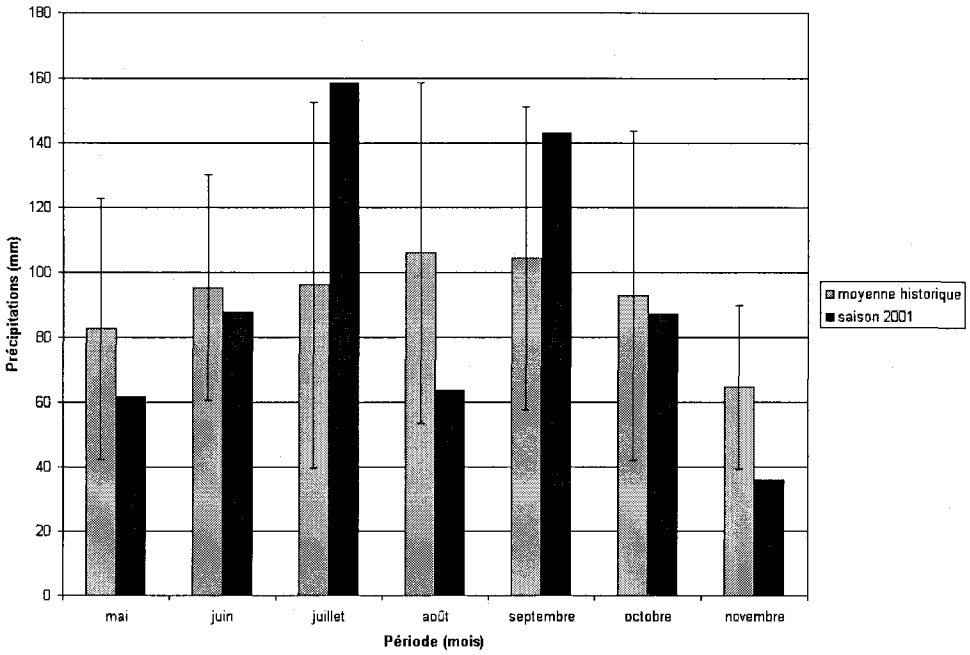


Figure 4.1 Précipitations mensuelles à St-Lambert – Printemps, été et automne

En comparant ces deux séries de données, on constate que la saison 2001 se trouve en général à l'intérieur de l'écart-type associé aux moyennes pour les données historiques; à l'exception de juillet et novembre qui ont été respectivement particulièrement pluvieux et particulièrement sec. Toutefois, si on compare le total des précipitations pour la période concernée : Total historique = 642 mm; Total saison 2001= 638 mm, on constate que la saison à l'étude a été représentative d'une année normale pour le secteur de St-Lambert.

4.1.2 Calcul de l'efficacité de collecte des lysimètres

Tel que présenté à la section 2.3 l'efficacité de collecte se calcule en prenant le volume d'eau collectée par le lysimètre divisé par le flux d'eau correspondant; ce dernier étant calculé à partir de modèles de bilan. D'autres auteurs calculent l'efficacité de collecte en se servant de traceurs, tel l'ion bromure, dans le but d'obtenir un pourcentage de récupération [Jemison et Fox 1992].

L'évaluation de l'efficacité des lysimètres par bilan hydrique ou par traceur n'a pas été prévue lors du démarrage de ce projet. C'est pourquoi il a fallu se tourner vers une autre méthode pour évaluer l'efficacité de collecte des lysimètres et ainsi pouvoir interpréter adéquatement le suivi des paramètres chimiques. Cette méthode se sert du volume total d'eau le plus élevé a avoir été collecté. Lors de cette expérience, le volume maximal d'eau qu'il a été possible de collecter est de 3 litres : il n'y a eu que 6 dates d'échantillonnage (événements pluvieux entre septembre et novembre ayant généré suffisamment d'eau analysable) et que la bouteille de collecte avait une capacité maximale de 0,5 litres (6 * 0,5 = 3).

Le tableau 4.1 illustre les volumes totaux moyens mesurés pour les différents traitements suivis, ainsi que le rapport entre les volumes infiltrés et la pluie tombée et ce pour les deux champs étudiés. Le nombre d'échantillons est évalué à partir du maximum possible : 4 replicats et 6 dates d'échantillonnage. L'efficacité, exprimée en pourcentage, fait référence à l'efficacité de collecte calculée à partir du volume maximal de 3 litres.

Tableau 4.1 Inventaire des données relatives à l'efficacité de collecte des lysimètres

Traitement	Volume recueilli (litres)[a]	Nbre. échantillons	Volume recueilli/ volume pluie[b] (%)	Efficacité[c] (%)
Champ 8 (loam argileux)				
LC	2,71	22/24	33	90
EM80	2,63	21/24	32	88
SC	2,63	22/24	32	88
EM00	2,62	20/24	32	87
SA	2,50	20/24	30	83
LA	2,18	19/24	26	73
SB	2,17	19/24	26	72
LB	1,85	19/24	22	62
Champ 19 (loam sableux)				
EM80	2,73	11/24	33	91
SC	1,75	17/24	21	58
LA	1,62	15/24	20	54
SB	1,44	13/24	18	48
SA	1,22	11/24	15	41
EM00	1,09	8/24	13	36
LC	1,04	5/24	13	35
LB	0,79	5/24	10	26

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

a : Volume total moyen par traitement. Recueilli entre sept. et nove. Voir Annexe 2 pour volumes exacts par lysimètre
b : Volume de pluie = hauteur d'eau tombée entre sept. et novembre* surface lysimètre (26.23 cm * 314.16 cm^2)= 8.24 litres
c : :Volume recueilli / volume max. (3 L) * 100

Ce tableau nous révèle que l'efficacité de collecte des lysimètres était meilleure dans le loam argileux que dans le loam sableux. En effet, dans ce dernier cas, cinq traitements sur huit ont une efficacité inférieure à 50% (LB80, LC80, SA80, SB80, EM00). Par conséquent, dans le loam sableux, les données relatives à ces traitements seront plus difficiles à interpréter car elles seront moins représentatives ou incomplètes.

4.1.3 Caractérisation des propriétés physiques et hydrodynamiques des sols étudiés

Afin d'évaluer l'influence du remaniement du sol suite à l'installation des lysimètres, des analyses physiques comparatives ont été effectuées avec des sols provenant de la zone remaniée et de la zone intacte.

À l'aide de cylindres en métal (diamètre interne et hauteur = 6.25 cm) des échantillons de sols de type non-remanié ont été prélevés en fin de saison, soit à la mi-octobre. Deux lysimètres par répétition ont été choisis au hasard pour cette caractérisation. Deux sites par lysimètre ont été échantillonnés, soit dans la zone remaniée et dans la zone intacte. Enfin, trois profondeurs d'échantillonnage ont été choisies : entre 2.75 et 10 cm, 12.75 et 20 cm et entre 22.75 et 30 cm. En tout, 96 cylindres de sol ont été prélevés (2 champs * 4 répétitions/champ * 2 lysimètres/répétition * 2 sites /lysimètre * 3 profondeurs/site). Le schéma d'échantillonnage est illustré sur la figure 4.2.

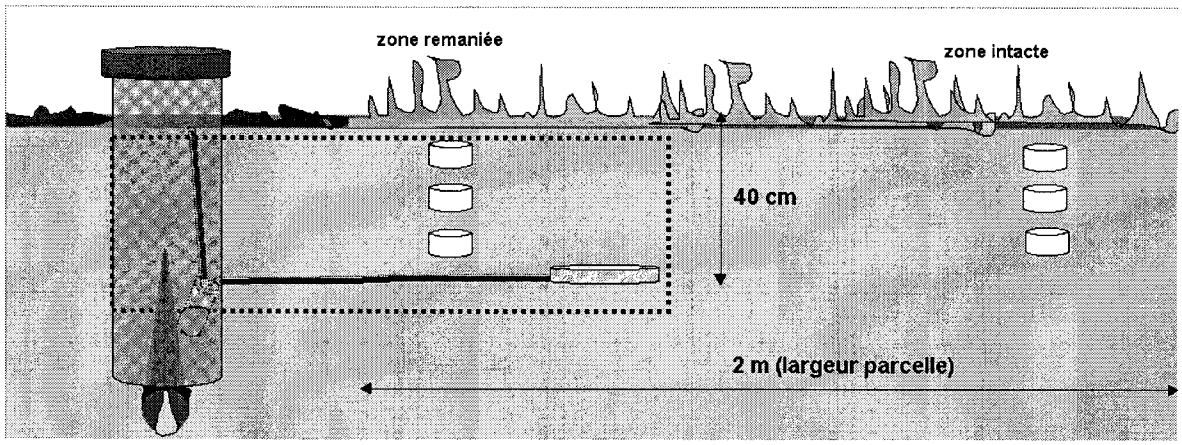


Figure 4.2 Schéma d'échantillonnage pour l'étude des paramètres physiques

L'analyse des paramètres physiques a été effectué par l'IRDA. Les paramètres mesurés ont été les suivants :

- porosité totale
- porosité d'aération à 50 cm de tension (porosité de drainage)
- densité apparente
- humidité au champ
- conductivité hydraulique saturée (Ksat)

L'ensemble des résultats obtenus peut être consulté sur les tableaux en Annexe 2. Tandis que le tableau 4.2 compile les résultats qui ont servi pour l'interprétation. En effet, parmi

les trois profondeurs échantillonnées, seule la troisième profondeur, soit de 22.75 à 30 cm a été utilisée pour l'interprétation des résultats car il a été conclu que le hersage printanier des deux champs a uniformisé les 20 premiers centimètres du sol. De plus, notons que la taille de la population étudiée (N), soit le nombre d'échantillons servant aux calculs, était de 8.

Tableau 4.2 Analyse des paramètres physiques déterminants

Types de sol	Porosité totale (%)		Porosité drainante (%)		Densité g/cc		K_{sat} (cm/min)	
	Remanié	Témoin	Remanié	Témoin	Remanié	Témoin	Remanié	Témoin
Loam argileux								
Moyenne	49,21	45,20	17,04	11,68	1,33	1,43	0,39	0,36
Écart type	4,18	3,34	4,19	2,65	0,12	0,07	0,25	0,34
C.V.[a]	8,50	7,39	24,60	22,66	8,71	5,25	63,32	93,95
Loam sableux								
Moyenne	45,40	45,85	22,08	17,42	1,35	1,44	0,18	0,19
Écart type	3,34	2,64	6,90	2,98	0,07	0,11	0,16	0,17
C.V.	7,35	5,76	31,25	17,11	5,00	7,42	87,93	91,88

a : Coefficient de variation

Un test de comparaison des moyennes a été effectué afin d'évaluer l'impact du remaniement du sol sur les caractéristiques physiques initiales. Les résultats de ce test, réalisé au niveau de signification de 5%, sont présentés sur le tableau 4.3.

Tableau 4.3 Résultats du test de comparaison des moyennes des paramètres physiques

Paramètres	Hypothèse [a]	Résultats du test	
		Loam argileux	Loam sableux
Porosité totale	$\mu r > \mu i$	Oui	Non
Porosité drainante	$\mu r > \mu i$	Oui	Non
Densité	$\mu r < \mu i$	Oui	Oui
Cond. Hydraulique	$\mu r < \mu i$	Non	Non

a : μr = moyenne population sol remanié; μi = moyenne population sol intact

Les résultats du test de comparaison de moyennes révèlent que dans le loam argileux, le remaniement causé par l'installation des lysimètres a affecté les paramètres de porosité (totale et drainante) et de densité à un niveau de confiance de 95%. Pour ce type de sol, seule la conductivité hydraulique ne semble pas avoir été affectée. Quant aux paramètres

analysés pour le loam sableux, seul le résultat pour la densité indique une différence causée par le remaniement du sol.

Il serait important de mentionner que l'impact associé aux propriétés physiques du sol n'ont pas été considérées lors de l'analyse des paramètres chimiques.

4.1.4 Difficultés associées au système d'échantillonnage

- Drainage agricole

Une fois le système installé, la première difficulté a été rencontrée lors de la première précipitation, qui a d'ailleurs été relativement importante (23 mm). De fait, cette pluie a été suffisamment abondante pour créer une remontée d'eau dans les tubes d'accès et ainsi contaminer les bouteilles de collecte avec une eau autre que celle provenant des lysimètres. Ce problème s'est tout d'abord manifesté dans le champ 8, soit le loam argileux. En effet, l'installation de drains agricoles supplémentaires sous les puits d'accès n'a pas semblée indispensable dans ce type de sol puisqu'on a supposé que l'écoulement se ferait de façon plus lente. Rappelons que tous les champs possédaient déjà un drainage souterrain à près de 1 mètre de profondeur. Néanmoins, il semblerait que le hersage printanier suivi du remaniement du sol lors de l'installation des lysimètres a été suffisant pour créer des chemins préférentiels et ainsi accélérer l'écoulement en profondeur de l'eau de surface. Par conséquent, malgré des efforts pour atténuer ces écoulements préférentiels autour des puits d'accès (installation d'une membrane de plastique en surface), l'eau de ruissellement réussissait toujours à s'infiltrer; ce champ a donc dû être condamné jusqu'à l'installation d'un drain agricole sous le puits d'accès, tel que celui présent au champ 19 (loam sableux). Aucun échantillon n'a donc pu être recueilli au champ 8 jusqu'à la fin juillet 2001.

- Géotextile

Peu de temps après avoir rencontré le problème de drainage au champ 8, un problème semblable a été observé au champ 19, mais seulement dans certains puits d'accès. Dans ce champ, par contre, le drainage sous les puits avait été installé dès le départ. Donc, la présence d'eau dans le puits d'accès devait être causé par un autre facteur. C'est après

avoir vérifié l'efficacité du système de drainage dans l'ensemble du champ qu'il a été constaté que le problème provenait du géotextile entourant le drain agricole. En effet, ce type de drain est souvent recouvert d'un géotextile qui en théorie empêche les particules fines de s'infiltrer dans les drains et de colmater le système. Cependant, c'est le contraire qui se produisait, le géotextile se trouvait à être rapidement colmaté par les particules fines transportées par les eaux de percolation, ralentissant ainsi l'écoulement de l'eau vers le drain, ce qui causait la remontée d'eau dans le puits d'accès. Étant donné qu'il était hors de question de remplacer les drains, il a été jugé que le découpage local du géotextile vis-à-vis chaque tube d'accès devrait régler le problème; ce qui a effectivement été le cas.

- Difficulté d'infiltration

Très tôt en début d'expérience, il a été constaté que des précipitations d'une vingtaine de mm ne suffisaient pas à créer un écoulement à l'intérieur des lysimètres. En désespoir de cause, un des lysimètres du champ 19 (lys. # 64) a été déterré afin de vérifier l'état du système un mois après son installation. Lors de cette excavation, il a été constaté que le système de collecte était en apparence en état de fonctionner. La seule observation qui a paru curieuse c'est que les racines des plantes se rendaient déjà jusqu'à l'assiette du lysimètre (situé à environ 40 cm de profondeur) et ce, un mois à peine après l'ensemencement. Il est à noter que ce lysimètre n'a pas été réinstallé suite à son déterrement.

Après avoir constaté que le système était théoriquement fonctionnel, il a donc été décidé de tester sa capacité d'écoulement à l'aide d'un arrosage manuel. Ainsi, à l'aide d'arrosoirs de jardinage, 20 litres d'eau ont été appliqués sur les parcelles en différents épisodes, afin de permettre à l'eau de s'infiltrer graduellement. Dans le but de limiter l'étalement de l'eau en surface pendant l'arrosage, des anneaux en métal de 74 cm de diamètre (h : 20 cm) ont été installés vis-à-vis les lysimètres.

Ce test a été réalisé sur les 31 lysimètres du champ 19 entre le 9 et 10 juillet 2001 (les puits du champ 8 étant alors hors d'usage). Les 20 litres d'eau correspondaient à une pluie de 46

mm et malgré cet ajout, il a fallu attendre qu'un orage en fin de journée apporte 28 mm d'eau supplémentaire pour qu'il y ait écoulement dans 14 des 31 lysimètres.

Selon la littérature, la capacité au champ pour un sol tel le loam sableux se situe autour de 30%. Si on suppose que la teneur en eau soit à 15 % au moment de débuter l'irrigation, il reste un 15 % d'hauteur d'eau à combler avant d'atteindre un écoulement gravitaire, ainsi : 15% * 400 mm (profondeur du lysimètre) = 60 mm d'eau. Cette valeur équivaut aux 74 mm d'eau (46 mm + 28 mm) qui ont été nécessaires lors du test d'arrosage.

Suite aux résultats du test d'arrosage il a fallu se faire à l'idée que très peu d'échantillons seraient recueillis durant l'été. En effet, dès la récolte des plants d'orge et la fin des conditions estivales au champ (évapotranspiration > précipitations), les lysimètres ont commencé à être plus efficaces et à fournir suffisamment d'échantillons pour poursuivre l'étude. De plus, à partir de ce moment, le champ 8 était également rendu fonctionnel. En définitive, c'est pour ces raisons que l'interprétation des résultats de cette étude commence seulement avec les échantillons de septembre 2001.

4.1.5 Discussion sur les paramètres physiques

L'analyse de l'efficacité de collecte des lysimètres aura permis de constater que le taux de collecte était supérieur dans le loam argileux que dans le loam sableux. Parallèlement, les résultats du test de comparaison des moyennes des paramètres physiques ont révélé que c'est le sol argileux qui a été le plus affecté par le remaniement causé par l'installation des lysimètres (augmentation de la porosité, diminution de la densité). Ces deux observations peuvent amener à supposer que le remaniement du sol a favorisé l'écoulement dans les lysimètres situés sur le loam argileux.

Cependant, avant de statuer uniquement sur cette observation, il faut tenir compte d'un autre facteur, soit la complexité de l'écoulement en milieu non saturé.

Tel qu'expliqué à la section 2.2, la conductivité hydraulique en milieu non saturé n'est pas un paramètre constant puisqu'elle dépend du taux d'humidité. Dans ces circonstances, son évaluation en milieu non saturé peut devenir différente de ce qu'elle serait en milieu saturé. Par exemple, en conditions saturées, la conductivité hydraulique d'un sol sableux est plus élevée que celle d'un sol argileux. En milieu non saturé, le sol argileux peut posséder une conductivité hydraulique plus élevée que celle du sol sableux. Ceci est dû à la capacité de rétention d'eau que possèdent les argiles et au plus grand nombre de pores remplis. Comparativement au sol sableux où les pores sont plus ouverts et ont une capacité de succion plus faible. [Bélanger 1993].

Par ailleurs, dans la littérature concernant les difficultés entourant l'utilisation de lysimètres drainants (voir section 2.3), Jemison et Fox [1992] proposent que l'attraction capillaire du sol non saturé peut avoir un effet sur le sol saturé situé au-dessus du lysimètre. Selon cette hypothèse, l'eau qui s'infiltre au-dessus du lysimètre pourrait être attirée par la force de capillarité exercée par le sol sec situé dans les pourtours du lysimètre, diminuant ainsi la quantité d'eau recueillie par le lysimètre [*ibid.*]

L'application de ces concepts au présent projet permet d'analyser l'efficacité de collecte des lysimètres dans les deux types de sol avec une optique différente. Ainsi, le fait que l'efficacité de collecte ait été meilleure dans le sol argileux peut donc être due, non seulement au remaniement du sol lors de l'installation du système, mais aussi aux caractéristiques intrinsèques d'un sol argileux en conditions non saturées. Par exemple, lors de précipitations subséquentes, la quantité d'eau requise pour provoquer une infiltration dans les lysimètres était moins élevée dans le sol argileux, dont le contenu en eau est déjà plus élevé, que dans le sol sableux. En effet, l'infiltration généralement plus rapide dans le sable, peut laisser un plus faible contenu en eau dans le sol autour du lysimètre. Ainsi, lors d'une précipitation en sol sableux, l'arrivée d'eau pourrait d'abord combler l'eau capillaire autour du lysimètre, diminuant ainsi le drainage vers ce dernier.

4.2 Paramètres chimiques et biologiques

Les résultats analytiques bruts pour les paramètres mesurés figurent sur les tableaux en Annexe 3. Les tableaux synthèse et les graphiques qui seront présentés dans cette section ont été conçus à partir de ces données. Les résultats pour le printemps 2002 bien que présentés sur les mêmes tableaux que ceux du suivi 2001 (septembre à novembre), seront discutés seulement dans la section « Suivi printanier ».

Les charges dont il est question dans cette section ont été calculées à partir des concentrations et des volumes d'eau mesurés pour chaque date à chacun des lysimètres, le tout ramené à l'échelle de l'hectare : $\sum$[Concentration (g/l) * Volume (l)] / Surface du lysimètre (m) = charge en (kg/ha).

Tandis que les teneurs font référence à la concentration moyenne pondérée pour la saison. La moyenne pondérée contrairement à la moyenne arithmétique tient compte des volumes recueillis (Ex. Teneur pondéré $N\text{-}NO_3^- = [N\text{-}NO_3^-]*V_1/V_{tot} + [N\text{-}NO_3^-]*V_2/V_{tot} + \ldots$etc.). Les deux types de moyennes ont été calculées, mais étant donnée la faible différence entre ces valeurs, seule la moyenne pondérée est présentée sur les tableaux ci-inclus (ceci vaut pour tous les paramètres, à l'exception des métaux).

Les valeurs de N tot. prélevé, P tot. prélevé, Cu prélevé et Zn prélevé, font référence à ce qui a été prélevé par la récolte. Ces données ont été obtenues à partir du contenu en N, P, Cu et Zn dans les grains et dans la paille de l'orge récoltée. Ces analyses ont été faites dans le cadre du volet agronomique et ne figurent ici qu'à titre indicatif.

4.2.1 Nitrates et ammonium

Le suivi de l'eau dans le sol a été effectué à partir des parcelles qui avaient subi un traitement de fertilisation correspondant aux besoins normaux en azote pour l'orge. Le tableau 4.4 présente le bilan en ce qui a trait aux intrants et extrants d'azote. La dose visée par les différents traitements était de 80 kg $N_{disponible}$/ha, mais en pratique la dose ajoutée a

été de 83 ± 5 kg de N/ha. Dans les produits de lisier liquides (LA, LB et LC) le N disponible a été considéré comme correspondant à la teneur en ammonium, ainsi $N_{disponible}$=100% $N\text{-}NH_4^+$. Tandis que dans les produits de lisier solides (SA, SB et SC), le N disponible a été considéré comme étant 40% du N_{total}[1] contenu dans chaque produit (ce pourcentage est celui le plus souvent utilisé par les spécialistes en fertilisation pour un engrais organique à rapport C/N élevé). Il est à noter également que les produits de lisier ne contiennent pas de $N\text{-}NO_3^-$ initialement. Le contenu en C/N des produits de lisier est présenté à l'annexe 1. Pour ce qui est du N recueilli dans l'eau, il a été mesuré sous forme de $N\text{-}NH_4^+$ et sous forme de $N\text{-}NO_3^-$.

On remarque tout d'abord que plus de 98% de l'azote recueilli aux lysimètres l'a été sous forme de nitrates et ce dans les deux types de sol. Parmi les traitements liquides, les charges azotées recueillies dans le loam argileux semblent diminuer en fonction de l'intensité du traitement subi par le lisier. Ainsi le lisier brut (LC) est associé à la charge la plus élevée et le traitement LB (lisier traité et filtré sur tourbe) à la charge la plus faible. Dans le loam sableux par contre, le traitement LA (lisier brut) a généré des charges nettement supérieures à celles des deux autres produits liquides; ces charges représentent jusqu'à 21 % de ce qui a été ajouté, comparativement à 13 % (LB) et 12 % (LC).

Pour ce qui est des produits solides, les traitements SB et SC ont généré des charges très faibles dans le loam argileux comparativement à tous les autres traitements, soit des charges représentant respectivement 4 % et 5 % de ce qui a été ajouté. Dans le loam sableux par contre, les trois traitements solides ont généré des charges relativement semblables (représentant entre 11 et 14 % du N ajouté).

Enfin, en ce qui concerne le traitement minéral les charges en N recueillies dans les deux types de sol représentent 25% du N disponible ajouté. Quant au témoin, dans le loam argileux il présente des charges plus élevées que les traitements SB et SC (soit 7,2 kg/ha, comparativement à 3,1 et 4,3 kg/ha respectivement). Tandis que dans le loam sableux, le témoin affiche la charge la plus faible avec 3 kg/ha.

---

[1] Ntotal = Norganique + $N\text{-}NH_4^+$

Tableau 4.4 Bilan sommaire de l'azote ($N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$)

Traitement	$N_{disponible}$ ajouté (kg/ha)	Ntot prélevé (kg/ha)	N recueilli (kg/ha)[a]			
			$N\text{-}NH_4^+$	$N\text{-}NO_3^-$	Total[b] Automne 2001	N printemps 2002[c]
Loam argileux						
LA	78 (96)[d]	99,9 ± 6,92	0,117 ± 0,036	12,4 ± 5,54	12,5 ± 5,50	1,33 ± 0,94
LB	82 (84)	95,7 ± 14,6	0,106 ± 0,060	8,65 ± 3,52	8,76 ± 3,57	1,19 ± 1,52
LC	92 (174)	113 ± 7,47	0,165 ± 0,034	17,2 ± 8,07	17,4 ± 8,06	2,33 ± 1,14
SA	84 (210)	112 ± 21,6	0,146 ± 0,073	10,1 ± 6,21	10,3 ± 6,27	1,09 ± 1,11
SB	86 (216)	81,1 ± 14,2	0,081 ± 0,027	3,01 ± 0,28	3,09 ± 0,30	0,79 ± 0,61
SC	80 (198)	80,8 ± 14,8	0,113 ± 0,033	4,19 ± 1,17	4,31 ± 1,16	0,95 ± 0,49
EM80	80 (80)	93,6 ± 14,7	0,148 ± 0,063	20,1 ± 11,8	20,3 ± 11,8	6,90 ± 5,83
EM00	0	72,9 ± 10,4	0,157 ± 0,078	7,06 ± 4,86	7,22 ± 4,83	2,74 ± 3,03
Loam sableux						
LA	78 (96)	97,4 ± 9,58	0,184 ± 0,146	16,2 ± 12,3	16,4 ± 12,4	9,58 ± 4,11
LB	82 (84)	109,3 ± 20,2	0,061 ± 0,086	10,2 ± 13,9	10,3 ± 14,1	-[e]
LC	92 (174)	111 ± 14,9	0,049 ± 0,008	11,2 ± 9,02	11,2 ± 9,01	-
SA	84 (210)	111 ± 11,9	0,154 ± 0,126	11,5 ± 8,22	11,7 ± 8,27	3,11 ± 1,47
SB	86 (216)	95,2 ± 11,5	0,099 ± 0,060	11,7 ± 10,9	11,9 ± 11,0	4,20 ± 3,49
SC	80 (198)	88,6 ± 9,09	0,172 ± 0,101	8,32 ± 2,08	8,49 ± 2,04	1,57 ± 0,32
EM80	80 (80)	86,7 ± 15,7	0,365 ± 0,308	19,6 ± 3,83	19,9 ± 4,14	9,85 ± 6,72
EM00	0	67,0 ± 7,07	0,042 ± 0,043	4,43 ± 1,61	2,99 ± 2,84	1,77 ± 0,54

LA : liq. Traité — SA : sol. Traité — EM80 : engrais minéral
LB : liq. Traité+filtré — SB : sol. Traité+sciures — EM00 : témoin
LC : lisier brut — SC : sol. Traité+ poussières de sablage

a : Calcul des charges par saison: $\sum$ [Concentration * volume d'eau] * surface lysimètre (314.16 cm^2)
b: Total = $N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$
c : Inclus $N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$
d : chiffre entre parenthèses correspond au Ntotal (= Norganique + $N\text{-}NH_4^+$), cette analyse a été effectué par l'IRDA
e : aucun échantillon

La figure 4.3 fait ressortir sous forme de rapport entre le N recueilli et le N ajouté, les résultats présentés dans le tableau précédent.

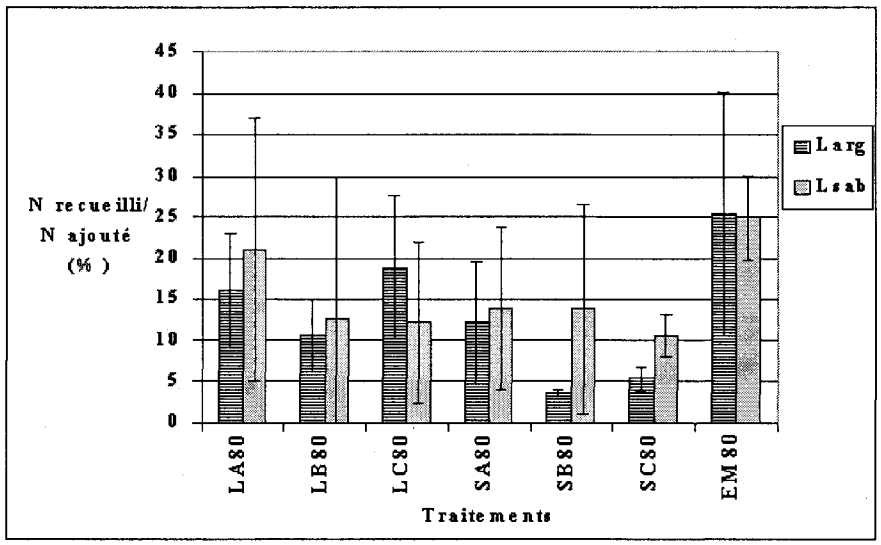


Figure 4.3 Pourcentage de N recueilli ($N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$) par rapport au N ajouté

Le tableau 4.5 présenté en page suivante illustre les teneurs moyennes pondérées mesurées à l'automne 2001 (sept. à nov.). Il est important de noter que les teneurs pour l'ammonium sont de l'ordre du microgramme/l, tandis que celles des nitrates sont de l'ordre du milligramme/l.

Pour l'ammonium, on observe dans le loam argileux que les teneurs les plus élevées se retrouvent au niveau du traitement LB (288,5 µg/l), alors que les teneurs les plus basses sont avec le traitement SB (126,2 µg/l) suivi de très près par le traitement SC (132,8 µg/l). Tous les autres traitements ont des teneurs relativement semblables se situant entre 176,3 et 191,6 µg/l. Dans le loam sableux la situation est pratiquement inversée. La teneur la plus faible se situe au niveau du traitement LB (141,9 µg/l) et les teneurs les plus élevées se trouvent avec EM80 (400,7 µg/l). Tous les autres traitements dans le loam sableux ont des teneurs de près de 100 µg/l plus élevées que dans le loam argileux. Le traitement minéral ainsi que le témoin ne présentent dans aucun des deux sols des teneurs plus basses que les produits de lisier.

Tableau 4.5 Teneurs moyennes pondérées en azote ($N\text{-}NH_4^+$ et $N\text{-}NO_3^-$)

Traitement	NH_4^+ (µg $N\text{-}NH_4^+$/l)		NO_3^- (mg $N\text{-}NO_3^-$/l)	
	Automne 2001	**Printemps 2002**	**Automne 2001**	**Printemps 2002**
Loam argileux				
LA	176 ± 52,3	496 ± 255	22,4 ± 19,7	4,9 ± 3,8
LB	288 ± 272	507 ± 562	26,7 ± 30,2	6,2 ± 7,3
LC	192 ± 23,9	424 ± 249	20,5 ± 10,4	2,6 ± 1,5
SA	181 ± 80,3	460 ± 380	13,3 ± 7,9	2,3 ± 2,9
SB	126 ± 46,6	247 ± 205	4,9 ± 2,2	2,2 ± 1,9
SC	133 ± 25,2	354 ± 334	5,1 ± 1,5	1,5 ± 0,6
EM80	185 ± 87,9	448 ± 322	24,8 ± 13,9	17,8 ± 9.0
EM00	179 ± 66,3	552 ± 337	9,0 ± 6,5	5,2 ± 5,6
Loam sableux				
LA	309 ± 130	980 ± 338	26,9 ± 16,1	26,0 ± 21,4
LB	142 ± 159	-[a]	28,4 ± 19,4	-
LC	148 ± 16,5	-	34,7 ± 29,1	-
SA	397 ± 205	418 ± 87,8	28,1 ± 11,6	21,3 ± 6,1
SB	261 ± 86,1	158 ± 115	23,5 ± 8,9	26,2 ± 21,8
SC	331 ± 75,6	956 ± 1201	20,9 ± 13,2	8,7 ± 9,8
EM80	401 ± 305	1612 ± 1595	22,4 ± 1,7	60,3 ± 40,6
EM00	259 ± 270	275 ± 164	16,4 ± 12,7	17,4 ± 12,5

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

A : aucun échantillon

En ce qui a trait aux nitrates, l'analyse des résultats se fait tout autrement. Ainsi, les teneurs les plus élevés (situées entre 26,7 et 34,7 mg/l), se retrouvent en moyenne au niveau des produits de lisier liquides et ce dans les deux types de sol. Tandis que les concentrations les plus basses sont principalement au niveau des produits de lisier solides, allant de 4,9 à 13,3 mg/l (loam argileux) et de 20,9 à 28,1 mg/l (loam sableux). On observe que les teneurs sont plus élevées dans le loam sableux et ce pour tous les traitements, sauf pour EM80 où elles sont semblables.

Pour ce qui est des teneurs au printemps, on remarque dans le cas de l'ammonium que les teneurs ont grimpé subitement comparativement aux valeurs automnales et ce dans les deux types de sol. Tandis que pour les nitrates, les valeurs printanières ont plutôt baissé dans le loam argileux, mais sont demeurées semblables aux valeurs automnales dans le loam sableux. Dans les deux types de sol, l'engrais minéral présente les teneurs les plus élevées en raison de l'apport de fertilisation printanière en mai 2001 (80 kg/ha N-NO_3^-+ NH_4^+) faisant partie du suivi agronomique du projet.

- **Discussion sur l'azote**

Afin de saisir les résultats en ce qui a trait au bilan de l'azote, il est important de se rappeler que la forme d'azote disponible pour chacun des traitements n'était pas la même. En effet, l'engrais minéral est composé de nitrate d'ammonium (34-0-0). Ce type d'engrais produit des ions nitrates (NO_3^-) qui ne sont pas retenus par le complexe argilo-humique, ils sont donc très facilement perdus par lessivage [Soltner 1986]. C'est probablement pourquoi le traitement EM80 est celui ayant généré les charges les plus élevées et ce dans les deux types de sol.

Parmi les autres traitements, on constate que dans le loam argileux les plus faibles charges ont été produites par le traitement SB, suivi de près par le traitement SC. De fait, ils ont générés 3 à 4 fois moins de charges azotées que la moyenne des quatre autres produits de lisier. Il est donc probable que l'ajout de carbone par le biais des sciures et poussières de sablage ait permis d'immobiliser une partie du N disponible.

En effet, selon la nature de l'engrais de ferme, le devenir de l'azote serait différent : une partie serait libérée peu de temps après l'épandage (azote ammoniacal et organique facilement minéralisable), tandis qu'une autre partie serait emmagasinée dans le sol sous forme d'humus (qui se minéralise progressivement). La première partie, appelé aussi « effet direct », est particulièrement importante dans les produits à forte proportion en azote ammoniacal (tels les lisiers). Alors que la deuxième partie, appelée « l'arrière-effet »,

est plus importante pour les produits à forte teneur en azote organique (tels les fumiers) [Ziegler et Heduit 1991].

Dans le cadre de cette expérience, le lisier brut s'est comporté comme les produits à « effet direct » dont parlent Ziegler et Heduit [*ibid*]. Par contre, les produits SB et SC, ne se sont pas comportés comme des fumiers, bien que leur apparence était très semblable. En effet, il faut se rappeler que l'ajout de sciures et poussières de sablage s'est fait quelques heures avant l'épandage, ces deux composantes (sous-produit solide et sciures) n'étaient donc pas en équilibre. Néanmoins, le mélange carboné a agit en tant qu'immobilisateur d'azote, dont font preuve les faibles charges recueillies.

Toutefois cette observation n'est pas aussi évidente dans le cas du loam sableux. Dans ce type de sol, mis à part le témoin, la charge du traitement SC est la moins élevée, mais elle est relativement semblable à celle des autres produits de lisier (LB, LC, SA SB). Seul le traitement LA se distingue un peu avec une charge deux fois plus élevée que SC. On serait donc porté à croire que certaines propriétés du sol, tel la porosité drainante, aient agi sur l'aération du sol et donc sur la minéralisation de l'azote immobilisé par le carbone. Rappelons que cette remarque vaut pour les produits de lisier, mais pas pour celui de l'engrais minéral puisque les charges générées dans les deux sols sont presqu'identiques.

4.2.2 Phosphates

Tel que spécifié précédemment, le traitement de fertilisation a été effectué en fonction de la teneur en azote des fertilisants. La réduction de la teneur en phosphore étant l'un des objectifs du traitement du lisier, il va de soi que les traitements contenaient des teneurs en P fort différentes.

Le tableau 4.6 ci-après indique le contenu en P total pour chacun des traitements. On y retrouve également le P total prélevé par les plants d'orge (mesuré dans la paille et le grain), ainsi que les charges moyennes totales en $P\text{-}PO_4^{3-}$ recueillies entre septembre et

novembre, soit tout de suite après la récolte et avant le premier gel et ce pour les deux types de sol.

Ces résultats révèlent que les charges recueillies à l'automne sont plutôt faibles. En effet, peu importe le traitement, si on calcule le pourcentage recueilli par rapport à ce qui a été ajouté, le résultat est bien inférieur à 0,3 % et ce dans les deux types de sol. Dans les liquides, on remarque que bien que le lisier brut (LC) soit celui qui contenait le plus de P total initialement, les charges recueillies sont comparables à celles des autres produits liquides qui contenaient dix fois moins de phosphore. On constate que pour les deux traitements ne contenant pas de phosphore, soit l'engrais minéral (EM80) et le témoin (EM00), les charges en $P\text{-}PO_4^{3-}$ recueillies sont semblables à celles observées dans les parcelles traitées avec les produits de lisier. Enfin, pour ce qui est du P total prélevé, on constate que là où la présence de P total était déficiente (EM80 et EM00) ou faible (LA et LB) les plants ont puisé dans la réserve de P du sol. De même, on observe que pour les traitements où le P total était en abondance (SA, SB et SC), bien que le P prélevé et le P recueilli soient un peu plus élevé que pour les autres traitements, une grande partie du P total ajouté semble être demeurée dans le sol.

La figure 4.4 montre le rapport entre les charges en P recueillies entre septembre et novembre et le P ajouté. On constate que les produits liquides LA et LB ont généré des charges comparativement plus élevées que le lisier brut (LC) et que les trois produits solides et ce, tant dans le loam argileux que dans le loam sableux.

Tableau 4.6 Bilan sommaire du phosphore

Traitement	Ptot. ajouté (kg/ha)	Ptot. prélevé (kg/ha)	$P\text{-}PO_4^{3-}$ recueilli (kg/ha)	
			Automne 2001	Printemps 2002
Loam argileux				
LA	9,6	15,1 ± 3,76	0,013 ± 0,010	0,007 ± 0,009
LB	5,4	13,9 ± 2,08	0,013 ± 0,008	0,004 ± 0,003
LC	82	18,1 ± 1,00	0,015 ± 0,004	0,017 ± 0,004
SA	158	19,8 ± 3,26	0,025 ± 0,010	0,015 ± 0,003
SB	148	16,1 ± 1,52	0,021 ± 0,012	0,007 ± 0,004
SC	176	17,8 ± 3,78	0,030 ± 0,012	0,014 ± 0,006
EM80	0	13,2 ± 1,33	0,012 ± 0,006	0,006 ± 0,004
EM00	0	12,2 ± 2,68	0,016 ± 0,006	0,006 ± 0,004
Loam sableux				
LA	9,6	14,9 ± 1,39	0,012 ± 0,008	0,015 ± 0,012
LB	5,4	14,1 ± 2,93	0,003 ± 0,004	-[a]
LC	82	16,5 ± 2,21	0,006 ± 0,004	-
SA	158	17,5 ± 1,23	0,012 ± 0,004	0,004 ± 0,003
SB	148	18,7 ± 4,22	0,010 ± 0,010	0,003 ± 0,0003
SC	176	18,3 ± 1,81	0,023 ± 0,023	0,026 ± 0,030
EM80	0	9,30 ± 0,81	0,023 ± 0,018	0,004 ± 0,0002
EM00	0	11,1 ± 1,39	0,006 ± 0,007	0,002 ± 0,003

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

a : aucun échantillon

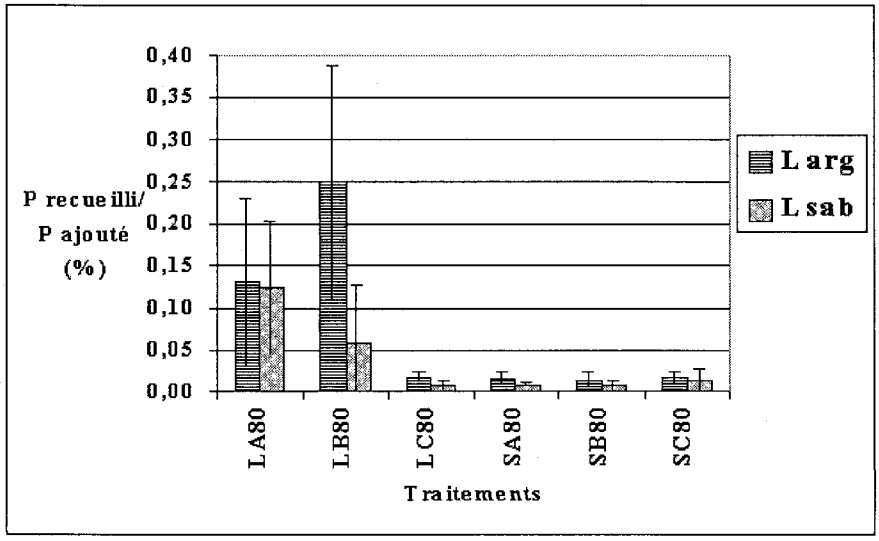


Figure 4.4 Pourcentage de $P\text{-}PO_4^{3-}$ recueilli par rapport au P ajouté

Le tableau 4.7 présente les teneurs moyennes pondérées mesurées pour les phosphates entre septembre et novembre 2001. On remarque qu'en moyenne les teneurs les plus élevées sont associées aux produits de lisier solide, ce qui est cohérent compte tenu de leur contenu initial plus élevé en P total. Parallèlement, on observe que le traitement liquide LB présente des teneurs relativement élevées dans le loam argileux quand on considère que c'était le traitement contenant le moins de P total.

Par ailleurs, les plus faibles teneurs parmi les produits de lisier se retrouvent avec le traitement LA et le lisier brut (LC) dans le loam argileux. Tandis que dans le loam sableux, la plus faible teneur est celle correspondant au produit liquide LB.

Enfin, il est intéressant de remarquer que le témoin (EM00), ainsi que le traitement minéral (EM80) présentent des teneurs semblables aux traitements de lisier et que ces teneurs sont plus élevées dans le loam sableux.

Tableau 4.7 Teneurs moyennes pondérées en $P\text{-}PO_4^{3-}$

Traitements	**$P\text{-}PO_4^{3-}$ µg/l**			
	Loam argileux		**Loam sableux**	
	Automne 2001	**Printemps 2002**	**Autmone 2001**	**Printemps 2002**
LA	16,1 ± 7,9	14,4 ± 3,2	22,2 ± 5,1	32,9 ± 14,5
LB	26,9 ± 11,9	17,9 ± 8,6	13,4 ± 1,8	-[a]
LC	17,1 ± 4,4	21,7 ± 7,3	18,3 ± 11,9	-
SA	29,8 ± 8,8	32,2 ± 22,1	43,2 ± 39,6	25,2 ± 13,0
SB	29,3 ± 9,6	20,5 ± 7,0	29,7 ± 15,9	19,0 ± 1,9
SC	35,7 ± 12,9	25,1 ± 7,2	39,8 ± 18,2	51,3 ± 0,1
EM80	13,6 ± 4,7	12,7 ± 2,9	25,2 ± 18,1	27,3 ± 1,6
EM00	18,6 ± 4,6	12,6 ± 6,9	27,3 ± 17,7	11,2 ± 15,8

LA : liq. Traité — SA : sol. Traité — EM80 : engrais minéral
LB : liq. Traité+filtré — SB : sol. Traité+sciures — EM00 : témoin
LC : lisier brut — SC : sol. Traité+ poussières de sablage

a : aucun échantillon

- **Discussion sur les phosphates**

Afin de bien interpréter les résultats obtenus au niveau des phosphates il est important de considérer la teneur en P-Mehlich III initiale dans les deux types de sol. En effet, une

caractérisation préliminaire du sol a été effectuée avant le début des essais, soit en mai 2001, ceci afin de connaître les conditions initiales dans le sol.

Lors de cette caractérisation, cinq échantillons de sol par champ on été prélevés entre 0 et 20 cm de profondeur. Les valeurs moyennes mesurées ont été de 96 kg P/ha dans le loam argileux et de 45 kg P/ha dans le loam sableux. Selon le guide du CPVQ [CPVQ 1996], ces teneurs en P sont qualifiées comme étant moyennes à faibles pour ce qui est du besoin en phosphore pour une culture d'orge. Normalement, pour de telles teneurs en P, le CPVQ recommande l'ajout de 15 à 28 kg P-P_2O_5/ha, ce qui ne correspond pas nécessairement au contenu en P de certains des traitements épandus dans cette expérience (voir tableau 4.6).

Partant de ce fait, les parcelles où les traitements LA, LB, EM80 et EM00 ont été effectués, étaient déficitaires en P total pour les besoins théoriques de la culture. Dans ces circonstances, il est probable que les plants d'orge aient puisé tout le P disponible pendant leur croissance, ce qui expliquerait que les charges ainsi recueillies aient été aussi faibles. Néanmoins, sur la figure 4.4 présentée précédemment, les deux traitements qui ressortent le plus sont justement les produits liquides LA et LB (lisier traité et lisier traité et filtré sur tourbe, respectivement). Il est possible que ceci soit dû à leur liquidité qui favorise leur écoulement, ainsi qu'au manque de carbone pour immobiliser les phosphates sous forme de biomasse microbienne.

Le lisier brut (LC), quant à lui, répondait approximativement au besoin en P de la culture et sa consistance légèrement moins liquide que celles des produits LA et LB aurait pu faire en sorte que les charges recueillies pour ce traitement soient plus faibles que celles des produits liquides.

Par ailleurs, pour ce qui est des produits solides SA, SB et SC (fraction solide de lisier traité, fraction solide + sciures et fraction solide + poussières de sablage, respectivement), on constate que malgré leur forte teneur en phosphore, ce dernier s'est très peu retrouvé dans l'eau recueillie. En effet, le phosphore présent dans les produits solides est moins soluble que dans les produits liquides car il est fixé par la matière organique et le carbone

présent dans les sciures et poussières de sablage. De plus, la caractérisation préliminaire révélait des teneurs en aluminium disponible dans les deux sols supérieures à 1000 mg/kg, ce qui selon le guide du CPVQ correspond à une capacité de fixation moyennement élevée. Cette capacité de fixation affecte particulièrement le phosphore disponible. Par ailleurs, la teneur en aluminium est plus élevée dans le sol sableux (1211 mg/kg) que dans le sol argileux (1032 mg/kg), ce qui se traduit par une plus grande fixation du P disponible dans le champ sableux (voir figure 4.4).

Enfin, on constate que les parcelles témoin (EM00), ainsi que celles fertilisées avec de l'engrais minéral (EM80), lessivent des phosphates qui étaient en réserve dans le sol puisqu'aucun ajout de P ne leur a été accordé pendant la saison 2001.

4.2.3 Cuivre et zinc

Comme il a déjà été dit précédemment, les différents traitements ont été appliqués en fonction de la teneur en azote visée. Par conséquent, les quantités de produits ajoutés variaient selon leur contenu initial en azote. C'est pourquoi les teneurs en métaux contenus dans les produits varient non seulement à cause de la nature du produit, mais aussi à cause de la quantité de produit qui a dû être ajoutée pour atteindre le dosage désiré en azote.

Les tableaux 4.8 et 4.9 présentent le bilan sommaire des charges en cuivre et zinc qui ont été mesurées au cours de la saison 2001. Les résultats indiquent que peu importe la quantité en cuivre et en zinc contenue dans les différents traitements, les charges recueillies sont relativement semblables et très faibles (elles sont d'ailleurs exprimées en g/ha et non pas en kg/ha). De fait, les produits de lisier révèlent des charges du même ordre de grandeur que le traitement à l'engrais minéral (EM80) et que le témoin (EM00), lesquels ne contiennent pas de métaux. Il est à noter que les traitements contenaient en moyenne plus de zinc que de cuivre ce qui se répercute sur les charges générées.

Les figures 4.5 et 4.6 illustrent bien toutes ces observations. Elles permettent également de noter que deux des traitements de lisier liquide, soit LA et LB, se démarquent

particulièrement puisqu'ils ont lessivé un pourcentage plus élevé de métaux comparativement aux autres traitements qui contenaient plus de métaux initialement.

Tableau 4.8 Bilan sommaire du Cuivre

Traitement	Cu ajouté (g/ha)	Cu prélevé g/ha	Cu recueilli (g/ha)	
			Automne 2001	Printemps 2002
Loam argileux				
LA	14	275 ± 195	3,7 ± 2,1	7,8 ± 11,1
LB	27	167 ± 129	3,4 ± 1,9	4,5 ± 6,0
LC	540	237 ± 103	3,9 ± 1,2	7,6 ± 1,6
SA	960	160 ± 108	4,3 ± 1,8	7,9 ± 6,1
SB	840	212 ± 71	5,6 ± 4,7	4,1 ± 4,3
SC	1100	216 ± 169	5,7 ± 1,1	6,7 ± 4,9
EM80	0	122 ± 54	4,4 ± 1,6	3,7 ± 3,4
EM00	0	96 ± 31	5,7 ± 3,1	4,7 ± 3,6
Loam sableux				
LA	14	175 ± 35	2,4 ± 1,9	60,1 ± 83,6
LB	27	223 ± 77	0,6 ± 0,5	-[a]
LC	540	188 ± 51	2,2 ± 0,3	-
SA	960	186 ± 18	2,8 ± 1,8	0,8 ± 0,2
SB	840	184 ± 72	2,9 ± 2,9	0,9 ± 0,1
SC	1100	197 ± 58	5,2 ± 5,3	3,9 ± 4,1
EM80	0	112 ± 25	6,8 ± 0,7	0,9 ± 0,6
EM00	0	135 ± 14	2,8 ± 2,3	1,1 ± 0,3

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

a : Aucun échantillon

Tableau 4.9 Bilan sommaire du Zinc

Traitement	Zn ajouté (g/ha)	Zn prélevé (g/ha)	Zn recueilli (g/ha)	
			Atomne 2001	Printemps 2002
Loam argileux				
LA	72	23,0± 6,4	18,9 ± 10,0	22,1 ± 32,3
LB	175	18,7 ± 4,4	18,4 ± 10,7	20,4 ± 31,6
LC	5 330	22,0 ± 1,8	19,8 ± 7,1	20,8 ± 6,3
SA	10 600	18,8 ± 3,8	17,2 ± 5,8	29,4 ± 26,0
SB	10 400	21,7 ± 8,9	20,9 ± 19,8	11,6 ± 12,2
SC	12 100	17,3 ± 3,5	20,2 ± 6,7	20,5 ± 15,6
EM80	0	14,8 ± 1,8	15,4 ± 10,0	10,3 ± 9,6
EM00	0	12,8 ± 1,9	21,5 ± 11,7	15,5 ± 11,1
Loam sableux				
LA	72	150 ± 18,9	13,6 ± 13,4	101 ± 132
LB	175	188 ± 42,5	2,6 ± 2,8	-[a]
LC	5 330	177 ± 27,2	12,1 ± 3,2	-
SA	10 600	169 ± 12,8	11,9 ± 8,5	4,6 ± 2,5
SB	10 400	178 ± 18,8	14,0 ± 14,0	3,6 ± 2,2
SC	12 100	163 ± 10,8	25,5 ± 16,7	7,8 ± 6,7
EM80	0	128 ± 23,8	26,6 ± 9,4	3,8 ± 2,9
EM00	0	105 ± 12,8	12,6 ± 9,5	3,4 ± 0,7

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

a : Aucun échantillon

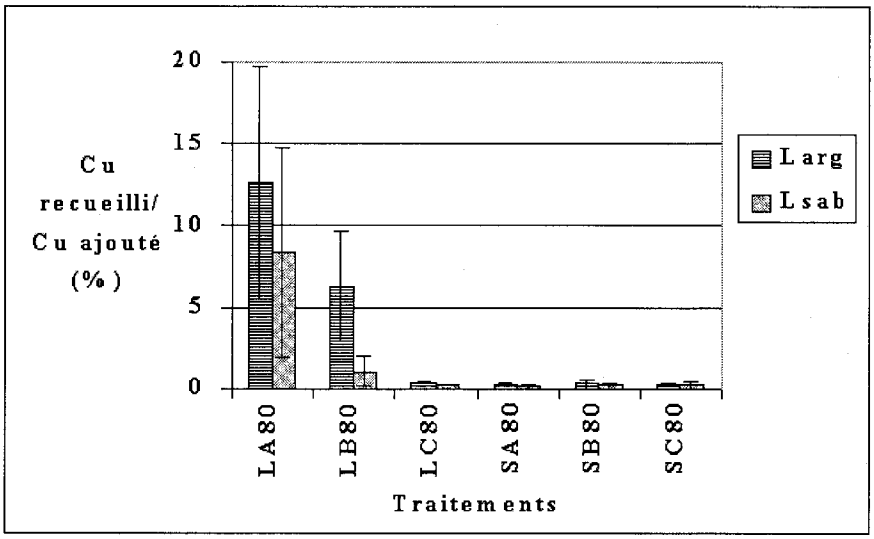


Figure 4.5 Pourcentage de Cu recueilli par rapport au Cu ajouté

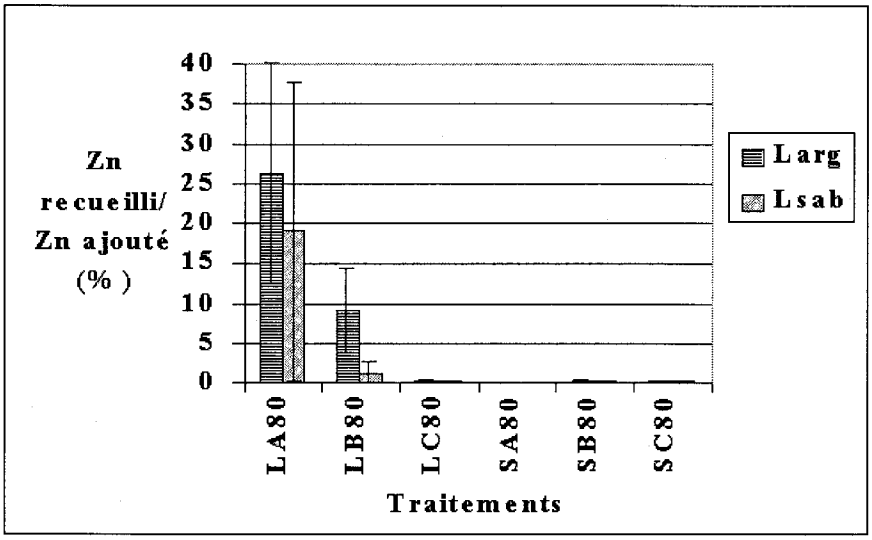


Figure 4.6 Pourcentage de Zn recueilli par rapport au Zn ajouté

Les tableaux 4.10 et 4.11 regroupent les teneurs moyennes, ainsi que les teneurs moyennes pondérées pour le cuivre et le zinc. Le fait de tenir compte des volumes infiltrés (teneur moyenne pondérée) diminue les teneurs de près de 20% dans le cas du cuivre et de près de 10% dans le cas du zinc. Dans le cas du traitement LA pour le cuivre dans le loam sableux, le fait de tenir compte de la moyenne pondérée a diminué de 50% la valeur de la teneur mesurée.

En ce qui a trait aux résultats des teneurs moyennes en tant que tel, on observe que dans le cas du cuivre la différence entre les différents traitements est assez faible, les teneurs variant entre 4,5 et 7,2 µg/l (loam argileux) et 4,1 et 10,2 µg/l (loam sableux). Tandis que dans le cas du zinc la différence entre les traitements et le type de sol est plus notable. Ainsi, dans le loam argileux les teneurs varient de 17,6 (EM80) à 40,7 µg/l (LB), alors qu'elles varient de 18,2 (LB) à 61,3 µg/l (EM00) dans le loam sableux.

Tableau 4.10 Teneurs moyennes et teneurs moyennes pondérées en Cu

Traitement	Cu (µg/l)		
	Automne 2001		Printemps 2002
	Teneur moyenne	Teneur moyenne pondérée	
Loam argileux			
LA	6,9 ± 1,5	5,1 ± 1,5	14,7 ± 7,1
LB	7,8 ± 2,2	6,4 ± 2,0	11,3 ± 5,5
LC	5,5 ± 1,2	4,5 ± 0,9	9,6 ± 1,3
SA	6,0 ± 1,2	5,3 ± 1,1	11,1 ± 2,8
SB	8,4 ± 4,3	7,2 ± 4,2	10,9 ± 5,6
SC	7,8 ± 1,1	6,8 ± 1,1	10,6 ± 4,5
EM80	6,2 ± 1,9	5,3 ± 1,6	7,6 ± 3,6
EM00	7,7 ± 2,9	6,5 ± 2,7	7,2 ± 0,7
Loam sableux			
LA	8,4 ± 2,5	4,1 ± 1,9	60,7 ± 77,1
LB	6,0 ± 3,5	5,2 ± 4,6	-[a]
LC	9,4 ± 4,7	6,5 ± 0,5	-
SA	9,3 ± 2,2	7,3 ± 2,6	5,8 ± 0,3
SB	9,9 ± 3,1	9,3 ± 5,0	5,6 ± 0,6
SC	11,7 ± 1,9	8,4 ± 3,1	10,2 ± 3,9
EM80	9,8 ± 0,8	7,9 ± 0,1	5,3 ± 3,6
EM00	10,8 ± 2,6	10,2 ± 3,4	9,3 ± 2,0
LA : liq. Traité LB : liq. Traité+filtré LC : lisier brut	SA : sol. Traité SB : sol. Traité+sciures SC : sol. Traité+ poussières de sablage		EM80 : engrais minéral EM00 : témoin

a : aucun échantillon

Tableau 4.11 Teneurs moyennes et teneurs moyennes pondérées en Zn

Traitement	Zn (µg/l)		
	Automne 2001		Printemps 2002
	Teneur moyenne	Teneur moyenne pondérée	
Loam argileux			
LA	35,8 ± 24,0	29,1 ± 17,3	43,1 ± 26,7
LB	42,0 ± 21,7	40,7 ± 25,8	37,5 ± 33,5
LC	23,7 ± 3,7	22,4 ± 4,3	25,8 ± 3,2
SA	23,0 ± 4,5	21,7 ± 4,2	38,2 ± 19,9
SB	32,7 ± 18,7	26,3 ± 19,3	32,8 ± 20,4
SC	27,0 ± 10,0	24,4 ± 9,3	32,0 ± 15,6
EM80	19,2 ± 8,0	17,6 ± 8,7	24,3 ± 12,1
EM00	27,0 ± 12,6	24,4 ± 11,8	25,0 ± 16,1
Loam sableux			
LA	32,9 ± 18,2	24,4 ± 21,2	118 ± 99,3
LB	19,4 ± 10,6	18,2 ± 12,3	-
LC	48,0 ± 24,0	36,6 ± 7,8	-
SA	32,2 ± 9,4	29,7 ± 8,4	32,2 ± 11,2
SB	52,1 ± 55,1	51,5 ± 56,4	22,3 ± 13,7
SC	52,8 ± 25,4	54,4 ± 40,4	26,3 ± 17,8
EM80	34,6 ± 15,4	31,5 ± 14,6	23,7 ± 17,9
EM00	62,4 ± 37,0	61,3 ± 38,6	30,6 ± 8,3

LA : liq. Traité — SA : sol. Traité — EM80 : engrais minéral
LB : liq. Traité+filtré — SB : sol. Traité+sciures — EM00 : témoin
LC : lisier brut — SC : sol. Traité+ poussières de sablage

a : aucun échantillon

- **Discussion sur les métaux**

Comme nous l'avons mentionné précédemment, les teneurs en cuivre et en zinc mesurées sont plutôt faibles, même qu'elles semblent correspondre au bruit de fond de l'eau du sol. Toutefois, il faut noter que les valeurs mesurées à l'automne sont bien plus élevées que les teneurs qu'il est possible de mesurer en saison de croissance. En réalité, bien que les données présentées dans le cadre de cette étude débutent en septembre, un suivi avait quand même eu lieu au cours de l'été, mais seulement dans le champ 19, soit le loam sableux (voir explications dans la section 4.1.4 Difficultés associées au système d'échantillonnage). Les données brutes concernant cette période peuvent être consultées en Annexe 3. Lorsque les données d'été sont comparées à celles mesurées à l'automne, on

remarque que ces dernières sont en général 800 fois plus élevées. Les teneurs moyennes estivales étant en fait autour de 0,01 µg/l pour le cuivre et de 0,05 µg/l pour le zinc. En effet, bien qu'il soit possible de faire cette comparaison uniquement pour le champ du loam sableux, l'analyse des résultats en général porte à croire qu'il est légitime de penser que le loam argileux se serait comporté de façon similaire si des échantillons avaient pu y être recueillis au cours de l'été.

En définitive, l'effet du prélèvement effectué par les plantes paraît être notable en ce qui a trait aux métaux. Ce phénomène n'a pas été observé pour les autres paramètres étudiés dans le cadre de cette étude.

En ce qui concerne les charges mesurées à l'automne, les valeurs pour le Cu sont si faibles et dans le même ordre de grandeur qu'aucune différence notable entre les traitements ne ressort de l'analyse qualitative des résultats. Selon McNeely *et al.*, [1981], les teneurs en cuivre dans les eaux de surface naturelles peuvent atteindre 0,05 mg/l et jusqu'à 12 mg/l dans les eaux souterraines; teneurs qui sont bien supérieures à celles qui ont été mesurées dans le cadre de cette étude. Pour ce qui est du Zn, les différences entre les traitements varient selon le type de sol. En effet, les teneurs dans le loam sableux sont en moyenne 80% plus élevées que dans le loam argileux; à l'exception des traitements LA et LB pour lesquels les teneurs sont plus élevées dans le loam argileux. Cette différence est probablement due à la teneur en matière organique qui est généralement plus élevée dans les sols argileux (le complexe argilo-humique fixe les oligo-éléments tels le Cu et le Zn [Soltner 1986]). Les éléments ainsi retenus par le sol se retrouvent en plus faible quantité dans l'eau qui s'infiltre. Par ailleurs, selon la littérature, le zinc se trouve en général sous forme de traces (< 0,05 mg/l) dans les eaux de surface et souterraines [*ibid.*], ce qui équivaut aux teneurs relevées à St-Lambert.

Les observations présentées dans le cadre de cette étude sont relatives à la qualité de l'eau du sol. Néanmoins, lorsqu'on évalue les quantités de métaux ajoutés par rapport aux quantités prélevées par les plantes et à celles recueillies dans l'eau, on ne peut s'empêcher de noter qu'une part importante des métaux ajoutés est demeurée dans le sol. En effet, dans

le cas du cuivre pour les traitements LC, SA, SB et SC (soit les traitements présentant les teneurs les plus élevées en métaux), 55 à 80% du cuivre ajouté est demeuré dans le sol (loam argileux). Dans le cas du zinc, les valeurs grimpent jusqu'à 99% pour ces mêmes traitements.

4.2.4 Coliformes fécaux

Tel qu'il a déjà été mentionné en début de chapitre, le suivi des coliformes a été effectué de façon sommaire seulement. En fait, la période la
plus importante en ce qui a trait au transport des bactéries, soit les semaines suivant l'épandage des produits, n'a pas été très productive au niveau des lysimètres dans le cadre de ce projet. Comme il a été expliqué précédemment, le champ 8 (loam argileux) n'était pas fonctionnel pendant l'été et le champ 19 (loam sableux) a toujours fourni peu d'échantillons. Néanmoins, quelques échantillons ont pu être recueillis au champ 19 à la mi-juillet. Le tableau 4.12 présente ces résultats, ainsi que ceux prélevés à la première collecte de l'automne (septembre), alors que les lysimètres des deux champs étaient fonctionnels. Étant donné que les résultats obtenus en septembre étaient plutôt bas, il a été décidé d'arrêter le suivi de ce paramètre puisque dans ces circonstances un échantillonnage ultérieur ne s'avérait pas pertinent.

On retrouve également sur ce tableau le contenu en coliformes fécaux préalablement mesuré dans les différents traitements. Il va de soi que les traitements SB et SC n'ont pas été analysés pour ce paramètre puisqu'ils ont le même contenu en produit de lisier que le traitement SA, à la différence qu'on y a ajouté des sciures et des poussières de sablage. Il a été supposé que leur contenu en coliformes fécaux était semblable à celui de SA et que l'ajout de sciures et de poussières de sablage n'avais pas d'effet sur la viabilité des coliformes, mais ceci n'a pas été vérifié analytiquement. Par ailleurs, il faut noter que pour les produits solides, l'unité de mesure n'est pas le UFC/100 ml, mais le NPP/gph (Nombre le Plus Probable/gramme de poids humide). Selon le laboratoire qui a effectué les analyses, il est possible de comparer ces deux types d'unités en assumant que 1 UFC/100 ml = NPP/100 gph (100 g de produit équivalant à 100 ml). Enfin, il est important de noter que

pour certains traitements seul un réplicat a fourni de l'eau (résultats n'ayant pas d'écart type) et dans d'autres cas l'écart type égal zéro (tous les réplicats avaient la même valeur).

En ce qui à trait au contenu initial en coliformes des différents traitements, on observe que la filtration à travers la tourbe (traitement LB) est un excellent moyen pour diminuer le contenu en coliformes fécaux.

Les résultats sur l'eau recueillie révèlent des écarts types en majorité très élevés. Dans le loam sableux il est possible d'observer en septembre la forte diminution des valeurs par rapport aux analyses faites en juillet. Enfin, si on compare les résultats obtenus en septembre pour les deux types de sol, on remarque que les valeurs sont relativement plus élevées dans le loam argileux.

Tableau 4.12 Bilan sommaire des coliformes fécaux

Traitement	**Coliformes ajoutés UFC/100 ml**	**Coliformes recueillis UFC/100 ml**		
		Loam argileux	**Loam sableux**	
		septembre	**juillet**	**septembre**
LA	49 000 ± 4 583	10 ± 1	5 ± 6	5 ± 5
LB	37 ± 46	16 ± 18	5 ± 4	2
LC	503 333 ± 18 8237	9 ± 9	-[a]	2 ± 0
SA	22 300[b] ± 23 475	41 ± 66	401 ± 345	14 ± 24
SB	n/a[c]	25 ± 35	23 ± 6	4 ± 4
SC	n/a	10 ± 8	1538 ± 2565	2 ± 0
EM80	n/a	7 ± 6	3 ± 1	2 ± 0
EM00	n/a	12 ± 11	9	2 ± 0

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

a : aucun échantillon disponible
b : unités en NPP/gph
c : n/a = non analysé

- **Discussion sur les coliformes fécaux**

Afin d'interpréter correctement les résultats obtenus sur l'eau du sol, il est important de connaître le contenu initial en coliformes fécaux dans le sol. Selon une caractérisation sommaire effectuée à partir de trois échantillons composites par champ, le champ 8 (loam argileux) avait un contenu en coliformes fécaux de 93 ± 32 NPP/gph , alors que le champ

19 en contenait 173 ± 137 NPP/gph. Si on transforme ces valeurs en UFC/100 ml, les résultats sont (à titre indicatif seulement) : 9 300 et 17 300, respectivement. Ces valeurs seraient plus élevées que la teneur même en coliformes fécaux contenue initialement pour le traitement LB.

On peut dire que pour les conditions climatiques rencontrées dans le cadre de cette étude, peu importe le traitement, le contenu en coliformes fécaux à l'automne (septembre dans ce cas-ci) est devenu négligeable. Il est important de se rappeler que c'est à partir de septembre que la percolation d'eau en profondeur a commencé à se faire sentir. Par conséquent, dans ces conditions, les drains et la nappe sous-jacente auraient reçu seulement des traces de coliformes fécaux.

Par ailleurs, en ce qui à trait à la comparaison des valeurs de septembre pour les deux types de sol, il est possible que cette différence soit due à la nature même du sol. En effet, le loam argileux ayant une plus grande capacité à retenir son humidité et un plus grand contenu en matière organique, il peut ainsi créer des conditions plus favorables à la survie des bactéries.

4.2.5 Suivi printanier

Le suivi printanier a débuté dès le dégel du sol (mi-avril 2002) et s'est poursuivi jusqu'à la mi-juin 2002. Deux échantillons composites[1] générés pendant cette période ont été analysés et les résultats présentés sont ceux de la charge totale et de la moyenne pondérée pour l'ensemble de la période.

Les paragraphes qui suivent présentent de façon générale l'analyse des données du printemps. Toutefois, les valeurs brutes peuvent être consultées en Annexe 4, tandis que les valeurs compilées pour chaque paramètre (à l'exception des coliformes fécaux) sont incluses sur les tableaux présentés dans les sections précédentes, avec les résultats

[1] Le nombre de sous-échantillons formant l'échantillon composite varie de 2 à 6 selon les lysimètres

d'automne 2001. Les figures en Annexe 6 permettent également de visualiser les données printanières par rapport à celles d'automne.

Il est important de noter qu'aucun des lysimètres correspondant aux traitements LB et LC dans le loam sableux n'a généré d'échantillon d'eau au cours du printemps 2002. Par ailleurs, dans le cadre de la suite du volet agronomique du projet, les parcelles correspondant au traitement EM80 ont reçu un apport de 240 kg/ha de NH_4-NO_3 en mai 2002; il va de soi que cet ajout a influencé les charges printanières. Par conséquent, dans les paragraphes qui suivent et qui concernent le NO_3^- et le NH_4^+, le traitement EM80 n'a pas été comparé aux autres traitements.

- NO_3^-

Dans le loam argileux, si on considère la charge finale en N-NO_3^- lessivée dans le sol, 10 à 25% de ce total se serait lessivé au printemps 2002. La charge printanière la plus faible se situe au niveau du traitement SB et la plus haute au niveau du témoin, suivi de près par le lisier brut (LC).

Dans le loam sableux, la charge du printemps représente 15 à 40 % du total en N-NO_3^-, dont la plus faible charge a été générée par le produit de lisier solide SC, tandis que la charge la plus élevée est encore celle de l'engrais minéral.

- NH_4^+

Dans le loam argileux 45 à 60% de la charge totale en N-NH_4^+ s'est lessivée au printemps. La charge la plus élevée se retrouve auprès du lisier brut (LC), tandis que la plus basse est celle du produit de lisier liquide LB.

Dans le loam sableux, cette valeur représente de 20 à près de 130% du total lessivé. En effet, la charge la plus élevée est celle du traitement LA dont la valeur au printemps est trois fois plus élevée que la charge moyenne mesurée au cours de l'automne 2001. La charge la plus faible en N-NH_4^+ est celle du traitement SB.

- PO_4^{3-}

Dans le loam argileux, 25 à 55% du P-PO_4^{3-}s'est lessivé au printemps. Les charges les plus élevées sont celles des produits de lisier solide SA et SC, tandis que la plus faible est celle du traitement LB.

Dans le loam sableux par contre, les valeurs varient de 15 à 70%. Les charges les plus faibles étant celles du témoin et du traitement SB, alors que la plus élevée est celle du produit de lisier solide SC.

- Cu

Dans le loam argileux, 40 à 75% de la charge totale en cuivre s'est lessivée au printemps; la charge la plus faible étant celle du traitement minéral et les plus fortes étant celles des traitements SA et LA.

Dans le loam sableux la variabilité est beaucoup plus marquée allant de 9 à près de 180% du total en cuivre lessivé au printemps. La charge la plus élevée a été observée dans le cas du traitement LA, laquelle était 25 fois plus forte que la charge moyenne à l'automne. Pour ce qui est de la charge la plus faible, il s'agit de celle du produit de lisier solide SA.

- Zn

Dans le loam argileux, 35 à 60 % du total en zinc a été recueilli au printemps. La charge la plus faible a été observée auprès du traitement minéral, alors que la charge la plus élevée se retrouvait à l'endroit du traitement SA.

Dans le loam sableux l'écart est de 10 à 150%, par contre, la charge la plus faible a été observée à l'endroit du témoin; tandis que la charge la plus forte a été rencontrée auprès du traitement LA, pour lequel la charge printanière est plus de sept fois supérieure à la charge moyenne automnale.

- **Discussion sur le suivi printanier**

Ce qu'il est intéressant d'étudier lors d'un suivi printanier c'est comment les traitements effectués ont réagit aux changements de température avec tout ce que cela peut entraîner : minéralisation, changement de pH et/ou pE (potentiel d'oxydo-réduction), etc.

Dans le cadre de la présente étude, l'ammonium et le métaux (principalement le Cu) ont généré un fort pourcentage de charges au printemps. En effet, l'ammonification n'est pas un processus qui soit affecté par les baisses de températures, contrairement à la nitrification. Pour ce qui est des métaux, une baisse de l'activité biologique et/ou un changement de pH et/ou pE a pu remettre en solution ces métaux.

Pour ce qui est des deux autres paramètres, les changements de saison ont eu des effets très différents. Tel que mentionné, la nitrification est un processus qui est fortement affecté par la baisse des températures, mais qui semble reprendre tranquillement avec l'arrivée du printemps. Tandis que les phosphates semblent se lessiver de manière progressive, tant à l'automne qu'au printemps.

5.0 DISCUSSION GÉNÉRALE

Cette étude comportait de nombreuses variables (2 types de sol, 2 saisons, 8 types de traitement, 6 types d'analyses chimiques et 4 types d'essais physiques). À ces variables, dont la majorité sont difficiles à contrôler, s'ajoutent les conditions météorologiques, qui sont en soi incontrôlables, ainsi que la première utilisation d'un prototype de lysimètre. Avec cette diversité de variables un lecteur peut facilement devenir confus ou trop se centrer sur une seule variable et négliger le travail qu'a nécessité la gestion de l'ensemble de celles-ci. C'est d'ailleurs pour ces raisons qu'il a été difficile de comparer cette étude à d'autres études traitant d'un sujet similaire.

Afin de faire ressortir les principales observations issues de cette étude, cette section abordera chacune des variables sous la forme d'items en se basant sur l'analyse globale des résultats. Cette analyse a été faite à partir des résultats obtenus pour le loam argileux seulement; l'explication à ceci est fournie dans l'item traitant de l'effet de la texture du sol.

Le tableau 5.1 compile, pour chacun des paramètres, le classement des traitements en fonction des charges totales recueillies (automne 2001 + printemps 2002). À titre comparatif, il est possible de consulter en annexe 5 une brève compilation de résultats d'autres d'études possédant des points communs avec celle-ci.

- ***Effet de la charge en azote total ajoutée par rapport à la charge en azote recueillie***

Le tableau 4.4 (section 4.2.1) présente dans la colonne N disponible ajouté, les charges en N total propres à chaque traitement. Si on se fie au contenu initial en Ntot,

Tableau 5.1 Classement des traitements en fonction des charges totales recueillies pour chacun des paramètres

NO_3^- (kg/ha)		NH_4^+ (g/ha)		PO_4^{3-} (g/ha)		Cu (g/ha)		Zn (g/ha)	
Loam argileux									
26,9	EM80	487	LC	43,7	SC	13,2	SC	47,8	SA
19,2	LC	386	EM00	39,3	SA	12,8	SA	42,4	SC
13,3	LA	370	SA	31,4	LC	12,3	LC	41,9	LC
10,9	SA	271	EM80	27,4	SB	11,4	EM00	39,1	EM00
9,58	EM00	268	SC	22,1	EM00	10,6	LA	37,6	LA
9,49	LB	216	LA	17,9	LA	10,5	SB	35,5	LB
4,99	SC	158	LB	17,3	EM80	8,8	EM80	34,4	SB
3,72	SB	158	SB	16,8	LB	7,5	LB	27,1	EM80
Loam sableux									
29,2	EM80	621	EM80	36,0	SC	33,8	LA	66,7	LA
20,7	LA	529	LA	27,3	EM80	9,5	EM80	33,1	EM80
13,8	SB	232	SC	19,4	LA	8,1	SC	31,5	SC
13,0	SA	183	SA	14,1	SA	5,6	EM00	16,9	SB
11,2	LC	111	SB	11,8	SB	4,2	SB	15,7	SA
10,2	LB	66,7	EM00	7,6	EM00	4,0	SA	15,5	EM00
9,04	SC	61,2	LB	6,2	LC	2,9	LC	14,3	LC
4,27	EM00	49,0	LC	3,1	LB	0,9	LB	3,2	LB

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut

SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage

EM80 : engrais minéral
EM00 : témoin

: traitements dont les lysimètres correspondants présentaient une efficacité de collecte inférieure à 50%

le classement des traitements, en termes de présence dans l'eau du sol, aurait du être (en ordre décroissant) : SB, SA, SC, LC, LA, LB, EM80, EM00. Cependant, ce n'est pas ce qu'indique le classement du tableau 5.1. De part cette observation, il est clair que l'hypothèse initiale ne se tient pas et que ce qui a régi le classement réel des traitements dépend de facteurs autres qu'une simple logique telle : Najouté – Nprélevé = Nrecueilli. Thompson *et al.* [1987] ont d'ailleurs déjà observé qu'il n'y avait pas de relation directe entre les charges mesurées dans l'eau du sol et les quantités de lisier épandu.

Selon le classement des charges générées par les traitements, les produits de lisier solide SB et SC sont ceux ayant la meilleure performance environnementale (charges recueillies plus faibles). Ce qui différencie principalement ces produits des autres c'est :

a) leur teneur élevée en carbone suite à l'ajout de sciures et poussières de sablage
b) leur texture consistante (% matière sèche plus élevée)
c) leur contenu en matière organique plus élevée

Il est donc probable que l'action de ces trois facteurs ait fait en sorte d'immobiliser plus d'azote que les autres traitements. En effet, en ce qui a trait au carbone, Burton *et al.* [1994] ont déjà conclu, dans le cadre d'une étude traitant d'épandage de lisier, qu'une augmentation en carbone peut augmenter l'importance du processus de dénitrification dans le profil du sol et réduire par conséquent la contamination en nitrates des eaux souterraines. Tandis que le contenu en matière organique stimule l'activité microbienne ce qui réduit les pertes d'azote par lessivage [Soltner 1986]. En ce qui a trait à la texture, une hypothèse possible serait que leur plus grand contenu en matière sèche a limité leur écoulement dans le profil du sol. Le tableau en Annexe 1 fait ressortir les teneurs en matière organique, matière sèche et en C de ces traitements.

- ***Effet des charges en azote générées par les engrais minéraux comparativement à celles des produits de lisier***

L'analyse des résultats en azote recueillie montre bien que l'engrais minéral est le traitement ayant généré le plus de charges en azote. Cette observation est en accord et en contradiction avec les observations faites par d'autres auteurs. En effet, Berrouard *et al.* [2001] ont observé dans le cadre d'une étude dépourvue de répétitions, mais comportant différentes sortes de fertilisant, que l'engrais minéral était le mode de fertilisation ayant produit le moins de pertes aux drains, tandis que le lisier de porc était celui ayant généré les pertes les plus élevées. Parallèlement, Gangbazo *et al.* [1997], Gangbazo *et al.* [1998], ainsi que Côté [2002] n'ont pas observé de différence entre les charges en azote générées par un engrais minéral et celles produites par des doses de lisier équivalentes. Enfin, Sutton *et al.* [1978, cité par Choudhary *et al.* 1996], ont trouvé des évidences quant au drainage vertical du $N\text{-}NO_3^-$ qui serait plus important dans le cas des fertilisants inorganiques comparativement au lisier de porc (il est à noter que ces auteurs ne spécifiaient pas l'influence du type de sol sur ce phénomène).

- ***Effet de la charge en phosphore ajoutée par rapport à la charge recueillie***

Le tableau 4.6 (section 4.2.2) présente la teneur en P tot. propre à chaque traitement avant l'épandage. Si on se fie à cette teneur initiale, le classement des traitements en fonction des charges recueillies devrait être: SC, SA, SB, LC, LA, LB, EM80, EM00 (de la charge la plus élevé à la moins élevée). Le tableau 5.1 montre un classement très similaire à celui de l'hypothèse initiale. De façon générale, si on ne tient compte que des traitements à base de lisier, plus la charge ajoutée est élevée plus la charge recueillie l'est également.

Il est cependant important de remarquer que la charge recueillie ne suit pas une courbe linéaire par rapport au P ajouté. En effet, comme il a déjà été mentionné dans la section traitant des résultats sur le phosphore, les traitements ayant une charge en phosphore initial près de 10 fois moins élevée (LA et LB) que les traitements les plus riches en P (SA, SB, SC), se retrouvent avec des charges recueillies seulement deux fois moins élevées. Cette observation est également ressortie de l'étude effectuée par Thompson *et al.* [1987] : « *(...)*

comparativement à la concentration relativement élevée de phosphore dans le lisier (126 mg/l vs 252 mg/l), *les quantités de phosphore dans les percolats sont toujours faibles.* ». Rivest et Leduc [1998, cités par Giroux et Enright. 2002] stipulent que les doses de P apportées et les modes de fertilisation ne permettent pas d'établir clairement une relation avec les teneurs en P aux drains.

L'accumulation de P dans les sols de surface a été observée dans maintes études [Hountin 1996, Gangbazo *et al.* 1998, Anderson et Xia 2000]. En ce qui a trait au relâchement de ce P vers l'eau de percolation, certains auteurs prétendent qu'il se produirait lors de la saturation des sites d'adsorption suite à un épandage excessif de lisier [Reddy *et al.* 1978]. Dans un essai effectué avec des bougies poreuses (lysimètres sous tension), Anderson et Xia [2000] parlent même d'une dose d'épandage maximum à partir de laquelle la percolation excessive de P se fait sentir[1] (quelque part entre 65 kg de P/ha/an et 129 kg/ha/an pendant 27 ans dans un loam argileux).

Encore une fois, dans le cas qui nous concerne, ce qui différencie ces traitements c'est leur contenu en C, en matière organique et leur texture. Puisque notre étude ne s'étale que sur une saison, il est difficile de parler de saturation des sites d'adsorption de P. Ainsi, les trois facteurs nommés précédemment ont probablement agi de la même façon que dans le cas de l'azote, soit en favorisant l'immobilisation du P (effet du C et de la matière organique) et en réduisant l'écoulement en profondeur (texture). D'ailleurs, Hountin [1996] propose que le rapport C : P des substrats puisse constituer un indicateur de la capacité de sols traités à retenir ou à désorber du phosphore.

1 Texte d'origine : « To explain the high values of MRP (molybdate-reactive phosphorous) collected in the high amendment treatments relative to the rest, it is necessary to hypothesise proportionately greater P release from surface horizons in these relative to the others treatments, i.e., there appears to be a 'break' point operating somewhere between the medium and high treatement levels. ».

➢ ***Effet des charges en métaux ajoutées par rapport aux charges recueillies***

Les tableaux 4.8 et 4.9 (section 4.2.3) présentent les charges initiales pour chacun des traitements. Selon leur contenu initial en métaux le classement des traitements serait le suivant : SC, SA, SB, LC, LB, LA, EM80, EM00 (ce classement est celui du cuivre, dans le cas du zinc, SA et SC sont inversés). Les charges totales recueillies et présentées au tableau 5.1 respectent la logique de la suite initiale seulement pour les premiers traitements, soit SC, SA et à la limite LC.

Ce qui est intéressant à remarquer c'est que, peu importe la charge initiale en métaux, qui pouvait varier de 14 à 1100 g/ha pour le cuivre et de 72 à 12 100 g/ha pour le zinc, ce large écart ne se reflète pas au niveau des charges recueillies. La différence de charge recueillie entre le traitement le plus riche (SC pour le Cu et SA pour le Zn) et le traitement le plus pauvre (LA pour les deux métaux) est à peine de 2,6 g/ha pour le cuivre et de 10 g/ha pour le zinc. Comme dans le cas des nitrates, Thompson *et al.* [1987] ont observé que les teneurs recueillies en cuivre tendaient à croître avec le taux d'application, mais pas nécessairement de façon linéaire.

Dans le cas du cuivre, L'Herroux *et al.* [1997] proposent deux hypothèses quant au devenir de ce métal suite à l'épandage de lisier : 1) le Cu lié à la matière organique du lisier est probablement non-réactif 2) le Cu introduit par le lisier forme des liens organiques très forts avec les substances organiques du sol, principalement l'humus. D'une façon ou d'une autre, les liens formés par le cuivre sont suffisamment forts pour qu'il y ait très peu de cuivre libéré dans l'eau du sol. Pour ce qui est du zinc, L'Herroux *et al.* ont observé que ce métal ne se lie pas aussi facilement aux particules organiques. Dans le lisier, le zinc se trouve surtout lié aux hydroxydes et dans l'eau de drainage il se retrouve sous forme inorganique. Reste que malgré les fortes charges ajoutées, très peu de Zn s'est retrouvé dans l'eau recueillie (observation également émise par L'Herroux *et al.*). Les auteurs concluent que le zinc, comme le cuivre, s'accumule dans le sol (0-40 cm) l'un à l'aide de ses liens avec les hydroxydes, l'autre demeurant lié aux particules organiques. Cette accumulation de ces métaux dans le sol de surface a également été observée par Brown *et al.* [1983, cité par Thompson *et al.* 1987] ainsi que par Tran *et al.* [1996]. En ce qui nous

concerne, les hypothèses émises précédemment pourraient expliquer ce qui s'est produit pour le cuivre car, encore une fois, les caractéristiques différenciant ces divers produits sont principalement leur contenu en C et en matière organique. Pour ce qui est du zinc, il se peut que les charges appliquées et/ou l'étendue de notre étude ne permette pas d'établir des hypothèses pour expliquer les faibles charges recueillies.

- ***Effet de la texture du sol sur le devenir des intrants***

La section 4.1 présentait les résultats pour les paramètres physiques, dont le calcul de l'efficacité de collecte des lysimètres. Dans cette section (4.1.2), suite à l'analyse des résultats de collecte pour le loam sableux, il avait été avancé que les résultats relatifs aux traitements LB, LC, SA, SB et EM00 dans ce type de sol soient traités avec prudence étant donné leur efficacité de collecte inférieure à 50%. Au départ il était difficile d'établir si la plus faible infiltration dans le loam sableux était due à une question d'hydrodynamique propre à ce type de sol ou bien à un mauvais fonctionnement des lysimètres. Par ailleurs, le suivi du printemps 2002 a également montré un plus faible taux de collecte dans ce type de sol; ce qui porte à croire que quelque soit le problème d'origine, la situation ne semble pas encore se rétablir avec le temps (restructuration du sol, création de chemins préférentiels, etc.). Rappelons que l'efficacité de collecte affecte beaucoup plus le suivi des charges que celui des teneurs.

Cependant, à ce stade-ci, c'est le classement obtenu au tableau 5.1 qui incite à ne pas inclure ces données dans l'interprétation finale des résultats pour le loam sableux. En effet, ce classement en ordre décroissant de charges recueillies révèle que les cinq traitements possédant les taux de collecte les plus bas (en ombré) se retrouvent, pour les quatre paramètres, dans le bas du classement. Cette coïncidence incite à croire que la position de ces traitements dans le bas du classement ne serait pas nécessairement due à une meilleure performance (charges plus faibles), mais plutôt au plus faible taux de collecte des lysimètres à leur endroit.

Partant de ceci, les seuls traitements qu'il soit considéré comme sécuritaire de comparer dans le loam sableux sont : LA, SC et EM80.

Si l'on compare la performance de ces trois traitements entre les deux types de sol, on constate tout d'abord que l'engrais minéral, a dans les deux cas, généré les charges en azote les plus élevées, même que la valeur de la charge est similaire: 27,2 kg/ha dans le loam argileux et 29,8 kg/ha dans le loam sableux. Les traitement LA et SB montrent tous deux des charges en N plus élevées dans le loam sableux; dans le cas de SB la charge est jusqu'à trois fois plus élevée. Ces résultats sont en contradiction avec ceux obtenus par Thompson *et al.* [1987]. Ces auteurs concluaient, suite à l'épandage de lisier sur 13 types de sol différents, que les loams, les loam limoneux, les loam sableux et les limons étaient des catégories de sols où le risque de contamination (par les nitrates) était moins important, comparativement aux autres.

En ce qui a trait aux phosphates, dans les deux types de sol le traitement SC est en tête de liste pour les fortes charges en $P\text{-}PO_4^{3-}$ générées. Parallèlement, le traitement LA présente des charges en $P\text{-}PO_4^{3-}$ très similaires pour les deux sols : 18 g/ha (loam argileux) et 19 g/ha (loam sableux).

Enfin, pour les métaux, le traitement LA dans le loam sableux a produit au printemps 2002 des charges très élevées, tant en cuivre qu'en zinc. Ces charges sont plus du double de celles générées dans le loam argileux. Pour ce qui est de SC, les charges sont, pour les deux métaux, un peu plus faibles dans le loam sableux. Selon l'étude de Thompson *et al.* citée précédemment, les percolats les moins contaminés en cuivre sont ceux qui drainent l'argile.

- ***Effet des charges printanières sur les différents paramètres***

Afin de visualiser l'évolution des charges dans le temps, il est possible de consulter les figures en Annexe 6. On constate tout d'abord que pour tous les paramètres il semble y avoir un regain au niveau des charges au printemps comparativement à celles de fin d'automne (novembre). Pour certains paramètres, tels l'ammonium, le cuivre et le zinc, la charge printanière est bien supérieure à celle de l'automne. Dans le cas de l'ammonium, ceci s'explique par l'arrêt du processus de nitrification suite à la baisse de température,

alors que le processus d'ammonification continue à se faire même pendant la saison froide. Pour ce qui est du cuivre et du zinc, deux hypothèses sont possibles : a) la baisse de température durant l'hiver a diminué l'activité biologique responsable en partie de la minéralisation de la matière organique qui libère ces métaux en solution; b) un léger changement saisonnier du pH ou du potentiel d'oxydo-réduction (pE) a remis en solution les métaux fixés à l'automne.

Pour ce qui est des nitrates et des phosphates, les charges sont nettement supérieures au début de l'automne pour les premiers (NO_3^-) et reparties entre l'automne et le printemps pour les derniers (PO_4^{3-}). Dans le cas des nitrates cette décharge au début de l'automne est due à l'absence de cultures pour capter ce composé; la baisse de température en novembre explique la chute du processus de nitrification lequel semble reprendre avec l'arrivée du printemps. Dans le cas des phosphates, il semblerait que le lessivage du P se fait de manière progressive, tant à l'automne qu'au printemps.

Ces résultats ne sont pas tous en accord avec ceux trouvés par Giroux et Enright. [2002], ainsi que Gangbazo *et al.* [1998]. Dans ces deux études qui présentent les charges annuelles perdues aux drains, les nitrates sont principalement recueillis au printemps. Pour ce qui est de l'ammonium, dans un cas, les pertes se font l'été (étude de Giroux et Enright.) et dans l'autre au printemps (comme dans la présente étude). En ce qui a trait au phosphore dissous, Giroux et Enright observent un lessivage équitable entre l'été et le printemps, tandis que Gangbazo *et al.* [*ibid*] indiquent une large majorité de P perdu au printemps. Toutefois, il se peut que dans cette dernière étude le fait de tenir compte du ruissellement et du drainage combinés ait pu influencer ces résultats.

Enfin, de façon générale dans la présente étude, les différences entre les traitements de lisier n'est pas appréciable de façon notoire pour aucun des paramètres suivis au cours des deux saisons étudiées.

- ***Efficacité du système d'échantillonnage***

Il est évidemment très difficile de comparer l'efficacité de collecte des lysimètres utilisés dans le cadre de cette étude avec ceux d'autres études. Trop de facteurs rentrent en ligne de compte dont : la surface du lysimètre, la profondeur d'installation, le type de sol, l'état du sol (remanié ou pas), les conditions météorologiques, la présence de végétation, etc. À titre d'exemple, Steenhuis *et al.* [1994, cité par Titus et Mahendrappa 1996] ont intercepté 28% de l'eau de pluie dans un loam silteux (lysimètre drainant de 1024 cm^2 de surface); ce pourcentage est monté à 93% dans un loam argileux. À la lumière des résultats obtenus il est possible de dire que le lysimètre drainant conçu pour ce projet fonctionne de façon satisfaisante dans un sol tel le loam argileux qu'on retrouve à St-Lambert. En moyenne pour ce sol, 29% de l'eau de pluie tombée était collectée par le système d'échantillonnage et l'efficacité de collecte moyenne (telle que calculée dans le cadre de cette étude) a été évaluée comme étant de 80% (voir tableau 4.1).

6.0 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATION

L'objectif principal de la présente étude était d'évaluer les teneurs en éléments nutritifs (NO_3^-, NH_4^+, PO_4^{3-}) et en métaux (Cu, Zn) dissous dans l'eau du sol sous la couche arable suite à l'épandage sur des parcelles agricoles de différents produits de lisier traité. À cet objectif initial s'est ajoutée l'expérimentation d'un lysimètre drainant, spécifiquement conçu pour ce projet, l'influence du type de sol sur le devenir des intrants, ainsi que le suivi sommaire des coliformes fécaux dans l'eau recueillie.

Le traitement SB (fraction solide de lisier traité + sciures) est celui qui, en moyenne, a généré le moins de charges (tous les paramètres inclus) dans l'eau du sol recueillie. Les autres produits de lisier solide (SC : fraction solide de lisier traité + poussières de sablage et SA : fraction solide de lisier traité) sont ceux ayant généré les plus fortes charges en P-PO_4^{3-}, en Cu et en Zn, mais cependant : si on tient compte de leur contenu initial plus élevé en ces produits, ces traitements deviennent alors ceux ayant généré les plus faibles charges par rapport à leur teneur initiale. D'ailleurs, en ce qui a trait à l'azote, même si les produits solides contenaient le plus de N total, les charges en N recueillies ont été les plus faibles, spécialement pour les traitements SB et SC. En effet, ce qui semble avoir joué en faveur de ces produits, c'est leur contenu en carbone et en matière organique plus élevé. De plus, il est possible que leur texture plus pâteuse ai eu une influence quant à leur percolation plus lente dans le profil du sol.

Quant aux produits de lisier liquide (LA : lisier traité et LB : lisier traité et filtré sur tourbe), ils ont généré des charges plus faibles que le lisier brut et ce pour tous les paramètres.

Au niveau des coliformes fécaux, il importe de remarquer que tous les produits de lisier traité avaient un plus faible contenu en coliformes que le lisier brut, spécialement LB (diminution de 99.9%). Cependant, les facteurs qui avaient joué en faveur des produits de

lisier solide pour les autres paramètres, soit leur contenu en carbone et en matière organique, ont, dans le cas des coliformes, favorisé la survie de ces organismes, comparativement aux autres traitements. Reste que les produits de lisier solide contenaient 20 fois moins de coliformes que le lisier brut. Le présent suivi n'a pas permis d'analyser de façon détaillée l'évolution de ce paramètre puisque l'impact environnemental de ce dernier se fait normalement sentir dans les jours qui suivent un épandage.

En ce qui concerne l'utilisation du lysimètre drainant, cette étude confirme que l'efficacité de ce type d'installation d'échantillonnage dépend de nombreux facteurs tels l'intensité des précipitations, le type de sol et le drainage autour des installations. Le loam argileux s'est révélé un bon type de sol pour tester cet outil. Il aurait été intéressant d'évaluer la performance des lysimètres dans ce sol en plein été. Pour ce qui est du loam sableux, même si l'analyse des paramètres physiques n'indique pas que le remaniement du sol a influencé l'efficacité de collecte, la difficulté d'échantillonnage dans ce sol reste encore un mystère. Il serait intéressant de prolonger le suivi des lysimètres sur ce champ afin de valider l'hypothèse que c'est la texture du sol qui affecte l'écoulement de l'eau. Si tel est le cas, le loam sableux s'avérerait être un bon type de sol pour l'épandage de lisier.

7.0 BIBLIOGRAPHIE

Anderson, R., L. Xia (2001) Agronomic measures of P, Q/I parameters and lysimeter-collectable P in subsurface soil horizons of a long-term slurry experiment. *Chemosphere*, 42 : 171-178.

Barnett, G. M. (1982). *Utilisation des fumiers et des lisiers sur les cultures : les conséquences agronomiques*. Rapport du colloque sur les fumiers, Conseil des productions végétales du Québec, MAPAQ, 83 p.

Bélanger, G. (2002). *Développement d'une technologie de traitement du lisier porcin par flottation biologique*. Mémoire de maîtrise. Sainte-Foy, Institut national de la recherche scientifique, 187 p.

Bélanger, S. (1993). *Modélisation du mouvement vertical de l'eau en milieu non saturé.* Mémoire de maîtrise. Sainte-Foy, Institut national de la recherche scientifique, 74 p.

Berrouard, A., M. Giroux et M. Blackburn (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*. Sainte-Foy, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, Cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols du Québec, 37 p.

Bisaillon J. G. , R. Beaudet, M. Sylvestre, M. Ishaque, A. Morin, E. Difranco et A. M. Guérin (1984). Aspects microbiologiques du lisier de porc. *Science et Techniques de l'Eau*, 17 : 397-400.

Brown, K.W., J.C. Thomas et J.F. Slowey (1983). The Mouvement of Metals to Soil in Sewage Effluent. *Water, Air, Soil Pollution*, 19 : 43-54

Burton, D. L., M. F. Younie, E. G. Beauchamp, R. G. Kachanoski et P. Loro (1994). Impact of manure application on nitrate leaching to groundwater. *In Proceedings of 37th Annual Manitoba Society of Soil Science Meeting* : 190-201. Department of Soil Science, University of Manitoba, Winnipeg, Canada.

Chamberland, E. (1976). Évolution des nitrates dans quelques systèmes sol-eau du Québec. *Canadian Journal of Soil and Science*, 56 : 257-269.

Choudhary, M., L. Bailey, D. et C. A. Grant (1996) Review of the Use of Swine Manure in Crop Production : Effects on Yield and Composition and on Soil and Water Quality. *Waste Management & Research*, 14 : 581-595.

Cluis, D. et P. Couture (1987). Problématique environnementale des rejets d'élevage intensifs. *Sciences et Techniques de l'eau*, 20 (4) : 311-317.

Côté, D. (2002). *La gestion des sols et de l'eau face à l'évolution des productions animales au Québec.* Compte-rendu du 16ème Congrès Annuel de l'AQSSS, Normandin (juin 2002).

Côté, D. (1994). Problématique de la contamination de la nappe phréatique par lessivage de l'ammonium et des bactéries fécales des engrais de ferme. *Agrosol,* 7 : 20-25.

Côté D., T. S. Tran et A. N'Dayegamiye (1996). Efficacité fertilisante du lisier de porc épandu en postlevée de maïs. *Agrosol*, 9 (1) : 14-20.

Conseil des productions végétales du Québec- CPVQ (1996). *Grilles de référence en fertilisation.* AGDEX 540, Québec, ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 91 p.

Dean, D. M. et M. E. Foran (1990). *The Effect of Farm Liquid Waste Application on Receiving Water Quality. Interim Report.* Research Management Office, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 49 p.

Dean, D. M. et M. E. Foran (1991). *The Effect of Farm Liquid Waste Application on Receiving Water Quality. Final Report.* Research Management Office, Ontario Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, 88 p.

Driscoll, F. G. (1986). *Groundwater and Wells.* St-Paul, Minnesota, Johnson Filtration Systems inc., 1089 p.

Flury, M., M. V. Yates, W. A. Jury et D. L. Anderson (1998). *Variability of Solute Transport in Field Lysimeters.* ACS Symposium Series 699 . Dans: The Lysimeter Concept- Environmental Behavior of Pesticides. Washington, DC, F. Führ, R. J. Hance, J. R. Plimmer, J. O. Nelson, 284 p.

Freeze, R. A. et J. A. Cherry (1979). *Groundwater.* Englewood Cliffs, Prentice-Hall, 604 p.

Gangbazo, G. (1991). *Effets des événements hydrologiques sur les pertes d'azote et de phosphore suite à l'épandage de lisier de porc.* Thèse de Doctorat. Sainte-Foy, Institut national de la recherche scientifique, 291 p.

Gangbazo, G. A. R. Pesant, G. M. Barnett, J. P. Charuest et D. Cluis (1995). Water Contamination by Ammonium Nitrogen Following th Spreading of Hog Manure and Mineral Fertilizers. *Journal of Environmental Quality*, 24 : 420-425.

Gangbazo, G. A. R. Pesant, D. Côté, G. M. Barnett et D. Cluis (1997). Spring Runoff and Drainage N and P Losses from Hog-Manured Corn. *Journal of the American Water Resources Association*, 33 (2) : 405-411.

Gangbazo, G., D. Côté, A. R. Pesant et G. M. Barnett (1998). *Effets de l'épandage du lisier de porc en présemis ou en postlevée sur la qualité de l'eau et du sol et la production du maïs-grain*. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 37 p.

Gangbazo, G. et F. Babin (2000). Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur environnement*, 33 (4) : 47-57.

Gerba, C. P. (1975). Fate of Wastewater Bacteria and Viruses in Soil. *J. Irrig. Drain. Div. ASCE*, 101 : 157-174.

Giroux, M. et P. Enright (2002). *Concentrations et charges d'azote et de phosphore perdues dans les drains souterrains selon les cultures et les modes de fertilisation - Site de Saint-Lambert-de-Lauzon*. Sainte-Foy, Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, Cahiers de l'Observatoire de la qualité des sols du Québec, 31 p.

Goulet, M. (2004?). *Aspect agronomique d'un nouveau procédé de traitement du lisier de porc*. Mémoire de maîtrise. Sainte-Foy, Institut national de la recherche scientifique (titre préliminaire : mémoire en cours de rédaction en 2003).

Groupe de Travail « Transfert technologique » (1998). *Évaluation des techniques et technologies alternatives de gestion et de traitement du lisier de porc*. Longueuil, Fédération des producteurs de porcs du Québec, 38 p.

Haines, B. L., J. B. Waide et R. L. Todd (1982). Soil Solution Nutrient Concentrations Sampled with Tension and Zero-tension Lysimeters : Report of Discrepancies. *Soil Science Society of America Journal*, 46 :658-661.

Hountin, J. A. (1996). *Capacité d'adsorption du phosphore et distribution des éléments C, N et P dans un sol agricole traité avec du lisier de porc pendant 14 ans*. Thèse de Doctorat. Sainte-Foy, Institut national de la recherche scientifique, 145 p.

Jemison Jr, J. M. et R. H. Fox (1992). Estimation of Zero-tension Pan Lysimeter Collection Efficiency. *Soil Science*, 154 (2) : 85-94.

Lachance, M. (2000). *Statistiques de base- Notes du cours Eau-103*. Sainte-Foy, Institut National de la Recherche Scientifique (INRS-Eau), 140 p.

Lamontagne, L. et M. C. Nolin (1997) *Cadre pédologique de référence pour la corrélation des sols*. Sainte-Foy, Agriculture et Agroalimentaire Canada, 43 p.

Levallois, P., M. Thériault, J. Rouffignat, S. Tessier, R. Landry, P. Ayotte, M. Girard, S. Gingras, D. Gauvin, C. Chiasson (2000). *La contamination par les nitrates des eaux souterraines et la culture intensive de la pomme de terre dans le comté de Portneuf*. Dans : Agriculture intensive et écosystèmes régionaux, Sainte-Foy, Presses de l'Université Laval, 261 p.

L'Herroux, L., S. Le Roux, P. Appriou et J. Martinez (1997). Behaviour of Metal Following Intensive Pig Slurry Applications to a Natural Field Treatment Process in Brittany (France). *Environmental Pollution*, 97 (1-2) : 119-130.

Louie, M. J., P. M. Shelby, J. S. Smesrud, L. O. Gatchell et J. S. Selker (2000). Field Evaluation of Passive Capillary Samplers for Estimating Groundwater Recharge. *Water Resources research*, 36 (9) : 2407-2416

MAPAQ (1995). *Station de recherche de Saint-Lambert de Lévis : Historique et description*. Ste-Foy, Service des Sols, 127 p.

McNeely, R. N., V. P. Neimanis et L. Dwyer (1981). *Référence sur la qualité des eaux – Guide des paramètres sur la qualité des eaux*. Ottawa, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux, 100 p.

N'Dayegamiye et D. Côté (1996). Effet de l'application à long terme de fumier, de lisieer de porc et de l'engrais minéral sur la teneur en matière organique et la structure du sol. *Agrosol*, 9 (1) : 31-35.

O'Connor, D. (2002). *Report of the Walkerton Inquiry Part I – The Events of May 2000 and Related Issues*. Queen's Printer for Ontario.

Pageau, E. (1975). *Étude pédologique du comté de Dorchester*. Québec, MAPAQ, 94 p.

Paradis, D., P.J. Bernier et P. Levallois (1991). *Qualité de l'eau souterraine dans la MRC de Portneuf*, MENVIQ, MAPAQ, DSC-CHUL, septembre.

Parizek, R. R. et B. E. Lane (1970). Soil-water Sampling Using Pan and Deep Pressure-Vacuum Lysimeters. *Journal of Hydrology*, 11 : 1-21.

Pierzynski, G. M., J.T. Sims et G. F. Vance (1994). *Soils and environmental quality*. Lewis Publishers, Boca Raton, London, pp 7-26.

Reddy, K.R., R. Khaleel, M.R. Overcash et P.W. Westerman (1978). Phosphorus, a Potential Nonpoint Source Pollution Problem in Land Areas Receiving Long-term Application of Wastes. Dans : *Best Management Practices for Agriculture and Sylviculture*. Proc. Of the 1978 Cornell Agricultural Waste Management Conference, Loehr, R.C. *et al.* eds., Ann Arbor Sci. Pub. In., Ann Arbor, Mich., pp 193-211.

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 St-Hyacinthe, 67 p.

Soltner, D. (1986). *Phytotechnie générale : Les bases de la production végétale. Tome I Le sol, 14e édition*. Sainte-Gemmes-Sur-Loire, Collection Sciences et techniques agricoles, 464 p.

Standish, J. F. (1981). *Concentrations de métaux lourds dans les matières d'égout traitées et les sous-produits*. Agriculture Canada, Direction générale, Production et inspections des aliments, Trade memorandum T-4-93, 3 p.

Thompson, P.A., P. Couture, D. Cluis, S.A. Visser, M. Caillier et M. Blackburn (1987) *Effets de l'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de percolation provenant de diverses classes texturales de sol : Rapport scientifique #207*, Sainte-Foy, INRS-Eau 58 p.

Titus, B. D. et M. K. Mahendrappa (1996). *Lysimeter System Designs Used in Soil Research : A Review*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Newfounland and Labrador Region, Information Report N-X-301, 113 p.

Tran. T. S., D. Côté et A. N'Dayegamiye (1996). Effets des apport prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol*, 9 (1) : 21-30.

Ziegler, D. et M. Heduit (1991). *Engrais de ferme – Valeur fertilisante, gestion, environnement*. Paris, Institut technique du porc, Institut technique des céréales et des fourrages et Institut technique de l'élevage Bovin, 35 p.

ANNEXE 1

Composition des produits de lisier et quantités épandues

Tableau A.1 Composition des produits de lisier et quantités épandues par traitement

Traitement	Dose	N-Total	$N\text{-}NH_4^+$	M.S.	Cendres	M.O.	C/N	P	K
	(kg/2m^2)	kg/tonne	kg/tonne	%	%	%		mg/kg	mg/kg
		B.H.	B.H.					B.H.	B.H.
LA	10,58	1,81	1,48	0,68	58,33	41,67	0,78	176,3	1384,3
LB	9,11	1,85	1,78	0,68	71,43	28,57	0,53	122,9	911,6
LC	8,07	4,30	2,27	6,07	32,10	67,90	4,81	2017,7	1246,5
SA	5,27	8,06	2,24	15,67	28,77	71,23	7,50	6105,7	1254,4
SB	10,81	6,36	0,77	28,78	9,01	90,99	23,83	2827,3	669,9
SC	9,54	5,14	0,88	22,84	15,51	85,00	23,04	3851,3	757,2
	Ca	**Mg**	**Al**	**B**	**Cu**	**Zn**	**Fe**	**Mn**	**Na**
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
	B.H.	B.H.	B.H	B.H.	B.H.	B.H.	B.H.	B.H.	B.H.
LA	28,4	20,2	5,44	0,57	0,27	1,36	4,41	0,72	622,16
LB	108,9	21,5	2,43	1,14	0,60	3,83	8,46	0,99	440,85
LC	2988,8	558,3	33,65	2,64	13,29	132,27	199,66	34,13	599,61
SA	9524,4	1612,1	105,44	4,42	36,48	401,69	519,13	99,90	577,95
SB	4561,1	792,0	84,77	3,10	15,61	191,71	347,84	68,72	329,90
SC	6183,5	1061,7	108,12	3,15	23,20	252,91	403,19	72,62	398,80

LA : liq. Traité
LB : liq. Traité+filtré
LC : lisier brut
SA : sol. Traité
SB : sol. Traité+sciures
SC : sol. Traité+ poussières de sablage
M.S. : masse sèche
M.O. : matière organique
Cendres : partie minérale

ANNEXE 2

Paramètres physiques

Tableau A.2.1 Volumes d'eau (L) recueillis aux lysimètres

Lysimètres	Traitement								
		5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.	Vtot
3	LA80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
11	LA80	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
17	LA80			0,50		0,08	0,15	0,50	1,23
30	LA80			0,50		0,50	0,50	0,50	2,00
moy		0,50		0,50	0,50	0,40	0,41	0,50	2,18
8	LB80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
12	LB80	0,50		0,34		0,50	0,15	0,50	1,99
18	LB80			0,25		0,09	0,06		0,41
28	LB80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
moy		0,50		0,40		0,40	0,30	0,50	1,85
5	LC80	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
16	LC80	0,50	0,23	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,23
22	LC80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
32	LC80	0,50		0,50		0,17	0,44	0,50	2,11
moy		0,50	0,23	0,50	0,50	0,42	0,49	0,50	2,71
7	SA80	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
13	SA80	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
20	SA80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
25	SA80	0,50		0,50			0,50		1,50
moy		0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	2,50
6	SB80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
10	SB80	0,50		0,50	0,50	0,44	0,50	0,50	2,94
19	SB80	0,50		0,11			0,13	0,50	1,24
26	SB80	0,50		0,00			0,50	0,50	2,00
moy		0,50		0,28	0,50	0,47	0,41	0,50	2,17
1	SC80	0,50		0,50		0,27	0,50	0,50	2,27
15	SC80	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
21	SC80	0,50		0,50	0,30	0,44	0,50	0,50	2,74
29	SC80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
moy		0,50		0,50	0,40	0,43	0,50	0,50	2,63
2	EM80	0,50		0,50			0,50	0,50	2,00
9	EM80	0,50	0,13	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,13
24	EM80	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
31	EM80	0,50		0,50		0,50	0,41	0,50	2,41
moy		0,50	0,13	0,50	0,50	0,50	0,48	0,50	2,63
4	EM00	0,50	0,46	0,50		0,50	0,50	0,50	2,96
14	EM00	0,50		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	3,00
23	EM00	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
27	EM00	0,50		0,50			0,50	0,50	2,00
moy		0,50	0,46	0,50	0,50	0,50	0,50	0,50	2,62
37	LA80	0,19		0,50				0,50	1,19
44	LA80			0,08				0,50	0,58
52	LA80	0,50		0,50			0,50	0,50	2,00
57	LA80	0,50	0,20	0,50		0,50	0,50	0,50	2,70
moy		0,40	0,20	0,40		0,50	0,50	0,50	1,62
38	LB80								
46	LB80								
53	LB80	0,50		0,50				0,50	1,50
63	LB80		0,07						0,07
moy		0,50	0,07	0,50				0,50	0,79
34	LC80	0,50		0,07				0,50	1,07
47	LC80	0,50		0,50					1,00
56	LC80								
64	LC80								
moy		0,50		0,29				0,50	1,04
40	SA80	0,50							0,50
41	SA80	0,50		0,37					0,87
51	SA80	0,50		0,50			0,01	0,50	1,51
62	SA80	0,50		0,50			0,50	0,50	2,00
moy		0,50		0,46			0,26	0,50	1,22
33	SB80	0,33		0,10					0,42
42	SB80	0,50					0,03		0,53
54	SB80	0,50	0,48	0,50		0,50	0,50	0,50	2,98
60	SB80	0,50		0,50			0,35	0,50	1,85
moy		0,46	0,48	0,37		0,50	0,29	0,50	1,44
36	SC80	0,20		0,50			0,04		0,74
43	SC80	0,50		0,22			0,02	0,50	1,24
55	SC80	0,50		0,50			0,05	0,50	1,55
58	SC80	0,50	0,50	0,50	0,47	0,50	0,50	0,50	3,47
moy		0,42	0,50	0,43	0,47	0,50	0,15	0,50	1,75
39	EM80								
48	EM80								
49	EM80	0,50		0,50		0,50	0,50	0,50	2,50
59	EM80	0,50		0,50	0,47	0,50	0,50	0,50	2,97
moy		0,50		0,50	0,47	0,50	0,50	0,50	2,73
35	EM00								
45	EM00						0,05		0,05
50	EM00	0,50		0,50		0,21	0,50	0,50	2,21
61	EM00	0,50		0,50					1,00
moy		0,50		0,50		0,21	0,28	0,50	1,09

Tableau A.2.2 Propriétés physiques – Loam argileux

lysimètres	profondeurs	por.totale	témoin	por.drain.	témoin	densite	témoin	%d`hum.	témoin	K(cm/min)	témoin
	(cm)	%		50cm. %		g/cc		au champ			
2	2,75	48,40	50,35	8,80	10,80	1,22	1,25	21,86	22,13	0,56	0,64
	12,75	52,05	49,30	23,20	19,00	1,23	1,27	22,41	23,03	0,65	0,51
	22,75	53,40	48,30	21,55	15,85	1,21	1,35	24,54	23,05	0,84	0,10
moy		51,28	49,32	17,85	15,22	1,22	1,29	22,94	22,74	0,68	0,42
é-t		2,59	1,03	7,88	4,14	0,01	0,05	1,42	0,53	0,14	0,28
variance		6,69	1,05	62,11	17,11	0,00	0,00	2,01	0,28	0,02	0,08
5	2,75	48,85	54,70	12,25	22,20	1,30	1,15	25,20	25,88	0,13	0,53
	12,75	54,05	59,30	13,05	24,80	1,18	1,08	26,32	28,56	0,59	1,02
	22,75	49,65	48,50	18,30	13,25	1,36	1,35	23,35	25,45	0,27	0,18
moy		50,85	54,17	14,53	20,08	1,28	1,19	24,96	26,63	0,33	0,58
é-t		2,80	5,42	3,29	6,06	0,09	0,14	1,50	1,68	0,24	0,42
variance		7,84	29,37	10,80	36,71	0,01	0,02	2,25	2,83	0,06	0,18
10	2,75	52,05	51,15	24,35	22,25	1,20	1,21	19,67	19,25	1,11	0,74
	12,75	55,59	49,10	25,49	21,80	1,19	1,15	22,36	21,07	1,08	2,05
	22,75	47,50	44,50	16,30	10,00	1,43	1,51	20,48	21,39	0,53	0,04
moy		51,71	48,25	22,05	18,02	1,27	1,29	20,84	20,57	0,91	0,94
é-t		4,05	3,41	5,01	6,95	0,14	0,19	1,38	1,16	0,33	1,02
variance		16,43	11,60	25,08	48,25	0,02	0,04	1,90	1,34	0,11	1,04
12	2,75	48,22	54,13	14,92	22,43	1,36	1,13	20,47	24,12	0,41	1,74
	12,75	45,35	55,05	8,85	23,00	1,49	1,15	22,52	25,61	0,44	0,98
	22,75	40,50	44,55	7,55	9,70	1,53	1,46	19,72	22,72	0,04	0,74
moy		44,69	51,24	10,44	18,38	1,46	1,25	20,90	24,15	0,30	1,15
é-t		3,90	5,81	3,93	7,52	0,09	0,18	1,45	1,44	0,22	0,52
variance		15,21	33,81	15,45	56,54	0,01	0,03	2,10	2,08	0,05	0,27
20	2,75	50,50	50,96	19,65	17,71	1,23	1,27	21,79	22,69	0,59	0,14
	12,75	53,52	50,20	21,27	19,45	1,22	1,30	23,88	22,88	1,41	0,47
	22,75	47,80	40,35	16,85	11,25	1,33	1,50	22,41	19,33	0,17	0,98
moy		50,61	47,17	19,26	16,14	1,26	1,36	22,69	21,63	0,73	0,53
é-t		2,86	5,92	2,24	4,32	0,06	0,12	1,08	2,00	0,63	0,42
variance		8,19	35,03	5,00	18,67	0,00	0,02	1,16	4,00	0,40	0,18
22	2,75	54,64	54,57	24,14	20,67	1,12	1,17	23,25	25,71	0,11	0,60
	12,75	55,34	57,33	22,84	27,53	1,14	1,00	25,71	28,43	0,95	1,40
	22,75	52,45	49,64	19,05	10,04	1,28	1,33	25,87	28,71	0,56	0,31
moy		54,14	53,85	22,01	19,41	1,18	1,17	24,94	27,62	0,54	0,77
é-t		1,51	3,90	2,64	8,82	0,09	0,17	1,47	1,65	0,42	0,57
variance		2,27	15,20	6,99	77,71	0,01	0,03	2,16	2,74	0,18	0,32
25	2,75	50,30	46,07	19,55	13,07	1,17	1,33	22,01	22,01	0,70	0,17
	12,75	51,55	46,20	22,65	16,55	1,23	1,33	20,42	20,02	0,47	1,53
	22,75	52,85	44,05	19,55	14,80	1,17	1,40	26,59	20,13	0,39	0,44
moy		51,57	45,44	20,58	14,81	1,19	1,35	23,01	20,72	0,52	0,71
é-t		1,28	1,20	1,79	1,74	0,03	0,04	3,20	1,12	0,16	0,72
variance		1,63	1,45	3,20	3,04	0,00	0,00	10,27	1,25	0,03	0,52
27	2,75	49,41	48,15	19,66	17,85	1,17	1,27	21,83	20,66	0,64	0,51
	12,75	52,25	48,66	22,35	15,36	1,17	1,31	22,90	22,90	1,12	0,13
	22,75	49,54	41,70	17,14	8,55	1,33	1,50	23,70	20,67	0,34	0,10
moy		50,40	46,17	19,72	13,92	1,22	1,36	22,81	21,41	0,70	0,24
é-t		1,60	3,88	2,61	4,81	0,09	0,12	0,94	1,29	0,39	0,23
variance		2,57	15,04	6,79	23,17	0,01	0,02	0,88	1,66	0,15	0,05

Tableau A.2.3 Propriétés physiques – Loam sableux

lysimètres	profondeurs	por.totale	témoin	por.drain.	témoin	densite	témoin	%d'hum.	témoin	K(cm/min)	témoin
	(cm)	%		50cm. %		g/cc		au champ			
33	2,75	47,55	53,75	23,00	24,85	1,17	1,18	19,25	22,64	1,11	0,40
	12,75	53,40	55,25	28,60	23,20	1,16	1,12	18,94	26,72	0,84	0,75
	22,75	48,80	45,95	26,75	20,50	1,35	1,41	14,38	16,33	0,35	0,57
moy		49,92	51,65	26,12	22,85	1,23	1,24	17,52	21,90	0,77	0,57
é-t		3,08	4,99	2,85	2,20	0,11	0,15	2,72	5,23	0,39	0,18
variance		9,49	24,93	8,14	4,82	0,01	0,02	7,42	27,40	0,15	0,03
37	2,75	49,80	50,50	21,85	23,55	1,32	1,11	18,81	21,38	0,26	0,08
	12,75	54,50	50,00	26,80	22,15	1,15	1,34	20,79	18,82	0,33	0,46
	22,75	40,80	48,45	19,65	17,45	1,46	1,39	12,29	19,86	0,03	0,20
moy		48,37	49,65	22,77	21,05	1,31	1,28	17,30	20,02	0,21	0,25
é-t		6,96	1,07	3,66	3,20	0,15	0,15	4,44	1,29	0,16	0,20
variance		48,46	1,14	13,41	10,21	0,02	0,02	19,75	1,67	0,02	0,04
41	2,75	49,40	54,25	21,55	27,65	1,23	1,17	20,12	20,53	0,50	0,74
	12,75	51,90	57,40	25,75	26,05	1,22	1,16	18,91	25,31	0,29	0,56
	22,75	45,55	44,40	32,15	21,50	1,30	1,52	9,59	12,87	0,35	0,26
moy		48,95	52,02	26,48	25,07	1,25	1,28	16,21	19,57	0,38	0,52
é-t		3,20	6,78	5,34	3,19	0,05	0,20	5,77	6,28	0,11	0,24
variance		10,23	45,99	28,49	10,18	0,00	0,04	33,25	39,40	0,01	0,06
42	2,75	51,00	50,95	22,55	22,05	1,26	1,30	20,18	19,88	0,28	0,36
	12,75	49,45	54,15	23,85	24,85	1,26	1,25	18,48	22,52	0,42	0,52
	22,75	50,65	42,30	23,25	17,45	1,27	1,58	18,49	13,60	0,09	0,08
moy		50,37	49,13	23,22	21,45	1,26	1,38	19,05	18,67	0,27	0,32
é-t		0,81	6,13	0,65	3,74	0,00	0,18	0,98	4,58	0,17	0,22
variance		0,66	37,58	0,42	13,96	0,00	0,03	0,96	20,99	0,03	0,05
49	2,75	50,20	48,40	23,60	23,25	1,31	1,32	17,45	16,71	0,16	0,38
	12,75	49,70	56,55	22,25	30,40	1,32	1,06	19,68	22,50	0,30	0,55
	22,75	44,00	45,85	23,50	17,50	1,32	1,53	12,67	16,23	0,01	0,02
moy		47,97	50,27	23,12	23,72	1,32	1,30	16,60	18,48	0,16	0,32
é-t		3,44	5,59	0,75	6,46	0,01	0,23	3,58	3,49	0,14	0,27
variance		11,86	31,24	0,57	41,77	0,00	0,05	12,81	12,18	0,02	0,07
54	2,75	51,80	54,45	21,90	25,90	1,26	1,12	20,16	21,18	0,34	0,69
	12,75	53,95	51,25	25,30	12,50	1,19	1,08	21,27	23,75	0,58	0,70
	22,75	45,25	49,60	18,50	11,50	1,42	1,27	17,57	22,74	0,03	0,16
moy		50,33	51,77	21,90	16,63	1,29	1,16	19,67	22,56	0,31	0,52
é-t		4,53	2,47	3,40	8,04	0,12	0,10	1,90	1,29	0,28	0,31
variance		20,54	6,08	11,56	64,65	0,01	0,01	3,61	1,67	0,08	0,09
60	2,75	49,16	44,70	24,31	12,20	1,19	1,17	18,90	15,98	1,30	0,48
	12,75	50,40	52,45	21,25	21,50	1,17	1,29	20,92	23,22	0,24	0,19
	22,75	41,60	47,60	8,55	16,60	1,41	1,34	11,83	21,47	0,35	0,12
moy		47,05	48,25	18,04	16,77	1,26	1,27	17,21	20,22	0,63	0,26
é-t		4,76	3,92	8,36	4,65	0,13	0,08	4,78	3,77	0,58	0,19
variance		22,68	15,33	69,81	21,64	0,02	0,01	22,81	14,24	0,34	0,04
61	2,75	47,30	51,44	22,05	23,14	1,23	1,18	17,31	21,96	0,46	0,54
	12,75	51,95	50,55	11,45	23,10	1,13	1,26	22,58	19,14	0,25	0,23
	22,75	46,54	42,65	24,29	16,85	1,30	1,50	14,62	15,07	0,21	0,07
moy		48,60	48,21	19,26	21,03	1,22	1,32	18,17	18,73	0,31	0,28
é-t		2,93	4,84	6,86	3,62	0,08	0,17	4,05	3,47	0,14	0,24
variance		8,58	23,39	47,04	13,09	0,01	0,03	16,42	12,01	0,02	0,06

ANNEXE 3

Résultats analytiques automne 2001

Tableau A.3.1 Résultats analytiques pour les nitrates

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage					mg NO3/l						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
3	LA80						92,54		175,10		77,16	5,07	0,73
11	LA80						56,53		94,11	49,57	24,17	9,72	0,90
17	LA80								396,41		402,42	339,48	0,69
30	LA80								100,52		106,34	21,56	7,09
moy							74,54		191,54	49,57	152,52	93,96	2,35
écart-T							25,47		141,45		170,04	163,83	3,16
coeff. var							34,17		73,85		111,48	174,37	134,29
8	LB80						40,01		34,88		19,22	5,63	0,00
12	LB80						98,68		183,88		79,37	65,39	0,98
18	LB80								378,32		340,59	8,71	
28	LB80						61,16		117,23		94,87	10,00	0,50
moy							66,62		178,57		133,51	22,43	0,49
écart-T							29,71		146,44		141,86	28,70	0,49
coeff. var							44,60		82,01		106,25	127,92	99,43
5	LC80						80,19		66,64	60,14	55,45	20,46	0,06
16	LC80						100,02	98,51	171,87	95,67	66,38	35,04	2,31
22	LC80						140,14		278,38		215,81	138,06	8,73
32	LC80						96,58		198,27		76,20	17,48	0,97
moy							104,23	98,51	178,79	77,90	103,46	52,76	3,02
écart-T							25,46		87,41	25,12	75,38	57,38	3,92
coeff. var							24,42		48,89	32,25	72,86	108,76	129,90
7	SA80						63,00		49,86	56,14	17,44	6,16	0,00
13	SA80						107,97		62,71	31,32	8,10	6,04	0,01
20	SA80						112,10		198,64		193,52	34,88	0,27
25	SA80						25,09		145,53			6,89	
moy							77,04		114,18	43,73	73,02	13,49	0,09
écart-T							41,16		70,48	17,56	104,46	14,27	0,15
coeff. var							53,42		61,73	40,15	143,06	105,73	161,42
6	SB80						50,40		22,91		12,30	6,17	0,26
10	SB80						18,15		19,14	28,74	5,63	5,68	0,00
19	SB80						64,26		92,33			12,94	0,44
26	SB80								54,88			22,04	0,68
moy							44,27		47,31	28,74	8,97	11,71	0,35
écart-T							23,66		34,02		4,71	7,64	0,29
coeff. var							53,44		71,91		52,58	65,29	83,19
1	SC80						21,93		81,50		30,46	1,48	0,12
15	SC80						42,88		34,09	46,65	13,54	5,85	0,12
21	SC80						15,32		27,25	18,83	11,28	5,87	0,00
29	SC80						20,60		67,06		38,17	6,60	0,18
moy							25,18		52,47	32,74	23,36	4,95	0,11
écart-T							12,14		26,01	19,67	13,07	2,34	0,08
coeff. var							48,19		49,57	60,10	55,93	47,27	71,35
2	EM80						227,47		322,92			73,32	1,33
9	EM80				27,13	40,04	68,41	75,37	42,78	67,25	22,74	14,06	0,38
24	EM80						168,28		328,28	199,14	244,84	34,75	16,05
31	EM80						90,97		167,11		107,67	25,41	0,18
moy					27,13	40,04	138,78	75,37	215,27	133,19	125,08	36,88	4,48
écart-T							72,97		137,15	93,26	112,07	25,72	7,72
coeff. var							52,58		63,71	70,02	89,60	69,73	172,30
4	EM00				7,15	15,75	20,06	20,54	20,69		12,74	1,22	0,24
14	EM00						24,81		45,58	53,65	10,39	6,79	0,16
23	EM00						75,64		138,76		137,16	35,82	0,70
27	EM00						31,78		107,54			42,32	1,22
moy					7,15	15,75	38,07	20,54	78,14	53,65	53,43	21,54	0,58
écart-T							25,50		54,47		72,52	20,55	0,49
coeff. var							66,98		69,70		135,73	95,39	83,62

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage					mg NO3/l						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
37	LA80	10,55	29,53				108,26		287,32				4,26
44	LA80	40,04	58,70						117,14			137,18	2,70
52	LA80		101,65				154,98		421,19			169,77	1,71
57	LA80		42,29	29,88			77,86	122,67	170,96		199,50	173,02	35,26
moy		25,30	58,04	29,88			113,70	122,67	249,15		199,50	159,99	10,98
écart-T		20,85	31,43				38,85		134,90			19,82	16,22
coeff. var		82,44	54,15				34,17		54,15			12,39	147,66
38	LB80												
46	LB80												
53	LB80		201,90				159,18		393,67				7,39
63	LB80	0,37						65,22					
moy		34,55	95,82				159,18	65,22	393,67				7,39
écart-T													
coeff. var													
34	LC80						110,53		151,40				1,47
47	LC80						142,76		346,43				
56	LC80												
64	LC80												
moy							126,64		248,91				1,47
écart-T							22,79		137,91				
coeff. var							17,99		55,40				
40	SA80		3,50				86,86						
41	SA80						144,22		69,87				
51	SA80	19,03	8,81				89,30		508,68			40,35	6,32
62	SA80	16,97	5,60	4,70	22,35		186,53		199,70			8,89	0,43
moy		18,00	5,97	4,70	22,35		126,73		259,42			24,62	3,37
écart-T		1,46	2,67				47,86		225,42			22,25	4,16
coeff. var		8,09	44,81				37,77		86,89			90,37	123,23
33	SB80						47,51		50,30				
42	SB80						146,05					2,24	
54	SB80	145,68	11,34		29,12		94,99	133,65	260,65		197,22	40,26	4,45
60	SB80	19,01	6,69	4,54			119,60		223,95			55,53	14,07
moy		82,35	9,02	4,54	29,12		102,04	133,65	178,30		197,22	32,67	9,26
écart-T		89,57	3,29				41,91		112,36			27,44	6,80
coeff. var		108,77	36,46				41,07		63,02			83,99	73,45
36	SC80						37,59		229,36			**26,72**	
43	SC80	4,20	4,51				101,75		204,39			2,64	0,45
55	SC80	8,76	2,95	2,62			134,11		171,31			7,41	0,65
58	SC80	3,39	4,61	1,75	7,50		60,61	72,41	15,18	24,35	4,28	6,20	0,07
moy		5,45	4,02	2,19	7,50		83,52	72,41	155,06	24,35	4,28	10,74	0,39
écart-T		2,90	0,93	0,62			42,92		96,23			10,84	0,29
coeff. var		53,12	23,14				51,39		62,06			100,90	75,31
39	EM80												
48	EM80												
49	EM80	218,52					133,88		236,69		87,17	11,71	1,05
59	EM80	106,43		1,80			113,89		168,78	169,49	154,15	23,44	2,26
moy		162,47		1,80			123,88		202,74	169,49	120,66	17,58	1,66
écart-T		79,26					14,14		48,02		47,36	8,29	0,85
coeff. var		48,79					11,41		23,69		39,25	47,18	51,55
35	EM00												
45	EM00											137,18	
50	EM00	83,86					92,90		41,56		30,22	7,03	0,97
61	EM00				17,76		35,20		56,27				
moy		83,86			17,76		64,05		48,91		30,22	72,10	0,97
écart-T							40,80		10,40				
coeff. var							63,70		21,26				

Tableau A.3.2 Résultats analytiques pour l'ammonium

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage					ug N-NH4/l						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
3	LA80						112,67		135,40		208,27	87,72	83,00
11	LA80						172,39		179,08	142,84	177,52	111,10	87,00
17	LA80								298,82		291,06	180,36	74,00
30	LA80								386,59		338,30	129,65	115,00
moy							142,53		249,97	142,84	253,78	127,20	89,75
écart-T							42,23		114,31		73,98	39,37	17,69
coeff. var							29,63		45,73		29,15	30,95	19,71
8	LB80						77,05		63,70		86,16	29,75	26,00
12	LB80						167,97		548,08		417,90	281,42	132,00
18	LB80								833,97		533,94	170,90	
28	LB80						97,93		213,45		183,32	96,03	81,00
moy							114,31		414,80		305,33	144,52	79,67
écart-T							47,62		345,10		206,44	107,95	53,01
coeff. var							41,66		83,20		67,61	74,70	66,54
5	LC80						195,04		258,25	235,48	189,18	135,06	81,00
16	LC80						243,88	201,00	382,13	218,80	188,76	106,38	78,00
22	LC80						256,40		242,04		239,33	68,63	10,00
32	LC80						264,06		418,63		197,91	96,51	85,00
moy							239,84		325,26	227,14	203,79	101,64	63,50
écart-T							31,01		88,26	11,79	24,06	27,42	35,78
coeff. var							12,93		27,13		11,81	26,98	56,35
7	SA80						250,19		232,94	179,87	142,40	76,17	43,00
13	SA80						284,64		109,32	156,70	127,68	74,74	81,00
20	SA80						295,46		566,97		432,77	152,72	57,00
25	SA80						94,95		223,40			76,29	
moy							231,31		283,15	168,28	234,28	94,98	60,33
écart-T							92,93		197,37	16,38	172,05	38,50	19,22
coeff. var							40,18		69,70		73,44	40,54	31,85
6	SB80						248,04		224,04		166,22	75,29	46,00
10	SB80						148,43		96,68	76,06	73,61	16,57	10,00
19	SB80						64,35		311,61			81,04	278,00
26	SB80						133,54		125,52			91,51	81,00
moy							148,59		189,46	76,06	119,91	66,10	103,75
écart-T							75,75		98,00		65,49	33,70	119,73
coeff. var							50,98		51,73		54,61	50,98	115,40
1	SC80						102,89		168,44		161,97	58,09	40,00
15	SC80						212,33		250,52	160,24	151,15	62,78	75,00
21	SC80						188,82		178,56	169,74	191,75	104,15	99,00
29	SC80						146,11		162,74		156,33	69,83	90,00
moy							162,53		190,06	164,99	165,30	73,71	76,00
écart-T							48,30		40,83	6,72	18,18	20,86	25,96
coeff. var							29,71		21,48		11,00	28,30	34,16
2	EM80						379,42		306,05			141,92	69,00
9	EM80				94,70	214,73	291,52	461,30	272,00	169,04	132,41	81,39	70,00
24	EM80						231,63		45,72	37,20	39,07	18,98	18,00
31	EM80						494,86		367,17		279,02	98,89	79,00
moy					94,70	214,73	349,35	461,30	247,73	103,12	150,16	85,29	59,00
écart-T							114,43		140,31	93,22	120,96	51,00	27,70
coeff. var							32,75		56,64		80,55	59,80	46,95
4	EM00				99,63	195,17	296,38	292,41	259,63		221,00	155,38	91,00
14	EM00						337,26		462,09	247,29	234,48	120,32	67,00
23	EM00						332,65		357,89		67,18	24,27	10,00
27	EM00						71,29		138,32			90,94	83,00
moy					99,63	195,17	259,39	292,41	304,48	247,29	174,22	97,72	62,75
écart-T							126,73		138,22		92,94	55,61	36,55
coeff. var							48,86		45,40		53,35	56,90	58,25

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage					ug N-NH4/l						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
37	LA80	101,67	218,08				244,73		468,17				28,00
44	LA80	247,32	152,59						511,68				102,00
52	LA80		443,34				410,26		730,03			420,28	219,00
57	LA80		315,88	593,43			421,34	1099,65	452,94		331,98	290,22	148,00
moy		174,50	282,47	593,43			358,77	1099,65	540,70		331,98	355,25	124,25
écart-T		102,99	126,50				98,92		128,65			91,97	80,21
coeff. var		59,02	44,78				27,57		23,79			25,89	64,56
38	LB80												
46	LB80												
53	LB80		553,87				379,33		294,96				90,00
63	LB80	727,01						29,14					
moy		727,01	553,87				379,33	29,14	294,96				90,00
écart-T													
coeff. var													
34	LC80						240,16		351,58				51,00
47	LC80						179,02		93,75				
56	LC80												
64	LC80												
moy							209,59		222,66				51,00
écart-T							43,23		182,31				
coeff. var							20,63		81,88				
40	SA80		144,80				609,96						
41	SA80						191,43		148,33				
51	SA80	176,45	184,55				198,55		479,34			393,83	157,00
62	SA80	274,03	326,43	829,20	368,22		677,87		1093,61			227,74	109,00
moy		225,24	218,59	829,20	368,22		419,45		573,76			310,78	133,00
écart-T		69,00	95,48				260,68		479,66			117,44	33,94
coeff. var		30,63	43,68				62,15		83,60			37,79	25,52
33	SB80						333,27		75,69				
42	SB80						374,55					383,74	
54	SB80	122,72	156,98		71,84		255,51	406,40	139,56		158,46	48,70	66,00
60	SB80	49,90	296,80	614,72			256,23		497,11			24,50	26,00
moy		86,31	226,89	614,72	71,84		304,89	406,40	237,45		158,46	152,31	46,00
écart-T		51,49	98,87				59,06		227,13			200,79	28,28
coeff. var		59,66	43,58				19,37		95,65			131,83	61,49
36	SC80						555,70		423,72			75,50	
43	SC80	99,05	154,44				367,35		680,33			20,41	30,00
55	SC80	54,01	123,77	289,85			299,57		573,27			141,71	76,00
58	SC80	111,99	115,07	206,95	84,97		514,74	719,12	415,10	241,60	91,08	32,19	14,00
moy		88,35	131,09	248,40	84,97		434,34	719,12	523,10	241,60	91,08	67,45	40,00
écart-T		30,43	20,68	58,62			120,89		127,51			54,88	32,19
coeff. var		34,45	15,78				27,83		24,38			81,37	80,47
39	EM80												
48	EM80												
49	EM80	444,55					130,75		336,81		225,33	161,01	70,00
59	EM80	223,46		906,16			688,97		747,48	400,49	1040,27	544,10	265,00
moy		334,00		906,16			409,86		542,14	400,49	632,80	352,55	167,50
écart-T		156,34					394,72		290,39		576,25	270,89	137,89
coeff. var		46,81					96,31		53,56		91,06	76,84	82,32
35	EM00												
45	EM00											569,01	
50	EM00	81,64					129,67		228,16		143,32	85,01	70,00
61	EM00				91,76		95,68		59,89				
moy		81,64			91,76		112,67		144,02		143,32	327,01	70,00
écart-T							24,03		118,98			342,24	
coeff. var							21,33		82,62			104,66	0,00

Tableau A.3.3 Résultats analytiques pour le phosphore

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage						(ug P-PO4/l)					
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
3	LA80						13,20		17,05		12,35	8,87	27,00
11	LA80						27,73		27,03	21,39	15,68	29,85	40,00
17	LA80								6,66		19,18	14,78	6,00
30	LA80								10,74		5,19	8,05	31,00
moy							20,46		15,37	21,39	13,10	15,39	26,00
écart-T							10,28		8,87		5,97	10,10	14,40
coeff. var							50,22		57,70		45,53	65,62	55,38
8	LB80						37,26		48,07		14,55	27,61	17,00
12	LB80						45,95		24,78		12,16	11,86	18,00
18	LB80								36,79		53,57	44,48	
28	LB80						14,83		9,52		7,05	12,54	20,00
moy							32,68		29,79		21,83	24,12	18,33
écart-T							16,05		16,52		21,39	15,40	1,53
coeff. var							49,13		55,47		97,97	63,83	8,33
5	LC80						28,13		26,50	18,51	9,87	14,51	7,00
16	LC80						28,31	11,39	22,33	19,78	17,47	14,68	13,00
22	LC80						17,78		11,17		13,01	8,67	4,00
32	LC80						30,04		18,52		11,94	13,60	25,00
moy							26,06	11,39	19,63	19,14	13,07	12,87	12,25
écart-T							5,59		6,51	0,90	3,21	2,84	9,29
coeff. var							21,44		33,18	4,69	24,53	22,07	75,81
7	SA80						67,13		43,51	11,87	21,55	27,55	15,00
13	SA80						58,35		17,99	15,54	18,85	18,14	39,00
20	SA80						63,61		59,83		36,49	31,60	12,00
25	SA80						25,01		21,42			11,83	
moy							53,52		35,69	13,70	25,63	22,28	22,00
écart-T							19,35		19,67	2,59	9,50	8,96	14,80
coeff. var							36,15		55,12	18,92	37,07	40,22	67,27
6	SB80						56,43		40,73		22,34	13,32	23,00
10	SB80						70,98		52,82	22,93	25,47	27,27	26,00
19	SB80						35,09		31,44			16,71	34,00
26	SB80						25,37		17,58			9,42	10,00
moy							46,97		35,64	22,93	23,91	16,68	23,25
écart-T							20,60		14,89		2,21	7,66	9,98
coeff. var							43,86		41,77		9,25	45,94	42,92
1	SC80						78,25		45,34		35,93	5,94	10,00
15	SC80						32,47		33,89	13,12	27,30	14,57	39,00
21	SC80						146,67		42,46	32,93	46,95	31,57	15,00
29	SC80						28,51		20,86		17,86	29,96	38,00
moy							71,48		35,64	23,02	32,01	20,51	25,50
écart-T							54,98		10,98	14,01	12,39	12,37	15,15
coeff. var							76,92		30,82	60,85	38,72	60,32	59,43
2	EM80						9,01		10,89			12,13	23,00
9	EM80				84,99	20,98	20,48	22,10	35,86	10,62	13,09	29,89	10,00
24	EM80						15,50		9,06	7,42	15,83	9,67	6,00
31	EM80						14,08		9,94		11,73	6,61	6,00
moy					84,99	20,98	14,77	22,10	16,43	9,02	13,55	14,57	11,25
écart-T							4,72		12,97	2,26	2,09	10,46	8,06
coeff. var							31,93		78,91	25,08	15,40	71,77	71,62
4	EM00				51,06	20,47	21,96	43,01	29,77		10,72	20,26	24,00
14	EM00						20,05		23,89	11,79	12,80	15,83	27,00
23	EM00						26,77		13,79		12,44	9,97	6,00
27	EM00						17,96		17,11			15,45	19,00
moy					51,06	20,47	21,68	43,01	21,14	11,79	11,99	15,38	19,00
écart-T							3,76		7,12		1,11	4,22	9,27
coeff. var							17,36		33,71		9,26	27,43	48,81

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage						(ug P-PO4/l)					
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
37	LA80	21,81	138,34				23,23		6,64				29,00
44	LA80	20,29	70,29						12,91				21,00
52	LA80		57,87				42,70		18,13			17,99	40,00
57	LA80		62,18	32,46	264,56		41,42	14,30	19,92		13,26	20,44	11,00
moy		21,05	82,17	32,46	264,56		35,79	14,30	14,40		13,26	19,21	25,25
écart-T		1,08	37,80				10,89		5,97			1,73	12,28
coeff. var		5,11	46,00				30,43		41,44			9,02	48,65
38	LB80												
46	LB80												
53	LB80		18,30		47,79		15,62		7,76				13,00
63	LB80	19,19						14,72					
moy		8,46	34,04		47,79		15,62	14,72	7,76				13,00
écart-T													
coeff. var													0,00
34	LC80						29,32		35,12				23,00
47	LC80						7,69		12,11				
56	LC80												
64	LC80												
moy							18,50		23,62				23,00
écart-T							15,29		16,27				
coeff. var							82,63		68,90				
40	SA80						102,32						
41	SA80		79,59				7,18		40,49				
51	SA80	26,89	50,43				36,45		16,56			56,98	32,00
62	SA80	44,89	54,20	38,82	28,75		21,32		20,24			22,10	19,00
moy		35,89	61,41	38,82	28,75		41,82		25,76			39,54	25,50
écart-T		12,73	15,86				42,07		12,89			24,67	9,19
coeff. var		35,46	25,83				100,60		50,02			62,39	36,05
33	SB80						31,95		23,38				
42	SB80						52,80					35,29	
54	SB80	7,32	60,23				23,39	19,92	9,21		8,98	16,16	35,00
60	SB80	27,53	100,18	24,00			16,07		11,88			21,64	23,00
moy		17,42	80,20	24,00			31,05	19,92	14,82		8,98	24,37	29,00
écart-T		14,29	28,25				15,88		7,53			9,85	8,49
coeff. var		82,03	35,22				51,16		50,82			40,43	29,26
36	SC80						163,31		15,94			30,15	
43	SC80	20,46	11,67				38,37		21,26			11,40	31,00
55	SC80	14,55	41,52	31,51			12,95		12,79			29,77	27,00
58	SC80		37,79	37,36			83,58	91,54	45,32	47,38	43,85	42,72	15,00
moy		17,50	30,33	34,44			74,55	91,54	23,83	47,38	43,85	28,51	24,33
écart-T		4,18	16,27	4,14			65,99		14,75			12,89	8,33
coeff. var		23,86	53,63	12,01			88,51		61,91			45,22	34,22
39	EM80												
48	EM80												
49	EM80	6,68					14,52		6,72		11,63	14,16	15,00
59	EM80	30,54		89,18			53,19		24,59	15,96	25,85	55,35	52,00
moy		18,61		89,18			33,86		15,66	15,96	18,74	34,75	33,50
écart-T		16,87					27,34		12,63		10,05	29,13	26,16
coeff. var		90,65					80,75		80,68			83,81	78,10
35	EM00												
45	EM00											47,51	
50	EM00	17,45					11,00		19,82		21,52	26,20	21,00
61	EM00				32,41		20,77		8,61				
moy		17,45			32,41		15,88		14,22		21,52	36,86	21,00
écart-T							6,91		7,92			15,07	
coeff. var							43,51		55,75			40,89	0,00

Tableau A.3.4 Résultats analytiques pour le cuivre

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage					(ug Cu/l)						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
3	LA80						4,21		6,16		6,16	9,29	9,61
11	LA80						6,03		6,51	9,25	9,07	9,40	6,46
17	LA80								9,81		8,75	7,61	5,93
30	LA80								3,68		4,84	4,30	6,03
moy							5,12		6,54	9,25	7,20	7,65	7,01
écart-T							1,29		2,52		2,05	2,38	1,75
coeff. var							25,13		38,53		28,43	31,13	24,98
8	LB80						5,71		9,16		9,19	11,30	6,57
12	LB80						8,58		6,68		8,40	7,45	7,99
18	LB80								7,66		6,68	16,03	
28	LB80						4,40		4,57		4,99	6,03	3,91
moy							6,23		7,02		7,31	10,20	6,16
écart-T							2,14		1,93		1,87	4,48	2,07
coeff. var							34,32		27,44		25,61	43,88	33,64
5	LC80						5,44		7,69	8,08	5,73	6,88	5,10
16	LC80						4,28	1,68	3,25	10,12	4,70	4,68	4,53
22	LC80						3,55		5,14		4,20	3,84	4,12
32	LC80						4,51		5,08		7,93	8,38	6,31
moy							4,44		5,29	9,10	5,64	5,94	5,02
écart-T							0,78		1,82	1,44	1,65	2,07	0,95
coeff. var							17,48		34,48	15,79	29,31	34,78	18,99
7	SA80						7,26		8,81	7,63	8,24	9,13	4,33
13	SA80						6,32		4,69	6,49	7,17	6,38	6,25
20	SA80						4,34		5,72		4,23	7,07	4,20
25	SA80						3,10		6,07			5,57	
moy							5,25		6,32	7,06	6,55	7,03	4,93
écart-T							1,89		1,76	0,81	2,08	1,52	1,15
coeff. var							35,90		27,80	11,43	31,75	21,65	23,30
6	SB80						6,41		10,11		13,66	13,44	7,08
10	SB80						11,03		15,58	17,67	13,60	16,79	6,51
19	SB80						7,60		5,94			5,28	4,42
26	SB80						4,87		5,13			3,56	2,28
moy							7,48		9,19	17,67	13,63	9,77	5,07
écart-T							2,62		4,78		0,04	6,36	2,18
coeff. var							35,02		52,06		0,32	65,16	43,07
1	SC80						10,89		10,30		7,89	9,78	5,55
15	SC80						6,73		8,61	7,19	10,08	9,20	5,53
21	SC80						9,69		7,31	9,13	11,50	7,73	3,93
29	SC80						8,33		5,60		5,98	6,63	5,13
moy							8,91		7,95	8,16	8,86	8,34	5,04
écart-T							1,79		1,99	1,37	2,43	1,43	0,76
coeff. var							20,10		25,03	16,77	27,41	17,11	15,13
2	EM80						6,67		10,82			9,36	7,10
9	EM80				22,36	17,45	6,39	5,51	11,21	6,20	7,35	9,00	3,70
24	EM80						3,19		4,13	7,54	4,15	3,88	3,97
31	EM80						5,94		4,00		5,31	4,13	5,25
moy					22,36	17,45	5,55	5,51	7,54	6,87	5,60	6,59	5,01
écart-T							1,60		4,02	0,95	1,62	2,99	1,55
coeff. var							28,80		53,32	13,77	28,87	45,40	31,00
4	EM00				15,72	15,28	8,77	11,52	11,76		14,90	10,51	8,51
14	EM00						7,69		7,76	10,24	9,16	12,25	6,04
23	EM00						8,22		5,08		6,24	6,70	5,99
27	EM00						4,26		4,02			5,08	3,90
moy					15,72	15,28	7,24	11,52	7,15	10,24	10,10	8,64	6,11
écart-T							2,03		3,45		4,40	3,32	1,89
coeff. var							28,08		48,18		43,59	38,40	30,86

Lysimètres	Traitement	Dates d'échantillonnage					(ug Cu/l)						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
37	LA80	0,01	0,01				7,09		5,59				11,60
44	LA80	0,02	0,01						14,05				8,80
52	LA80		0,01				6,34		9,87			10,22	8,72
57	LA80		0,01	0,01			8,07		5,52		3,93	5,93	3,60
moy		0,01	0,01	0,01			7,17		8,76		3,93	8,07	8,18
écart-T		0,01	0,00				0,86		4,07			3,04	3,33
coeff. var		63,46	19,71				12,06		46,49			37,61	40,76
38	LB80	0,01	0,01										
46	LB80												
53	LB80		0,01				2,46		3,37				4,65
63	LB80	0,01						8,41					
moy		0,01	0,01				2,46	8,41	3,37				4,65
écart-T		0,00	0,00										
coeff. var		25,99	51,68										
34	LC80						12,51		15,82				9,85
47	LC80						7,93		4,36				
56	LC80												
64	LC80												
moy							10,22		10,09				9,85
écart-T							3,24		8,10				
coeff. var							31,67		80,31				
40	SA80						6,30						
41	SA80		0,02				8,19		13,21				
51	SA80	0,01	0,01				6,50		6,40			13,67	9,08
62	SA80	0,05	0,01	0,02	16,38		6,44		7,98			18,71	11,32
moy		0,03	0,01	0,02	16,38		6,86		9,20			16,19	10,20
écart-T		0,03	0,00				0,89		3,56			3,56	1,58
coeff. var		94,64	38,97				13,05		38,74			21,99	15,53
33	SB80						14,55		11,35				
42	SB80						13,77					10,03	
54	SB80	0,00	0,01		13,09		6,15	7,60	3,75		5,10	7,29	7,42
60	SB80	0,01	0,01	0,01			5,28		5,01			11,54	11,94
moy		0,01	0,01	0,01	13,09		9,94	7,60	6,70		5,10	9,62	9,68
écart-T		0,00	0,00				4,90		4,07			2,15	3,20
coeff. var		53,57	27,04				49,30		60,76			22,35	33,02
36	SC80						16,65		7,09			15,09	
43	SC80	0,01	0,01				9,32		11,57			7,03	8,00
55	SC80	0,01	0,01	0,01			6,48		8,81			22,15	9,13
58	SC80	0,01	0,01	0,02	19,66		11,62	11,45	12,19	22,87	12,05	13,86	8,29
moy		0,01	0,01	0,02	19,66		11,02	11,45	9,92	22,87	12,05	14,53	8,47
écart-T		0,00	0,00	0,00			4,31		2,39			6,20	0,59
coeff. var		0,58	34,60				39,08		24,08			42,63	6,93
39	EM80												
48	EM80												
49	EM80	0,01	0,01				5,92		8,57		11,58	13,68	6,37
59	EM80	0,02	0,02	0,02			10,79		6,40	6,53	6,24	16,70	15,81
moy		0,02	0,02	0,02			8,35		7,48	6,53	8,91	15,19	11,09
écart-T		0,01	0,00				3,44		1,53		3,78	2,13	6,68
coeff. var		72,52	18,50				41,20		20,51		42,38	14,05	60,19
35	EM00												
45	EM00											13,61	
50	EM00	0,01	0,01				5,65		10,79		9,35	9,65	6,50
61	EM00				23,63		12,46		8,22				
moy		0,01	0,01		23,63		9,06		9,51		9,35	11,63	6,50
écart-T							4,81		1,81			2,80	
coeff. var							53,14		19,06			24,06	

Tableau A.3.5 Résultats analytiques pour le zinc

Lysimètres	Traitement						(ug Zn/l)						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
3	LA80						22,94		30,65		72,41	45,52	19,11
11	LA80						19,32		37,45	24,69	34,63	36,23	12,12
17	LA80								82,77		108,35	68,40	9,78
30	LA80								9,60		13,28	7,55	10,65
moy							21,13		40,12	24,69	57,17	39,43	12,92
écart-T							2,56		30,81		41,98	25,18	4,24
coeff. var							12,12		76,79		73,43	63,87	32,84
8	LB80						13,57		56,48		62,68	65,88	20,77
12	LB80						17,47		61,68		66,06	58,55	15,14
18	LB80								82,35		75,94	41,49	
28	LB80						8,97		14,78		23,93	13,54	6,93
moy							13,33		53,82		57,15	44,87	14,28
écart-T							4,25		28,32		22,85	23,25	6,96
coeff. var							31,91		52,63		39,98	51,82	48,74
5	LC80						18,88		44,84	43,81	27,57	23,49	9,37
16	LC80						13,18	10,44	45,38	47,51	30,12	25,89	6,20
22	LC80						10,40		15,69		37,80	33,58	6,83
32	LC80						6,36		44,39		22,36	20,07	9,11
moy							12,21		37,57	45,66	29,46	25,76	7,88
écart-T							5,26		14,60	2,62	6,43	5,74	1,60
coeff. var							43,06		38,84	5,73	21,82	22,28	20,28
7	SA80						13,78		39,70	24,57	31,60	38,45	7,53
13	SA80						29,24		9,43	16,35	19,43	20,50	9,65
20	SA80						5,32		36,57		42,72	39,75	12,17
25	SA80						8,86		28,06			27,45	
moy							14,30		28,44	20,46	31,25	31,54	9,78
écart-T							10,55		13,59	5,81	11,65	9,20	2,32
coeff. var							73,76		47,79	28,42	37,28	29,16	23,74
6	SB80						11,75		53,08		52,92	58,44	11,00
10	SB80						23,33		62,37	59,34	68,64	82,48	16,24
19	SB80						10,40		47,23			62,50	15,40
26	SB80						6,73		10,51			8,17	3,79
moy							13,05		43,30	59,34	60,78	52,90	11,61
écart-T							7,17		22,73		11,12	31,62	5,70
coeff. var							54,95		52,49		18,29	59,77	49,07
1	SC80						13,54		43,41		44,50	84,55	15,19
15	SC80						22,11		50,89	21,80	32,93	26,09	7,95
21	SC80						8,33		19,09	41,14	36,70	31,92	11,40
29	SC80						24,48		13,35		14,64	19,03	9,17
moy							17,11		31,68	31,47	32,19	40,40	10,93
écart-T							7,51		18,27	13,67	12,66	29,90	3,18
coeff. var							43,87		57,65	43,45	39,31	74,02	29,11
2	EM80						24,22		15,49			23,99	14,20
9	EM80				37,45	41,53	35,61	20,21	63,61	22,96	30,49	31,45	8,31
24	EM80						11,32		23,20	33,38	7,45	4,46	6,51
31	EM80						16,93		7,87		18,53	11,82	7,13
moy					37,45	41,53	22,02	20,21	27,54	28,17	18,83	17,93	9,04
écart-T							10,49		24,85	7,36	11,52	12,09	3,52
coeff. var							47,62		90,21	26,13	61,21	67,41	38,97
4	EM00				28,68	33,18	30,57	35,85	38,87		45,79	40,37	16,01
14	EM00						13,57		37,46	46,15	33,83	40,79	9,66
23	EM00						9,38		64,63		44,36	34,04	20,93
27	EM00						6,23		9,14			11,82	6,21
moy					28,68	33,18	14,94	35,85	37,53	46,15	41,33	31,76	13,20
écart-T							10,85		22,68		6,53	13,65	6,56
coeff. var							72,62		60,42		15,81	42,97	49,68

Lysimètres	Traitement						(ug Zn/l)						
		10-juil	16-juil	25-juil	21-août	29-août	5-sept	24-sept	26-sept	4-oct	16-oct	24-oct	nov.
37	LA80	0,03	0,03				27,91		64,99				27,97
44	LA80	0,04	0,05						30,10				18,92
52	LA80		0,09				23,74		100,29			79,59	13,05
57	LA80		0,02	0,02			16,96		16,57		14,04	10,65	4,74
moy		0,04	0,05	0,02			22,87		52,99		14,04	45,12	16,17
écart-T		0,01	0,03				5,52		37,56			48,75	9,78
coeff. var		18,45	71,22				24,15		70,88			108,03	60,51
38	LB80	0,01	0,02										
46	LB80												
53	LB80		0,02				10,67		17,92				7,33
63	LB80	0,05						26,90					
moy		0,03	0,02				10,67	26,90	17,92				7,33
écart-T		0,03	0,01										
coeff. var		80,63	27,18										
34	LC80						76,90		90,82				27,17
47	LC80						24,17		37,96				
56	LC80												
64	LC80												
moy							50,53		64,39				27,17
écart-T							37,28		37,37				
coeff. var							73,78		58,04				
40	SA80						24,80						
41	SA80		0,12				30,76		43,55				
51	SA80	0,04	0,03				8,59		52,94			18,64	15,15
62	SA80	0,07	0,05	0,07	13,23		35,55		60,47			53,94	22,31
moy		0,06	0,07	0,07	13,23		24,92		52,32			36,29	18,73
écart-T		0,02	0,05				11,75		8,48			24,96	5,06
coeff. var		34,68	65,59				47,13		16,20			68,78	27,03
33	SB80						137,04		129,63				
42	SB80						22,43					15,75	
54	SB80	0,00	0,02		19,84		12,33	31,80	6,53		26,69	14,06	6,98
60	SB80	0,04	0,04	0,05			26,12		67,79			42,86	22,11
moy		0,02	0,03	0,05	19,84		49,48	31,80	67,98		26,69	24,22	14,55
écart-T		0,03	0,02				58,67		61,55			16,16	10,70
coeff. var		124,90	63,78				118,56		90,54			66,72	73,55
36	SC80						106,75		122,48			38,51	
43	SC80	0,06	0,16				34,52		69,22			3,48	13,90
55	SC80	0,09	0,08	0,04			40,92		57,51			64,02	16,14
58	SC80	0,03	0,01	0,07	23,20		31,11	29,48	59,77	80,55	48,39	59,14	21,75
moy		0,06	0,08	0,05	23,20		53,33	29,48	77,25	80,55	48,39	41,29	17,26
écart-T		0,03	0,07	0,02			35,85		30,58			27,52	4,04
coeff. var		43,22	87,25				67,23		39,59			66,66	23,42
39	EM80												
48	EM80												
49	EM80	0,11	0,08				26,64		73,94		55,06	53,41	18,18
59	EM80	0,09	0,06	0,03			38,71		18,44	12,22	27,51	29,16	16,36
moy		0,10	0,07	0,03			32,68		46,19	12,22	41,28	41,28	17,27
écart-T		0,02	0,02				8,53		39,24		19,48	17,15	1,29
coeff. var		16,70	22,77				26,10		84,96		47,18	41,55	7,45
35	EM00												
45	EM00											103,05	
50	EM00	0,03	0,02				26,44		43,13		36,78	34,79	11,98
61	EM00				67,00		61,13		46,17				
moy		0,03	0,02		67,00		43,79		44,65		36,78	68,92	11,98
écart-T							24,53		2,15			48,27	
coeff. var							56,02		4,82			70,04	

Tableau A.3.6 Résultats analytiques pour les coliformes fécaux

Lysimètres	Traitement	(UFC/100 ml)	
		10-juil	5-sept
3	LA80		10,00
11	LA80		9,00
17	LA80		
30	LA80		
moy			9,50
écart-T			0,71
coeff. var			7,44
8	LB80		2,00
12	LB80		10,00
18	LB80		
28	LB80		36,00
moy			16,00
écart-T			17,78
coeff. var			111,10
5	LC80		10,00
16	LC80		21,00
22	LC80		2,00
32	LC80		2,00
moy			8,75
écart-T			9,00
coeff. var			102,80
7	SA80		3,00
13	SA80		140,00
20	SA80		10,00
25	SA80		10,00
moy			40,75
écart-T			66,25
coeff. var			162,57
6	SB80		2,00
10	SB80		10,00
19	SB80		77,00
26	SB80		10,00
moy			24,75
écart-T			35,04
coeff. var			141,56
1	SC80		21,00
15	SC80		5,00
21	SC80		2,00
29	SC80		10,00
moy			9,50
écart-T			8,35
coeff. var			87,86
2	EM80		13,00
9	EM80		10,00
24	EM80		2,00
31	EM80		2,00
moy			6,75
écart-T			5,62
coeff. var			83,26
4	EM00		10,00
14	EM00		27,00
23	EM00		2,00
27	EM00		10,00
moy			12,25
écart-T			10,53
coeff. var			85,97

Lysimètres	Traitement	(UFC/100 ml)	
		10-juil	5-sept
37	LA80	10,00	10,00
44	LA80	10,00	
52	LA80	0,00	2,00
57	LA80	1,00	2,00
moy		5,25	4,67
écart-T		5,50	4,62
coeff. var		104,76	98,97
38	LB80	9,00	
46	LB80		
53	LB80	2,00	2,00
63	LB80	5,00	
moy		5,33	2,00
écart-T		3,51	
coeff. var		65,85	
34	LC80		2,00
47	LC80		2,00
56	LC80		
64	LC80		
moy			2,00
écart-T			0,00
coeff. var			0,00
40	SA80		2,00
41	SA80	2,00	2,00
51	SA80	600,00	50,00
62	SA80	600,00	2,00
moy		400,67	14,00
écart-T		345,26	24,00
coeff. var		86,17	171,43
33	SB80		2,00
42	SB80		2,00
54	SB80	27,00	10,00
60	SB80	18,00	2,00
moy		22,50	4,00
écart-T		6,36	4,00
coeff. var		28,28	100,00
36	SC80		2,00
43	SC80	99,00	2,00
55	SC80	16,00	2,00
58	SC80	4500,00	2,00
moy		1538,33	2,00
écart-T		2565,21	0,00
coeff. var		166,75	0,00
39	EM80		
48	EM80		
49	EM80	4,00	2,00
59	EM80	2,00	2,00
moy		3,00	2,00
écart-T		1,41	0,00
coeff. var			0,00
35	EM00		
45	EM00		
50	EM00	9,00	2,00
61	EM00		2,00
moy		9,00	2,00
écart-T			0,00
coeff. var			0,00

ANNEXE 4

Résultats analytiques printemps 2002

Tableau A.4 Résultats analytiques pour le printemps 2002

Lysimètres	Traitement	NO_3	NH_4	PO_4	Cu	Zn
		(mg NO3/l)	(µg N-NH4/l)	(µg P-PO4/l)	(ug Cu/l)	(ug Zn/l)
3	LA80	41,38	570,80	11,37	16,52	57,21
11	LA80	9,73	212,29	17,73	20,75	59,76
17	LA80					
30	LA80	14,57	705,36	14,19	6,92	12,28
moy		21,89	496,15	14,43	14,73	43,08
écart-T		17,05	254,87	3,19	7,09	26,71
coeff. var		77,88	51,37	22,07	48,10	62,00
8	LB80	1,11	76,62	10,66	15,10	75,27
12	LB80					
18	LB80	17,54	1143,13	27,42	13,84	25,87
28	LB80	63,34	300,16	15,49	4,93	11,46
moy		27,33	506,64	17,86	11,29	37,53
écart-T		32,25	562,44	8,62	5,54	33,47
coeff. var		118,00	111,01	48,30	49,07	89,17
5	LC80	6,52	243,67	16,32	9,17	27,28
16	LC80	8,70	277,59	15,29	7,93	23,47
22	LC80	21,39	786,44	24,54	10,36	29,67
32	LC80	9,29	390,23	30,79	10,85	22,98
moy		11,47	424,48	21,73	9,58	25,85
écart-T		6,71	249,30	7,32	1,30	3,19
coeff. var		58,52	58,73	33,68	13,62	12,34
7	SA80	2,03	353,24	15,74	11,24	63,43
13	SA80	0,42	92,44	10,61	13,80	39,52
20	SA80	10,12	402,80	51,96	12,21	34,83
25	SA80	28,28	993,33	50,66	7,19	15,01
moy		10,21	460,45	32,24	11,11	38,20
écart-T		12,77	380,44	22,13	2,82	19,89
coeff. var		125,07	82,62	68,62	25,38	52,08
6	SB80	0,76	42,08	17,17	17,85	58,60
10	SB80	4,29	124,18	12,25	12,47	34,90
19	SB80	17,32	497,18	26,77	8,81	28,38
26	SB80	17,00	323,94	25,93	4,62	9,12
moy		9,84	246,84	20,53	10,94	32,75
écart-T		8,57	204,60	7,02	5,61	20,41
coeff. var		87,12	82,89	34,19	51,32	62,33
1	SC80	9,85	235,54	32,85	7,85	24,99
15	SC80	7,70	174,68	17,50	12,89	48,70
21	SC80	3,68	155,45	29,31	15,73	40,38
29	SC80	4,86	852,44	20,59	5,94	13,90
moy		6,52	354,53	25,06	10,60	32,00
écart-T		2,79	333,69	7,21	4,50	15,56
coeff. var		42,72	94,12	28,76	42,49	48,62
2	EM80	122,12	730,70	8,79	4,68	31,27
9	EM80	31,31	288,76	12,48	12,80	37,81
24	EM80	98,61	71,86	15,48	6,58	13,50
31	EM80	63,47	701,22	14,10	6,38	14,64
moy		78,88	448,13	12,71	7,61	24,31
écart-T		39,83	321,91	2,89	3,56	12,12
coeff. var		50,49	71,83	22,71	46,82	49,87
4	EM00	3,80	757,48	9,64	7,86	46,11
14	EM00	4,39	338,28	7,88	7,46	27,05
23	EM00	27,05	200,64	9,93	7,38	18,86
27	EM00	56,08	911,21	22,84	6,27	7,84
moy		22,83	551,90	12,57	7,24	24,96
Vtot Larg		24,67	336,84	6,90	0,68	16,15
coeff. var		108,04	61,03	54,91	9,43	64,68

Lysimètres	Traitement	NO_3 (mg NO3/l)	NH_4 (µg N-NH4/l)	PO_4 (µg P-PO4/l)	Cu (ug Cu/l)	Zn (ug Zn/l)
37	LA80					
44	LA80					
52	LA80	182,29	740,89	43,08	6,25	47,42
57	LA80	48,03	1218,58	22,63	115,24	187,85
moy		115,16	979,74	32,86	60,74	117,64
écart-T		94,93	337,78	14,46	77,07	99,30
coeff. var		82,43	34,48	44,02	126,88	84,41
38	LB80					
46	LB80					
53	LB80					
63	LB80					
moy						
écart-T						
coeff. var						
34	LC80					
47	LC80					
56	LC80					
64	LC80					
moy						
écart-T						
coeff. var						
40	SA80					
41	SA80					
51	SA80	113,34	479,81	34,35	5,94	40,07
62	SA80	75,15	355,68	16,02	5,58	24,25
moy		94,25	417,74	25,19	5,76	32,16
écart-T		27,00	87,77	12,96	0,26	11,19
coeff. var		28,65	21,01	51,45	4,46	34,80
33	SB80					
42	SB80					
54	SB80	47,87	239,11	20,30	6,10	12,63
60	SB80	184,37	76,45	17,67	5,20	32,00
moy		116,12	157,78	18,98	5,65	22,32
écart-T		96,52	115,02	1,86	0,63	13,70
coeff. var		83,12	72,90	9,79	11,24	61,38
36	SC80					
43	SC80					
55	SC80	69,10	1805,41	51,38	12,96	38,87
58	SC80	8,00	106,83	51,28	7,49	13,76
moy		38,55	956,12	51,33	10,23	26,31
écart-T		43,20	1201,08	0,07	3,87	17,75
coeff. var		112,07	125,62	0,14	37,83	67,47
39	EM80					
48	EM80					
49	EM80	139,60	484,27	26,24	7,91	36,39
59	EM80	394,12	2739,62	28,44	2,79	11,00
moy		266,86	1611,94	27,34	5,35	23,70
écart-T		179,97	1594,77	1,55	3,62	17,95
coeff. var		67,44	98,93	5,68	67,64	75,75
35	EM00					
45	EM00					
50	EM00	38,08	391,18	22,37	7,85	24,72
61	EM00	116,22	159,34	0,00	10,67	36,51
moy		77,15	275,26	11,18	9,26	30,61
écart-T		55,25	163,93	15,82	1,99	8,34
coeff. var		71,61	59,56	141,42	21,50	27,25

ANNEXE 5

Exemples de charges trouvées dans la littérature

Tableau A.5 Exemples de charges trouvées dans la littérature

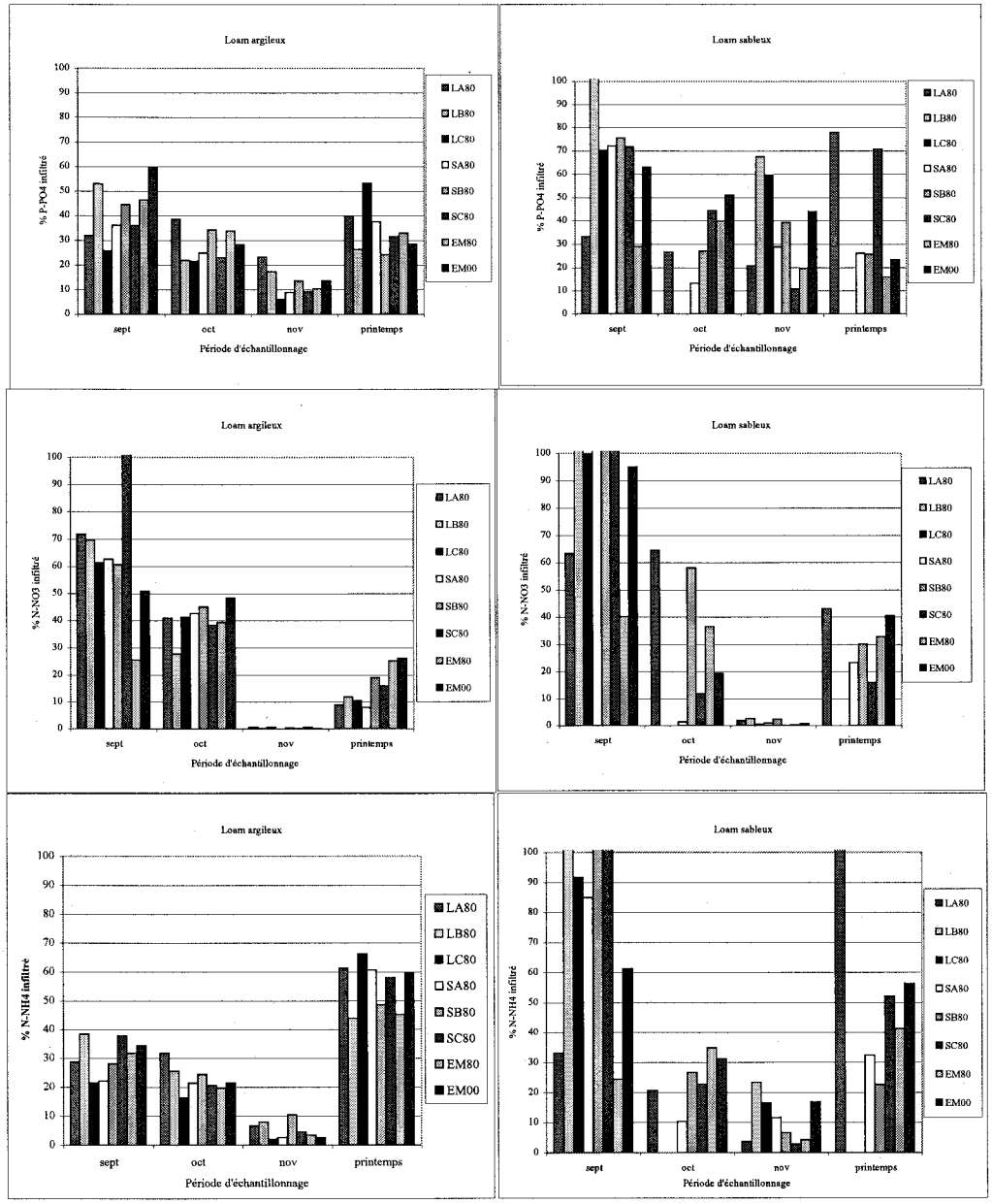
Source	Type de sol	Type de culture	N ajouté (kg/ha)	Recueilli (kg/ha)
[Gangbazo *et al.* 1995]	Loam silteux	maïs fourrage	540 (180 engrais minéral + 360 lisier) 165 (55 engrais minéral + 110 lisier)	0,12 N- NH_4^+ 0,29 N- NH_4^+
[Gangbazo *et al.* 1998]	Loam limoneux	maïs	151 (lisier brut)	0,18 N- NH_4^+ 38 N-NO_3^- 0,01 P-PO_4^{3-}
[Berrouard *et al.* 2001]	Loam limoneux	Orge Prairie Canola Maiz	57 (lisier brut) 56 36 29 138 126	5 N- NO_3^- 5,8 N- NO_3^- 6,4 N- NO_3^- 4 N- NO_3^- 12,9 N- NO_3^- 20,4 N- NO_3^-
[Giroux et Enright. 2002]	Loam limoneux	Orge	138 (lisier + engrais minéral)	36 N- NO_3^- 0,48 N- NH_4^+ 0,12 Ptot

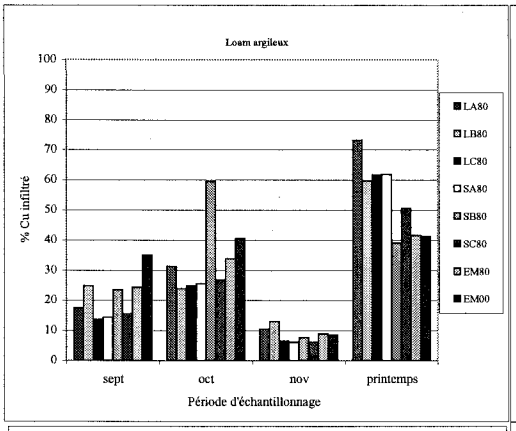
a : charges mesurées à la sortie de drains

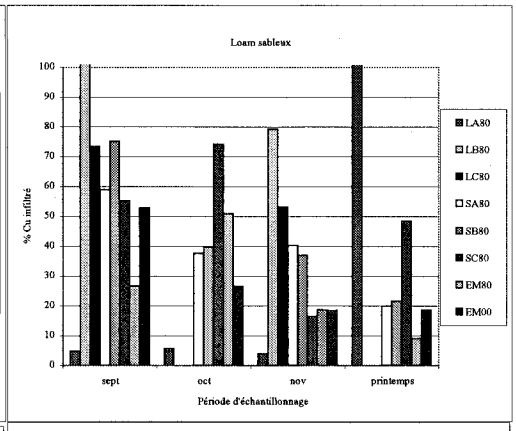
ANNEXE 6

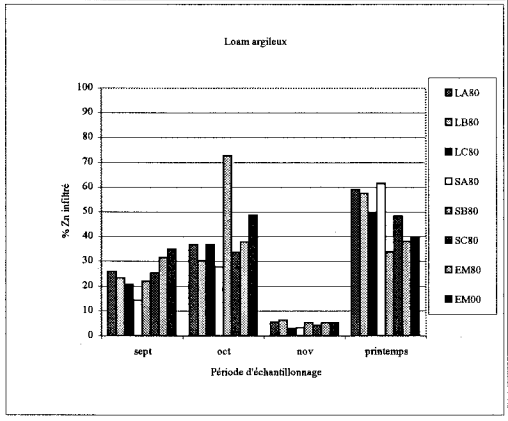
Évolution temporelle des différents traitements

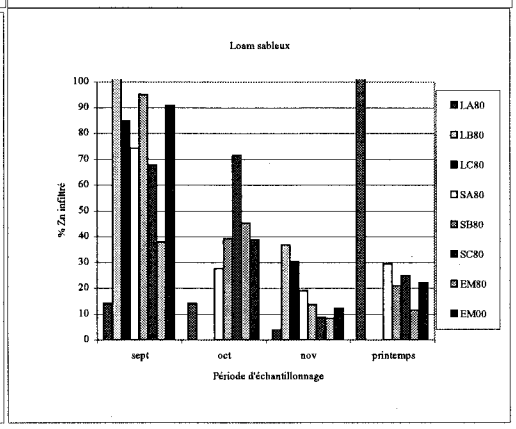
Figure A.1 Évolution temporelle des différents traitements




Loam argileux
% Cu infiltré
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
sept
oct
nov
printemps
Période d'échantillonnage
LA80
LB80
LC80
SA80
SB80
SC80
EM80
EM00


Loam sableux
% Cu infiltré
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
sept
oct
nov
printemps
Période d'échantillonnage
LA80
LB80
LC80
SA80
SB80
SC80
EM80
EM00


Loam argileux
% Zn infiltré
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
sept
oct
nov
printemps
Période d'échantillonnage
LA80
LB80
LC80
SA80
SB80
SC80
EM80
EM00


Loam sableux
% Zn infiltré
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
sept
oct
nov
printemps
Période d'échantillonnage
LA80
LB80
LC80
SA80
SB80
SC80
EM80
EM00