

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

**SUIVI AGRONOMIQUE DE SOUS-PRODUITS FERTILISANTS ISSUS
D'UN PROCÉDÉ DE TRAITEMENT DU LISIER DE PORC**

Par

Marianne Goulet
Agronome

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

Jury d'évaluation

Examineur Externe

Monsieur Denis Côté
Institut de Recherche et de
Développement en Agro-
environnement (IRDA)

Examineur Externe

Monsieur Martin Chantigny
Agriculture et Agroalimentaire
Canada (AAC)

Examineur Interne

Monsieur Guy Mercier
INRS-ETE
Université du Québec

Directeur de recherche

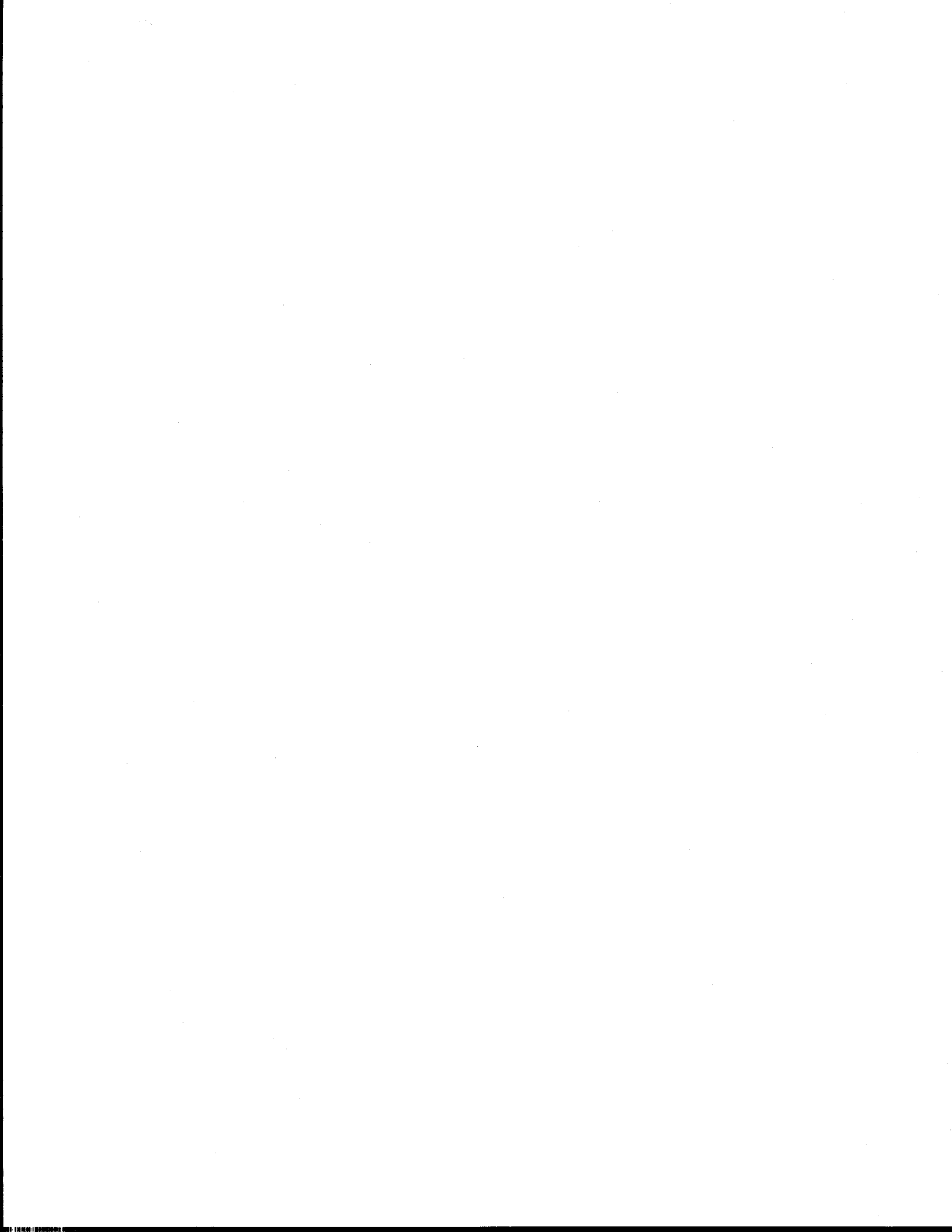
Monsieur Jean-François Blais
INRS-ETE
Université du Québec

Codirecteur de recherche

Monsieur Pierre Lafrance
INRS-ETE
Université du Québec

Juillet 2005

© Doits réservés de Marianne Goulet



REMERCIEMENTS

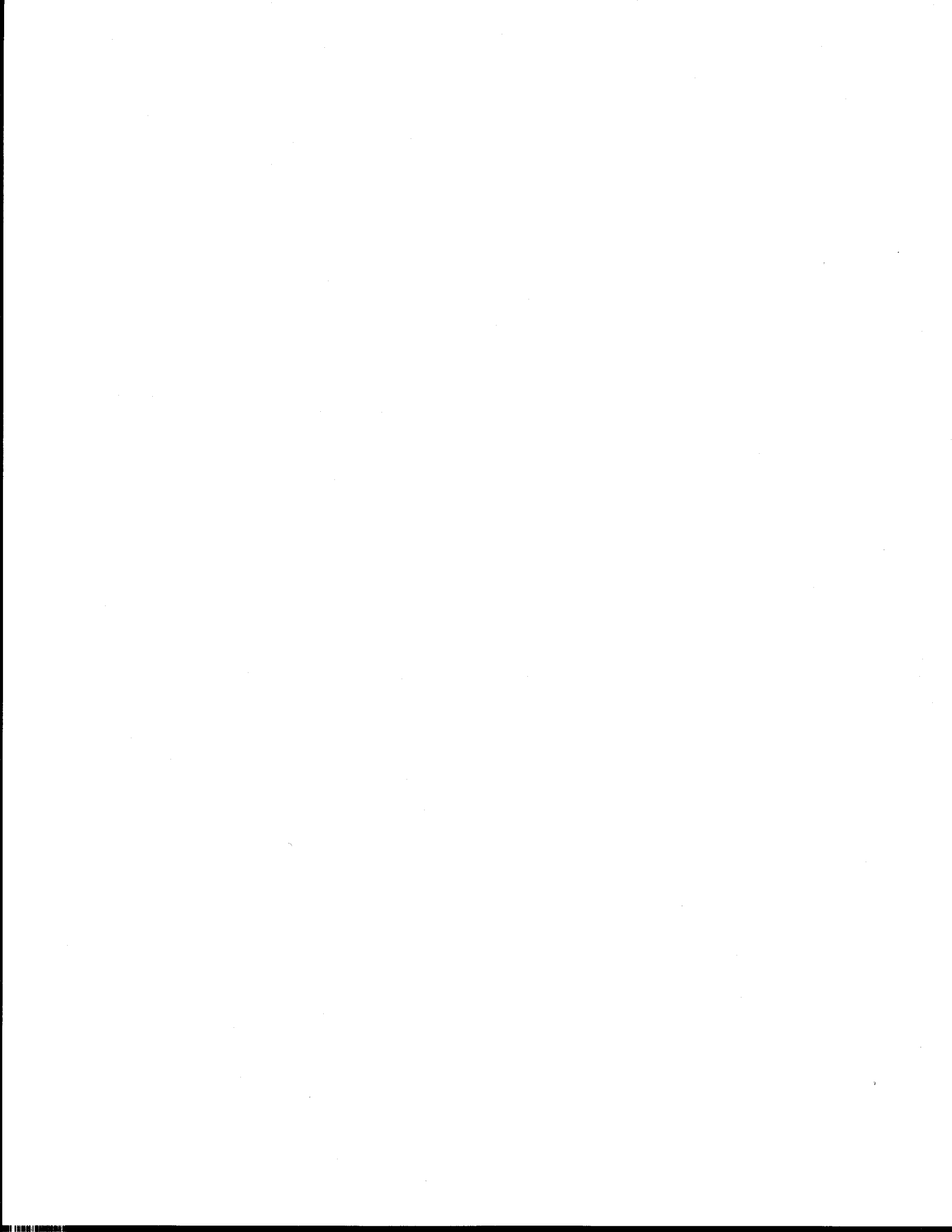
Je voudrais d'abord remercier mon directeur de recherche pour ses conseils, sa confiance, sa patience, sa disponibilité et son soutien financier tout au long du projet. Merci également à toute l'équipe de recherche et aux examinateurs pour leur disponibilité et leurs suggestions pour les corrections de ce manuscrit.

D'énormes mercis à M. Denis Côté de l'IRDA pour son implication, ses milles et un conseils et sa grande disponibilité. Cet ouvrage aurait été tout autre sans son appui. Merci aussi à toute l'équipe de l'IRDA; agronomes, technicien(ne)s, ouvriers et statisticienne pour leur implication.

Je tiens également à remercier les techniciens du laboratoire de l'INRS-ETE pour leur indispensable aide lors des analyses chimiques.

Enfin, merci à Justin, Pascale, Suzanne et Luc pour votre support moral et affectif, votre hospitalité et vos encouragements. La confiance que vous avez en moi me donne des ailes!

À mes enfants...



RÉSUMÉ

Le présent projet de recherche vise à effectuer le suivi agronomique des co-produits fertilisants issus d'un nouveau procédé de traitement du lisier de porc. Ce dernier permet de générer deux fractions liquides (brute et filtrée) et une fraction solide à laquelle deux ajouts de substrats carbonés (sciures de bois et poussière de sablage) ont été effectués dans le cadre de la présente étude.

L'épandage des fractions solides et liquides de même que le lisier brut et un engrais minéral, sur des parcelles ensemencées d'orge pure, a fait l'objet d'un suivi agronomique comparant les rendements et les prélèvements de la culture, l'efficacité fertilisante et l'arrière-effet des co-produits. De plus, le bilan azoté et le suivi spatio-temporel des formes minérales d'azote (NO_2^- , NO_3^- et NH_4^+) dans le sol ont permis d'évaluer sommairement les risques environnementaux associés à la valorisation agricole des co-produits générés lors du traitement.

Toutes les matières fertilisantes (organiques et inorganiques) appliquées ont été testées en quadruplicata sur deux types de sol différents (loam sableux et loam argileux). Dans le cadre du suivi agronomique, les doses d'azote à l'étude pour les fractions organiques correspondent à 50 %, 100 % et 150 % du besoin normal pour l'orge qui est établi à 80 kg N/ha.

Les résultats ont démontré que les co-produits liquides ont une efficacité fertilisante supérieure au lisier de porc. Le co-produit solide brut se comporte de façon presque identique au lisier porcin pour la plupart des paramètres testés. L'ajout de substrat carboné au co-produit solide a diminué la disponibilité de l'azote pour la première année d'application. Les arrière-effets azotés des co-produits solides testés sont supérieurs dans le loam sableux. Enfin, le bilan azoté et le suivi spatio-temporel de l'azote minéral du sol sont influencés par les fumures apportées et le type de sol.


Marianne Goulet
(étudiante)

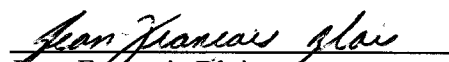

Jean-François Blais
(directeur de recherche)



TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ	V
TABLE DES MATIÈRES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES	XV
CHAPITRE I.....	1
1 INTRODUCTION	1
1.1 <i>Objectif et hypothèses de recherche</i>	2
CHAPITRE II	5
2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 <i>Caractéristiques du lisier de porc</i>	5
2.1.1 Azote.....	5
2.1.2 Phosphore et potassium.....	7
2.2 <i>Problématique de la gestion des effluents d'élevage porcins</i>	8
2.2.1 Contamination des eaux.....	9
2.2.1.1 Nitrates.....	9
2.2.1.2 Ammonium	10
2.2.2 Contamination des sols	11
2.2.2.1 Nitrates.....	11
2.2.2.2 Ammonium	12
2.2.3 Période et mode d'épandage	12
2.2.4 Milieu récepteur (sol).....	13
2.3 <i>Traitement du lisier de porc</i>	16
2.3.1 Technologies de traitement existantes	17
2.3.1.1 Séparateurs mécaniques	18
2.3.1.2 Traitement aéré avec ou sans nitrification et dénitrification.....	18
2.3.1.3 Procédé de traitement anaérobie	18

2.3.1.4	Compostage.....	19
2.3.1.5	Procédés de filtration, osmose et ultrafiltration	19
2.3.1.6	Séchage et production d'engrais	19
2.3.1.7	Traitement divers	20
2.3.1.8	Utilisation de la flottation	20
2.3.2	Technologie de traitement à l'étude dans le présent mémoire.....	20
2.4	<i>Indices d'efficacité agronomique</i>	23
2.4.1	Rendements et prélèvements.....	24
2.4.2	Coefficient apparent d'utilisation de l'azote (C.A.U.).....	24
2.4.3	Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.).....	25
2.4.4	Coefficient d'arrière-effet	26
2.5	<i>Indices d'efficacité environnementale</i>	26
2.5.1	Bilan azoté	27
2.5.2	Suivi de l'azote minéral du sol.....	27
CHAPITRE III.....		29
3	MATÉRIEL ET MÉTHODES	29
3.1	<i>Site expérimental</i>	29
3.2	<i>Sols</i>	29
3.3	<i>Opérations culturales</i>	30
3.3.1	Année 2001	30
3.3.2	Année 2002	31
3.4	<i>Fertilisation</i>	31
3.5	<i>Dispositif expérimental</i>	35
3.6	<i>Paramètres évalués</i>	38
3.6.1	Rendements.....	38
3.6.2	Prélèvements	38
3.6.3	Azote minéral du sol	38
3.7	<i>Analyses statistiques</i>	39
CHAPITRE IV.....		41
4	RÉSULTATS ET DISCUSSION	41

4.1	<i>Rendements</i>	41
4.1.1	Loam argileux	44
4.1.2	Loam sableux	47
4.1.3	Discussion sur les rendements	49
4.2	<i>Teneur en azote des parties végétales</i>	50
4.2.1	Loam argileux	50
4.2.2	Loam sableux	53
4.2.3	Discussion sur les teneurs en azote total	55
4.3	<i>Coefficient apparent d'utilisation de l'azote (C.A.U.)</i>	55
4.3.1	Loam argileux	56
4.3.2	Loam sableux	59
4.3.3	Discussion sur les C.A.U.	61
4.4	<i>Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.)</i>	62
4.4.1	Loam argileux	63
4.4.2	Loam sableux	64
4.4.3	Discussion sur les C.E.R.L.	66
4.5	<i>Coefficient d'arrière-effet de l'azote</i>	67
4.5.1	Loam argileux	67
4.5.2	Loam sableux	69
4.5.3	Discussion sur l'arrière-effet des produits	71
4.6	<i>Bilan azoté</i>	72
4.6.1	Loam argileux	73
4.6.2	Loam sableux	76
4.6.3	Discussion sur les bilans azotés	78
4.7	<i>Suivi de l'azote minéral du sol</i>	79
4.7.1	Loam argileux	79
4.7.2	Loam sableux	82
4.7.3	Discussion sur le suivi de l'azote minéral du sol	85
CHAPITRE V		89
5	DISCUSSION GÉNÉRALE	89
5.1	<i>Hypothèses agronomiques</i>	89

5.1.1	Influence du rapport C/N des co-produits solides.....	89
5.1.2	Influence de la finesse de mouture du substrat carboné	90
5.1.3	Prélèvement en azote comme critère de performance agronomique	90
5.1.4	Influence de la teneur en matière sèche des produits sur la performance agronomique	91
5.1.5	Utilisation des co-produits liquides et développement durable	91
5.1.6	Suivi de l'arrière-effet des co-produits de lisier	93
5.2	<i>Hypothèses environnementales</i>	93
5.2.1	Influence des apports et des prélèvements en azote sur le bilan azoté du sol	93
5.2.2	Suivi spatio-temporel de l'azote minéral du sol	94
CHAPITRE VI		97
6	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	97
BIBLIOGRAPHIE		101
ANNEXE 1		111
ANNEXE 2		115
ANNEXE 3		121
ANNEXE 4		131
ANNEXE 5		139
ANNEXE 6		163
ANNEXE 7		167

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	<i>Facteurs influençant les processus de pertes d'éléments nutritifs.....</i>	15
Tableau 2	<i>Caractéristiques chimiques initiales des sols.....</i>	30
Tableau 3	<i>Composition chimique des fertilisants organiques et des substrats carbonés servant de base au calcul des dosages.....</i>	33
Tableau 4	<i>Quantité de fumure organique apportée au sol (kg/m²) sur base humide.....</i>	35
Tableau 5	<i>Apports réels d'éléments fertilisants provenant des fumures minérales et organiques pour chaque dose projetée d'azote disponible (kg/ha).....</i>	36
Tableau 6	<i>Distribution des poids pour les contrastes a priori.....</i>	40
Tableau 7	<i>Quantités de phosphore et de potassium réellement apportées par les divers traitements pour une fertilisation azotée de 80 kg N/ha en 2001 ...</i>	42
Tableau 8	<i>Rendements en grains et en paille (matière sèche) de l'orge pour le loam argileux en 2001.....</i>	46
Tableau 9	<i>Rendements en grains et en paille (matière sèche) de l'orge pour le loam sableux en 2001.....</i>	48
Tableau 10	<i>Teneurs moyennes en azote total (% N total) des grains et de la paille de l'orge pour le loam argileux en 2001.....</i>	52
Tableau 11	<i>Teneurs moyennes en azote total (% N total) des grains et de la paille de l'orge pour le loam sableux en 2001.....</i>	54
Tableau 12	<i>Prélèvements totaux (grains et paille) en azote et Coefficient Apparent d'Utilisation (C.A.U) de l'azote pour le loam argileux en 2001.....</i>	58
Tableau 13	<i>Prélèvements totaux (grains et paille) en azote et Coefficient Apparent d'Utilisation (C.A.U) de l'azote pour le loam sableux en 2001.....</i>	60
Tableau 14	<i>Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) pour le loam argileux en 2001.....</i>	64
Tableau 15	<i>Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) pour le loam sableux en 2001.....</i>	65

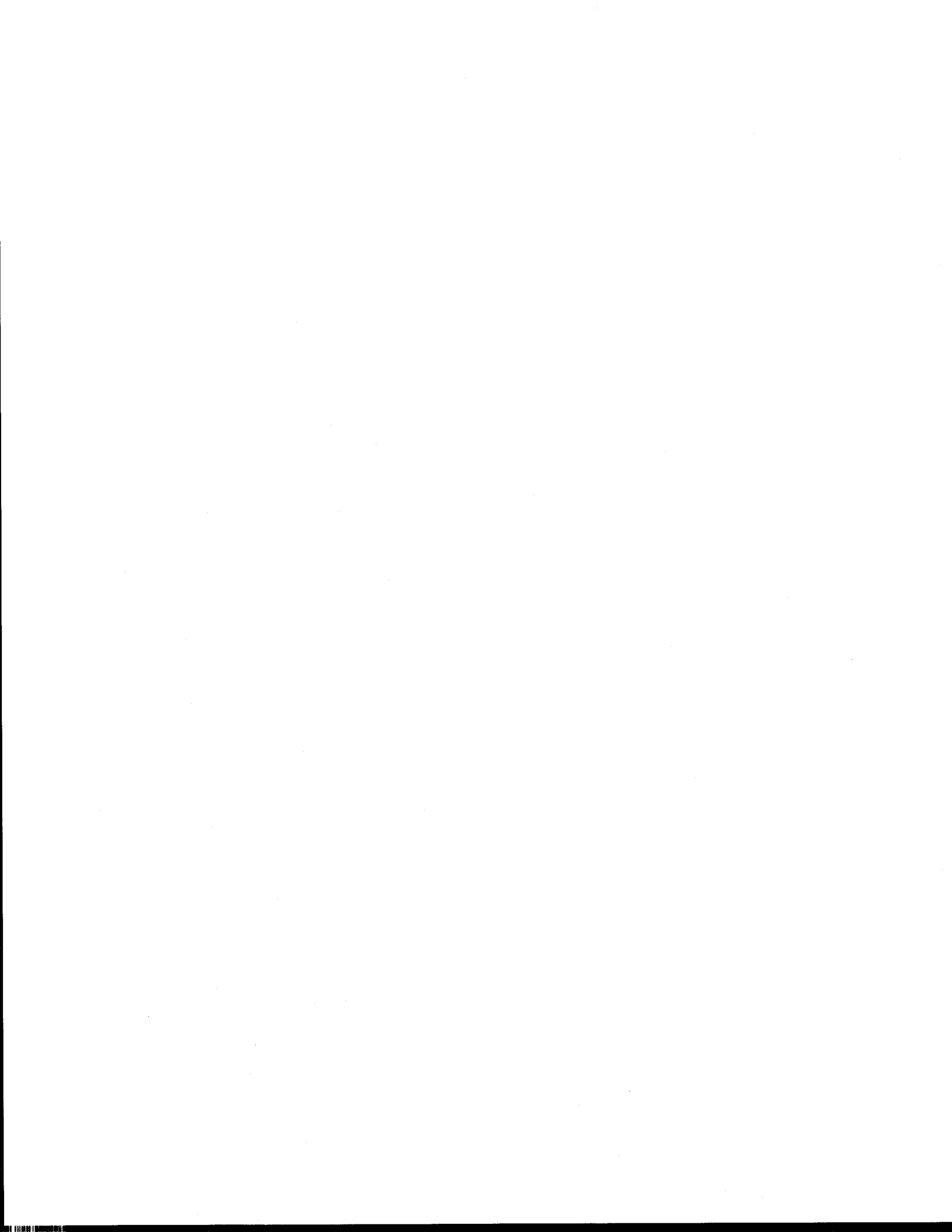
Tableau 16	Coefficient d'arrière-effet azoté des fumures organiques pour le loam argileux.....	69
Tableau 17	Coefficient d'arrière-effet azoté des fumures organiques pour le loam sableux.....	70
Tableau 18	Intrants et extrants azotés du système cultural pour les différents traitements au moment de la récolte de l'orge en 2001 dans le loam argileux.....	75
Tableau 19	Intrants et extrants azotés du système cultural pour les différents traitements au moment de la récolte de l'orge en 2001 dans le loam sableux.....	77
Tableau 20	Azote résiduel ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) retrouvé dans le sol en 2001 et quantité réellement lessivée à l'automne 2001 et au printemps 2002.....	87
Tableau 21	Apports réels en phosphore des fractions claires de lisier traité selon les doses d'azote apportées et besoins culturaux selon la richesse des sols.....	92
Tableau A1	Composition chimique des fertilisants organiques.....	113
Tableau A2	Rendements en grains et paille de l'orge pour le loam argileux et le loam sableux en 2001 et 2002.....	117
Tableau A3a	Composition chimique des grains de l'orge récoltés dans le loam argileux en 2001.....	123
Tableau A3b	Composition chimique de la paille de l'orge récoltée dans le loam argileux en 2001.....	125
Tableau A3c	Composition chimique des grains de l'orge récoltés dans le loam sableux en 2001.....	127
Tableau A3d	Composition chimique de la paille de l'orge récoltée dans le loam sableux en 2001.....	129
Tableau A4a	Résultats des analyses de sol pour le loam argileux à l'automne 2002 ..	133
Tableau A4b	Résultats des analyses de sol pour le loam sableux à l'automne 2002 ...	136
Tableau A5a	Teneurs en azote minéral ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) du loam argileux et du loam sableux pour une fertilisation de 0 kg N/ha en 2001.....	141

Tableau A5b	Teneurs en azote minéral ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) du loam argileux et du loam sableux pour une fertilisation de 20 kg N/ha en 2001	142
Tableau A5c	Teneurs en azote minéral ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) du loam argileux et du loam sableux pour une fertilisation de 40 kg N/ha en 2001	143
Tableau A5d	Teneurs en azote minéral ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) du loam argileux et du loam sableux pour une fertilisation de 80 kg N/ha en 2001	149
Tableau A5e	Teneurs en azote minéral ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) du loam argileux et du loam sableux pour une fertilisation de 120 kg N/ha en 2001	156
Tableau A7a	Résultats statistiques du test de différence de rendement en grains de l'orge suite à un ajout de phosphore au sol dans les parcelles témoins du loam argileux.	169
Tableau A7b	Résultats statistiques du test de différence de rendement en grains de l'orge suite à un ajout de phosphore au sol dans les parcelles témoins du loam sableux.	169
Tableau A7c	Résultats statistiques du test de différence de rendement en grains et en paille de l'orge pour le loam argileux (2001).....	170
Tableau A7d	Résultats statistiques du test de différence de rendement en grains et en paille de l'orge pour le loam sableux (2001).....	170
Tableau A7e	Résultats statistiques du test de différence de teneur en azote des grains et de la paille de l'orge pour le loam argileux (2001)	171
Tableau A7f	Résultats statistiques du test de différence de teneur en azote des grains et de la paille de l'orge pour le loam sableux (2001).....	171
Tableau A7g	Résultats statistiques du test de différence de teneur du sol en nitrates ($N-NO_3^-$) dans le loam argileux (2001)	172
Tableau A7h	Résultats statistiques du test de différence de teneur du sol en ammonium ($N-NH_4^+$) dans le loam argileux (2001).....	172
Tableau A7i	Résultats statistiques du test de différence de teneur du sol en nitrates ($N-NO_3^-$) dans le loam sableux (2001).....	173
Tableau A7j	Résultats statistiques du test de différence de teneur du sol en ammonium ($N-NH_4^+$) dans le loam sableux (2001).....	173

*Tableau A7k Résultats statistiques du test de différence de teneur en phosphore du
sol dans le loam argileux et le loam sableux (2002)174*

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Répartition moyenne des différentes formes d'azote entre les phases liquide et solide d'un lisier de porc	6
Figure 2	Répartition moyenne des différentes formes de phosphore entre les phases liquide et solide d'un lisier de porc	7
Figure 3	Schéma simplifié de la chaîne de traitement à l'origine des fractions solides et liquides à l'étude.....	22
Figure 4	Schéma des parcelles expérimentales.....	37
Figure 5	Rendement en grains (matière sèche) pour le loam argileux en 2002 avec (EMP) ou sans (EM) fertilisation phosphorée	43
Figure 6	Rendement en grains (matière sèche) pour le loam sableux en 2002 avec (EMP) ou sans (EM) fertilisation phosphorée.....	44
Figure 7	Distribution des nitrates ($N-NO_3^-$) dans le loam argileux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance	81
Figure 8	Distribution de l'ammonium ($N-NH_4^+$) dans le loam argileux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance	82
Figure 9	Distribution des nitrates ($N-NO_3^-$) dans le loam sableux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance	84
Figure 10	Distribution de l'ammonium ($N-NH_4^+$) dans le loam sableux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance	84



CHAPITRE I

1 INTRODUCTION

Dans le contexte actuel de développement et d'industrialisation de l'agriculture, la pollution d'origine agricole n'est plus une hypothèse mais une réalité. Au Québec, la production porcine suscite de nombreuses préoccupations qui ont été mises en évidence par le ministère de l'Environnement dans le cadre du nouveau *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA) adopté le 15 juin 2002. En effet, qui aurait cru à un moratoire provincial sur l'expansion et le développement de la deuxième production en importance au Québec?

Le recensement agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec effectué en 1998 a fourni de nombreuses informations relatives à la problématique agroenvironnementale de la gestion des lisiers au Québec. La problématique des surplus de lisier de porc à la ferme est maintenant bien réelle et dans certaines régions où la production est concentrée, cette problématique est d'ordre régional. Sur une base azote et sans tenir compte des volumes gérés sous ententes d'épandage, 51 % des entreprises porcines étaient en situation de surplus en 1998 et ce pourcentage s'élève à 82 % sur une base phosphore (Gilbert *et al.*, 1998).

Avec près de 7,4 millions de porcs produits en 2002, la production porcine génère environ 21 % des recettes totales de la production agricole du Québec (FPPQ, 2003). Depuis 10 ans, cette production a augmenté en moyenne de 4 % à 5 % par année et près de 50 % des porcs produits au Québec sont exportés partout à travers le monde (FPPQ, 2003). Avec des recettes économiques de cet ordre, jumelées à l'importance des exportations mondiales, il n'est pas surprenant de vouloir concilier les impératifs environnementaux, économiques et sociaux liés au développement de la production. Mais quelles solutions s'offrent à nous ?

Les trois axes d'intervention possibles pour gérer un surplus de lisier à la ferme, en ordre de priorité, seraient (FPPQ, 2002) :

- Réduction des rejets à la source de la charge fertilisante et du volume de lisier (utilisation de phytases, de trémies-abreuvoirs, etc.) ;
- Augmentation des superficies d'épandage (achat de terres, ententes d'épandage, etc.) ;
- Traitement du lisier.

Toutefois, l'une ou l'autre des deux premières alternatives n'est pas toujours suffisante ou possible pour régler totalement le problème. Dans ce cas, l'utilisation de technologies de traitement du lisier de porc s'avère une voie envisageable. Cependant, tout traitement génère des sous-produits (liquides et/ou solides) dont on doit assurer la disposition ou encore mieux une valorisation adéquate. Cette dernière alternative nécessite une compréhension des comportements agronomiques et environnementaux des sous-produits lors de leur valorisation sur des terres agricoles. Malheureusement, très peu d'études pertinentes ont été réalisées à ce jour sur cet aspect et nos connaissances demeurent limitées. Nous pouvons donc nous questionner avec raison sur les impacts agronomiques et environnementaux de la valorisation agricole de co-produits issus d'un traitement de lisier de porc.

1.1 Objectif et hypothèses de recherche

Le comportement agronomique et environnemental du lisier de porc appliqué au sol est largement documenté dans la littérature internationale. Cependant, comme les sous-produits du lisier de porc issus d'un traitement n'ont encore reçu que très peu d'attention, l'originalité de la présente recherche se justifie par le peu d'informations pertinentes disponibles sur la valeur fertilisante des sous-produits du lisier traité.

L'objectif de cette étude est d'effectuer le suivi agronomique et un suivi environnemental sommaire des co-produits fertilisants issus d'un nouveau procédé de traitement du lisier de porc. Dans un premier temps, les propriétés fertilisantes des sous-produits issus de la chaîne de traitement du lisier de porc ont été évaluées sur une culture d'orge. Par la suite,

les risques de pertes d'azote par lessivage ont été sommairement évalués par un bilan azoté et un suivi spatio-temporel des formes minérales d'azote dans le sol.

Le potentiel de la technologie développée par l'équipe de recherche a été démontré par les travaux de Geneviève Bélanger, étudiante à la maîtrise (Bélanger, 2002). L'objectif du traitement de lisier développé consiste, d'une part, à diminuer la concentration du phosphore dans la phase liquide, laquelle sera valorisée sur la ferme en surplus. D'autre part, la concentration du phosphore et des autres éléments fertilisants (N, K) dans une phase solide permettra un transport à peu de frais hors de la ferme vers des acquéreurs potentiels (ferme réceptrice, centre de traitement, etc.). Le traitement à l'étude permet de générer une fraction liquide brute, qui est ensuite filtrée, et une fraction solide brute à laquelle deux ajouts de substrats carbonés (poussière de sablage et sciures de bois) ont été effectués. Les épandages des divers produits ont été réalisés sur deux textures de sol différentes, soit un loam sableux et un loam argileux.

Une connaissance de la valeur fertilisante et du comportement agronomique des sous-produits issus de notre traitement du lisier de porc permettra l'élaboration précise d'une fertilisation raisonnée et de recommandations justifiées lors de la valorisation agricole. Les hypothèses agronomiques à vérifier sont :

- Le rapport carbone:azote (C/N) des produits solides influence la disponibilité de l'azote pour la culture lors de la première année d'application ;
- La finesse de mouture du substrat carboné influence la disponibilité de l'azote pour la culture lors de la première année d'application ;
- Le prélèvement en azote de la récolte d'orge permet d'évaluer l'efficacité fertilisante des engrais de ferme et des engrais minéraux ;
- Les lisiers de faible teneur en matière sèche (fractions liquides du lisier traité) ont une efficacité fertilisante plus élevée que le lisier brut ;
- Les lisiers de faible teneur en matière sèche ont un rapport $N_{\text{disponible}}/P_{\text{disponible}}$ qui permet leur utilisation comme seul fertilisant azoté, sans accumulation de P dans le sol ;

- L'arrière-effet des co-produits de lisier est influencé par leur rapport carbone:azote (C/N) et la texture du sol.

Le comportement environnemental des sous-produits valorisés nécessite une attention particulière dans un contexte d'agriculture durable. En effet, si la valorisation agricole des sous-produits est une avenue intéressante au sens agronomique, elle doit se faire dans le respect de l'environnement. Une connaissance du bilan azoté et de la distribution de l'azote dans le sol suite à la valorisation permettra d'évaluer sommairement les risques de perte de cet élément nutritif dans le système sol-plante.

Les hypothèses environnementales à vérifier dans le cadre de cette recherche sont :

- Le bilan de l'azote minéral dans le sol est influencé par les apports et les prélèvements du sol et de la culture;
- La distribution spatio-temporelle de l'azote minéral dans le sol est influencée par le produit utilisé et la texture du sol.

Le Chapitre 2 de ce mémoire présente une synthèse de la littérature scientifique et technique traitant principalement de la problématique de la gestion du lisier de porc, des technologies de traitement du lisier de porc ainsi que des indices d'efficacité agronomique et environnementale utilisés pour étudier le comportement des sous-produits valorisés. Par la suite, la démarche méthodologique utilisée pour répondre à l'objectif général de la recherche est présentée au Chapitre 3. Les résultats obtenus sont ensuite présentés et discutés au Chapitre 4, alors que les Chapitres 5 et 6 du présent mémoire sont constitués respectivement de la discussion générale et des conclusions et recommandations.

CHAPITRE II

2 REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de littérature s'articulera d'abord autour de quelques caractéristiques du lisier de porc et de la problématique de gestion des effluents d'élevage porcins. Par la suite, les solutions technologiques de traitement existantes ont été survolées, ainsi que la technologie présentement à l'étude. Finalement, les indices d'efficacité agronomique et environnementale qui permettent de répondre aux hypothèses de recherche ont été décrits.

2.1 Caractéristiques du lisier de porc

Les déjections de porcs sont constituées de fèces et d'urine dans des proportions respectives d'azote organique pouvant varier entre 55 et 45 % et 60 et 40 % (Sasseville et Nolet, 1994b). À cela, s'ajoutent les eaux de lavage et les pertes d'abreuvoir, les précipitations, les résidus de nourriture, les poils, etc. Il s'agit d'un rejet hétérogène dont les caractéristiques physico-chimiques varient d'une entreprise agricole à l'autre. Cette variation dépend de l'espèce et du type d'élevage, du type d'alimentation, de la quantité d'eau utilisée, des modes de manutention et d'entreposage ainsi que de la période de l'année (Maclean *et al.*, 1983).

Parmi les composantes du lisier de porc, ce sont principalement les éléments nutritifs qui sont d'intérêt en agriculture. En effet, l'azote, le phosphore, le potassium et les oligo-éléments vont fournir les nutriments nécessaires à la croissance optimale des cultures.

2.1.1 Azote

Selon Coillard (1999), l'azote du lisier de porc a deux origines lors de l'excrétion par l'animal soit, les urines et les fèces. Les urines contiennent de l'azote organique sous forme dissoute (urée, acide urique) qui sont le résultat des réactions métaboliques. Les fèces renferment de l'azote organique contenu initialement dans les aliments (protéines,

acides aminés) qui n'a pas été absorbé lors de la digestion et de l'azote organique provenant des sécrétions endogènes de l'intestin incluant de l'azote microbien, des cellules intestinales mortes et du mucus intestinal. Sous l'action d'uréases contenues dans les fèces, l'azote uréique des urines est rapidement transformé en azote ammoniacal. Ainsi, les proportions respectives d'azote organique et d'azote ammoniacal du lisier passent de 50 % et 50 % (rejet sous la queue) à 20-25 % et 75-80 % (fosse). La Figure 1, tirée de Coillard (1999), illustre bien la répartition des différentes formes d'azote du lisier entre la phase liquide (85 % de l'azote total) et la phase solide (15 % de l'azote total).

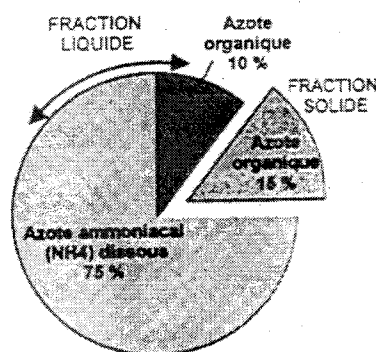


Figure 1 Répartition moyenne des différentes formes d'azote entre les phases liquide et solide d'un lisier de porc

Selon Ziegler et Heduit (1991), lors de l'épandage, le devenir de l'azote du lisier de porc se répartit comme suit :

- Une partie sera libérée rapidement, dans l'année de l'apport (ou l'année suivante si l'épandage s'effectue à l'automne), et correspond à la fourniture par effet direct. Il s'agit de l'azote ammoniacal et de l'azote organique facilement décomposable ;
- Une autre partie ne sera pas libérée la première année mais stockée dans le sol sous forme de résidus de culture, de corps microbien et d'humus. Ce dernier se minéralisera les années suivantes et libérera l'azote qu'il contient

correspondant à la fourniture par arrière-effet. Il s'agit de l'azote organique difficilement décomposable ;

- Le reste représente les pertes (volatilisation, lessivage, etc.) qui, selon les conditions, peuvent être à risque pour l'environnement.

2.1.2 Phosphore et potassium

Le phosphore est surtout contenu dans les parties solides des déjections animales et sa distribution varie selon les espèces (Ziegler et Hédut, 1991). Il est cependant principalement sous forme particulaire fine et minérale (Coillard, 1999 ; Ziegler et Hédut, 1991).

La Figure 2, tirée de Coillard (1999), illustre la répartition du phosphore dans le lisier de porc entre la phase liquide (13 % de l'azote total) et solide (87 % de l'azote total).

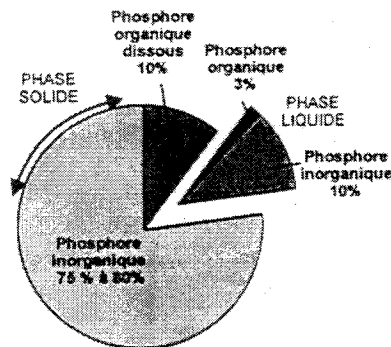


Figure 2 Répartition moyenne des différentes formes de phosphore entre les phases liquide et solide d'un lisier de porc

Lors de l'épandage au sol, le phosphore peut (Sasseville et Nolet, 1994a ; Beauchemin *et al.*, 1998) :

- Être absorbé par les plantes ;
- Se fixer rapidement aux particules du sol et s'accumuler dans la couche de surface ;

- Être perdu vers les eaux de surface principalement par ruissellement de surface, érosion hydrique et par les drains agricoles.

Quant au potassium, il est contenu presque exclusivement dans les urines et, quelle que soit l'espèce, il est essentiellement sous forme de sels minéraux solubles à plus de 80 % dans l'eau (Ziegler et Heduit, 1991).

Bien que les éléments nutritifs, principalement l'azote, soient les paramètres d'intérêt dans le cadre de cette recherche, mentionnons également la présence de matières organiques, de microorganismes et de métaux lourds dans le lisier de porc. Ces deux derniers constituants ainsi que l'azote et le phosphore ont fait l'objet d'un suivi environnemental de l'eau du sol, suite à l'application au champ des sous-produits issus de la chaîne de traitement par Alicia Moreno, étudiante à la maîtrise (Moreno, 2003). À noter que cette recherche a été effectuée sur le même site d'étude, le même dispositif expérimental au champ et la même période d'étude que ceux considérés dans le présent mémoire.

2.2 Problématique de la gestion des effluents d'élevage porcins

La valorisation des engrais de ferme sur les terres agricoles comme source d'éléments nutritifs pour les cultures est une pratique courante. Comme mentionné en introduction, la problématique qui ressort davantage au niveau de la gestion des lisiers de ferme est le surplus. Ce dernier, engendré par la spécialisation et l'intensification des élevages, apparaît lorsque les superficies en culture disponibles pour l'épandage ne sont plus suffisantes. Il en résulte un déséquilibre du bilan minéral qui peut se traduire par une surfertilisation des sols, augmentant ainsi les risques environnementaux à l'égard des ressources sol et eau (Groupe de travail « Transfert technologique », 1998). En plus de cette problématique de surplus, l'épandage lui-même et le milieu récepteur peuvent constituer des risques importants pour la contamination des nappes d'eau souterraine, eaux de surface et du sol. En effet, un mauvais choix de méthodes et de périodes d'application du lisier et l'épandage sur des sols de faible capacité de rétention (sols sableux, sols mal drainés à forte pente, etc.) augmentent les risques de ruissellement,

lessivage et volatilisation des constituants du lisier de porc (Groupe de travail « Transfert technologique », 1998).

2.2.1 Contamination des eaux

Quelle soit ponctuelle ou diffuse, la pollution d'origine agricole des eaux de surface et souterraine est bien documentée. À ce sujet, Gangbazo et Babin (2000) ont démontré que les apports de sources diffuses agricoles représentent une forte proportion des flux annuels d'azote total (70 à 90 %) et de phosphore total (60 à 85 %) retrouvés dans les bassins versants du Québec. De plus, les apports diffus de contaminants vers les eaux sont essentiellement un problème de nature hydrologique (Novotny et Chester, 1981 *cité par* Gangbazo, 1991). Ainsi, le ruissellement de l'eau et l'érosion des sols sont les principales causes de transport de matières polluantes vers les eaux de surface alors que pour les eaux souterraines, ce sont la percolation des substances épandues et le lessivage des éléments dissous vers les horizons du sol inférieurs (Lavoie *et al.*, 1995).

Malgré la diversité de contaminants provenant des engrais de ferme (matières en suspension, micro-organismes, azote, phosphore, etc.) et pouvant atteindre les eaux, les formes minérales d'azote seront principalement documentées dans la présente section puisqu'elles constituent les paramètres d'intérêt de cette étude. Selon Ziegler (1987), dans une situation de fumure excédentaire à base d'engrais de ferme, l'azote est l'élément qui représente le plus de risques pour l'environnement.

2.2.1.1 Nitrates

La principale forme d'azote assimilable par la majorité des plantes agricoles est le nitrate ou encore l'ion nitrique (NO_3^-). Suite à un épandage, la transformation dans le sol de l'azote ammoniacal et organique du lisier libèrera des ions nitrates. Cette forme d'azote est soluble dans l'eau et, par conséquent, susceptible d'être entraînée vers les nappes lors d'évènements hydrologiques (Ziegler et Heduit, 1991). De plus, son caractère anionique fait qu'il est peu retenu par le complexe argilo-humique du sol (Soltner, 1988).

Les travaux de Pinchaud (1997), effectués de 1979 à 1994, rapportent une hausse de la teneur en nitrates des cours d'eau, localisée principalement dans les régions agricoles du sud-ouest du Québec. Une étude de Gangbazo *et al.* (1998) portant sur les effets des

périodes d'épandage de lisier de porc sur la qualité de l'eau et du sol démontre que 95 % des pertes annuelles en nitrate le sont par drainage et 5 % par ruissellement. Le lessivage des nitrates étant le principal risque de pollution des eaux souterraines, cette contamination peut être problématique dans les régions rurales où les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement¹ (Sasseville et Nolet, 1994a).

Au Québec, la norme concernant la concentration de nitrates dans les eaux de consommation est fixée à 10 mg N-NO₃⁻/litre (MENV, 2003).

2.2.1.2 Ammonium

Bien que les plantes agricoles puissent absorber un peu les ions NH₄⁺, ce sont les ions nitriques qu'elles utilisent surtout comme mentionné auparavant. L'azote ammoniacal est surtout une forme transitoire de l'azote et est rapidement transformé en nitrates par les bactéries nitrifiantes (Soltner, 1988). Facilement échangeable, ce cation tend à s'adsorber et à se fixer aux colloïdes du sol. Sa solubilité et sa mobilité vont donc dépendre de la capacité d'échange cationique (CEC) du sol (Sasseville et Nolet, 1994a). Par exemple, les sols organiques mal drainés retiennent peu les cations en raison de leur acidité et de la saturation en eau alors que les sols riches en argiles et en matière organique retiendront bien ces cations (Sasseville et Nolet, 1994a).

Gangbazo *et al.* (1998) ont démontré que 13 % des pertes annuelles en azote ammoniacal provenant de l'épandage de lisier de porc le sont par drainage et 87 % le sont par ruissellement. Ces pertes ont principalement lieu lors des événements de fonte de neige, en hiver et tôt au printemps. Cependant, différents facteurs tels que le mode d'épandage, la température du sol, la texture du sol, etc., ne rendent pas impossible l'infiltration de l'ammonium dans le sol et son transport en profondeur (Côté, 1994 ; Gangbazo, 1991 ; Thompson *et al.*, 1987).

¹ La réduction des nitrates par la flore intestinale des nouveau-nés dont le pH est plus élevé que celui des adultes et de certains animaux engendre une absorption rapide des nitrites dans le sang. Agissant comme oxydant, ils transforment le fer ferreux de l'hémoglobine du sang en fer ferrique et il y a perte du pouvoir de fixation de l'oxygène (méthémoglobine).

Il n'existe pas de norme québécoise concernant la concentration maximale d'ammonium dans les eaux de consommation. Cependant, des critères de toxicité aiguë et chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce, en fonction de la température et du pH de l'eau, sont établis par le ministère de l'Environnement du Québec (MENV, 2003).

2.2.2 Contamination des sols

L'épandage des engrais de ferme au sol apporte des quantités importantes d'éléments nutritifs majeurs et mineurs aux plantes. Dès que les apports en fertilisants dépassent le prélèvement de la culture (son besoin), une accumulation dans le sol peut être observée. La pollution des sols survient lorsque cette accumulation dépasse la capacité d'adsorption du sol pouvant entraîner une augmentation des éléments solubles dans les sols, un déséquilibre nutritif pour les plantes ou un risque de phytotoxicité dans le cas des métaux lourds (Sasseville et Nolet, 1994a).

Des apports répétés à des doses excessives de lisier de porc augmentent les teneurs du sol en azote résiduel, en phosphore soluble à l'eau et le degré de saturation des sites de fixation du phosphore à des niveaux élevés qui peuvent représenter des risques pour l'environnement (Tran *et al.*, 1996). Ces mêmes auteurs ont aussi observé une accumulation de cuivre, zinc et manganèse dans la couche de surface du sol après 16 ans d'application annuelle de lisier de porc. Malgré qu'aucune phytotoxicité n'ait été observée dans cette étude, des concentrations en oligo-éléments dépassant les seuils limites peuvent augmenter les risques de pertes vers les cours d'eau et la détérioration de l'activité biologique du sol. De plus, Soltner (1988) souligne que les effets antagonistes que peuvent avoir certains éléments nutritifs les uns sur les autres lorsqu'il y a déséquilibre nutritif au niveau du sol peuvent affecter le rendement des cultures.

Comme la contamination des eaux est étroitement reliée à la contamination des sols, la dynamique de l'azote minéral dans le sol suite à l'épandage des diverses fractions s'avère d'un intérêt particulier dans le cadre de cette recherche.

2.2.2.1 Nitrates

Plusieurs études ont démontré l'accumulation de nitrates dans le sol suite à des épandages d'engrais. On observe généralement que l'augmentation significative des teneurs en N-

NO_3^- dans le sol se limite à la couche 0-40 cm du sol (Gangbazo *et al.*, 1998 ; Isfan *et al.*, 1994). Ces mêmes auteurs ont aussi démontré que la quantité de nitrates retrouvés dans le sol en fin de saison est proportionnelle à la dose d'engrais apportée. Une partie importante de l'azote nitrique présente dans le reliquat à l'automne est lessivée par l'eau de drainage (Tran, 1995, *cité par* Gangbazo *et al.*, 1998), représentant donc un risque de contamination des eaux souterraines.

2.2.2.2 Ammonium

Gangbazo *et al.* (1998) confirme qu'en général, dans les sols bien aérés et à des températures variant entre 10 °C et 30 °C, l'ammonium (N-NH_4^+) se nitrifie rapidement. Ainsi, on n'observe plus de reliquat d'ammonium quelques jours après l'épandage (Rochette *et al.*, 2000 ; Chantigny *et al.*, 2001). Par ailleurs, toujours selon cette étude, l'azote ammoniacal ne semble pas s'accumuler au cours des ans. Cette forme d'azote semble poser surtout un risque pour la contamination des eaux de surface dans l'année même d'application (ruissellement).

2.2.3 Période et mode d'épandage

Comme mentionné auparavant, la pollution diffuse d'origine agricole est essentiellement de nature hydrologique. De plus, pour l'azote, la volatilisation d'ammoniac représente un risque élevé de perte engendrant une pollution diffuse lors des épandages de lisier (Rochette *et al.*, 2000). Ainsi, le choix de la période d'épandage (printemps, été ou automne) et du mode d'épandage (équipement d'épandage et délai d'incorporation au sol) peuvent contribuer à diminuer les risques de transport de polluants vers les eaux.

Logiquement, l'épandage des engrais de ferme en saison de croissance de la culture devrait diminuer les risques de contamination des eaux puisqu'il y a d'une part le prélèvement en éléments nutritifs de la culture et d'autre part, moins d'événements hydrologiques favorisant les pertes (bilan hydrique positif). De plus, le sol étant généralement ressuyé, les risques de ruissellement et de compaction des sols sont diminués. On remarque que dans les bassins versants où l'élevage animal est concentré, l'épandage de grandes quantités de lisier de porc à l'automne semble être la cause

principale de la contamination des eaux par l'azote en hiver et au printemps (Gangbazo *et al.*, 1995).

Les effets de l'utilisation de divers équipements d'épandage sur les pertes d'éléments nutritifs et d'efficacité fertilisante des engrais de ferme sont largement documentés. Également, on sait que l'incorporation des engrais organiques a un effet direct sur l'efficacité fertilisante d'un produit et les risques environnementaux. Une étude de Gangbazo *et al.* (1996) portant sur les effets de l'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de ruissellement et de drainage a démontré que l'enfouissement rapide du lisier permet de contrôler à peu près totalement les pertes environnementales liées aux mouvements de surface des éléments nutritifs (azote et phosphore). En effet, le lisier laissé en surface augmente l'humidité du sol, ce qui augmente les risques de ruissellement (Gangbazo *et al.*, 1996).

2.2.4 Milieu récepteur (sol)

Le milieu récepteur, c'est-à-dire le sol, a lui-même une influence sur les risques de pollution des eaux de surface et des eaux souterraines par la capacité intrinsèque qu'il a à retenir les éléments nutritifs. Cette capacité varie en fonction de la quantité et de la nature des éléments épandus et des propriétés liées au sol comme le mouvement de l'eau dans le sol, les phases de dégradation, de volatilisation, d'adsorption, de précipitation et de fixation par les micro-organismes et les plantes (Sasseville et Nolet, 1994a). Bien sûr, l'importance de ces processus et leurs impacts varient en fonction de plusieurs facteurs d'ordre pédologique, agronomique, climatique et anthropique qui sont résumés au Tableau 1 (Sasseville et Nolet, 1994a).

La classe texturale du sol influence le mouvement des éléments nutritifs dans le sol et vers les nappes d'eau. En effet, une étude de Thompson *et al.* (1987) démontre que les charges d'éléments nutritifs varient en fonction de la répartition sable-limon-argile du sol. Ils ont conclu que l'épandage de lisier de porc sur des sols de type loameux (loam limoneux, loam, loam sableux et limon) présente des risques moins importants de contamination des eaux de percolation comparativement aux sols de type sableux et argileux. Par exemple, ils ont observé que la quantité de nitrites-nitrates retrouvée dans les eaux de percolation est directement proportionnelle à la quantité d'argile dans les types

de sols à l'étude. En effet, l'adsorption de l'azote ammoniacal du lisier porcin par les argiles favorise sa transformation en nitrites-nitrates, qui peuvent par la suite être lessivés. Paradoxalement, certains de ces types de sol à texture loameuse peuvent augmenter les risques de contamination par ruissellement liés à leurs propriétés physiques qui limitent l'infiltration de l'eau (Thompson *et al.*, 1987).

Enfin, comme démontré au Tableau 1, il est possible de classer a priori les terres agricoles en fonction de leurs aptitudes physiques à recevoir des engrais de ferme (Lavoie, 1994).

Tableau 1 Facteurs influençant les processus de pertes d'éléments nutritifs

Facteurs		Processus		
		Volatilisation	Ruissellement	Lessivage
Physiques des sols	Pente ↑		↑	↓
	% d'argile ↑	↑	↑	↓
	% matière organique ↑		↓	↓
	% sable ↑	↓	↓ sauf si très fin	↑
Régime hydrique des sols	Perméabilité ↑	↓	↓	↑
	Profondeur de la couche imperméable ↑	↑	↓	↑
	Saturation en eau du sol ↑	↑	↑	↑
(Anthropique)	Présence de drains souterrains ↑		↓	↑
Climatique	Précipitations ↑	↓	↑	↑
Anthropiques	Couvert végétal ↑	↓	↓	↓
	Dose épandue ↑	↑	↑	↑
	Travail du sol ↑	↓	↓	↑

Adapté de Lavoie (1994).

2.3 Traitement du lisier de porc

La précédente section a permis de mettre en évidence la problématique de gestion des effluents d'élevage porcins. Certaines entreprises agricoles en situation de surplus de lisier de porc (azote et/ou phosphore) peuvent optimiser davantage la chaîne de gestion conventionnelle pour palier le problème (diminution du volume et des charges d'éléments nutritifs). Cependant, comme indiqué en introduction, ces actions ne sont pas toujours suffisantes pour gérer l'excédent de lisier et de nouvelles terres d'épandage ne sont pas nécessairement disponibles. Comme l'exportation de lisier brut hors de la ferme est très onéreuse (le lisier est liquide et peu concentré), dès lors, le producteur agricole peut penser à utiliser des technologies de traitement du lisier porcin qui vont répondre à ses besoins. Si la problématique de surplus touche plusieurs entreprises d'un même territoire, on peut penser à un traitement centralisé (semi-collectif ou collectif).

Au Québec, il existe présentement un programme de financement pour les producteurs agricoles désirant se prévaloir d'une technologie de traitement de leur lisier de porc. Ce programme du MAPAQ peut rembourser jusqu'à 70 % des coûts d'investissement, pour un maximum de 60 000\$ par exploitation agricole (Sanfaçon, 2002). Entre 1997 et 2002, dix-sept exploitations agricoles québécoises ont reçu de l'aide financière du gouvernement pour le traitement du lisier porcin à la ferme et quatre-vingt-neuf autres entreprises ont été financées pour deux traitements collectifs. Ces dépenses ont représenté 2,1 millions de dollars (Sanfaçon, 2002).

Les traitements visent à modifier les caractéristiques chimiques et/ou physiques du lisier brut par différents procédés. Selon le mode d'action visé, le traitement peut permettre (Coillard, 1999) :

- De modifier la composition chimique du substrat traité en **éliminant** certains de ces éléments (par exemple, l'azote ammoniacal) ;
- De modifier la consistance physique du substrat en **concentrant** les éléments nutritifs (N, P, K) dans une ou plusieurs phases.

Peu importe le procédé utilisé, le traitement ne peut éliminer totalement le volume et la charge fertilisante du lisier. Cependant, il permet de recourir à de nouveaux modes de gestion plus respectueux de l'environnement.

Les systèmes de traitement du lisier de porc développés ces dernières années utilisent les mêmes technologies que ceux connues dans les domaines de l'agroalimentaire, ainsi que du traitement des eaux usées et des boues municipales ou industrielles (Groupe de travail « Transfert technologique », 1998). En général, peu importe le procédé, des fractions liquides et solides seront générées lors du traitement.

2.3.1 Technologies de traitement existantes

La majorité des traitements recourent à des procédés que l'on regroupe en cinq types : mécanique, biologique, chimique, thermique et physico-chimique. Certains traitements font appel à plusieurs procédés simultanément et seront plus ou moins complexes. Ainsi, selon les procédés utilisés, le traitement pourra être « complet » si la fraction liquide générée lors du traitement est suffisamment épurée pour être rejetée au cours d'eau et que les fractions solides sont utilisables comme fertilisants, amendements ou autres. Autrement, si la fraction liquide ne peut être rejetée au cours d'eau et/ou si les fractions solides ne sont pas stabilisées, le traitement sera « partiel » (Groupe de travail « Transfert technologique », 1998).

Au Québec, malgré que plusieurs traitements soient connus et développés, encore peu sont commercialisables. En effet, nombreux sont les traitements qui n'ont pas atteint le stade pilote à grande échelle afin d'effectuer des bilans permettant de répondre à des critères environnementaux, sociaux, agronomiques, techniques et économiques recherchés par les évaluateurs. Néanmoins, quelques-uns d'entre eux se démarquent et sans entrer dans les détails, on peut consulter la liste dans le rapport du Groupe de travail « Transfert technologique » (2001).

Il serait fastidieux de mentionner toutes les technologies de traitement des lisiers existantes car elles sont nombreuses. Cependant, il est possible d'en décrire quelques-unes qui utilisent des procédés de : 1) séparation mécanique 2) traitement aérobie (avec ou sans nitrification et dénitrification) 3) traitement anaérobie 4) compostage 5) filtration,

osmose ou ultrafiltration 6) séchage et production d'engrais 7) traitements divers 8) utilisation de la flottation.

2.3.1.1 Séparateurs mécaniques

Il existe à ce niveau une technologie brevetée aux États-Unis qui utilise une presse à vis pour séparer les solides des lisiers après avoir ajouté des produits à base de cellulose (végétaux) (Grisé, 2000). Le liquide est par la suite traité sur des filtres biologiques. La centrifugation est une technologie utilisée par SLS Technologies (FPPQ, 2001). Un autre brevet américain décrit l'usage d'un séparateur mécanique à tamis suite à l'ajout de polyacrylamide (Miknevich et Hassick, 1998). Le procédé Solution Biofertile utilise un tamis et une presse à vis avant de procéder au traitement du liquide obtenu par la séparation mécanique (FPPQ, 2001).

2.3.1.2 Traitement aéré avec ou sans nitrification et dénitrification

Plusieurs projets de traitement ou de valorisation du lisier de porc ont été présentés par Berthiaume (1996). Le procédé français Agroclar est un traitement biologique aérobie avec séparation de phase, aération de la phase liquide et concentration des boues. Il faut noter que ce procédé est difficilement applicable pour la gestion des surplus de la ferme moyenne étant donné l'investissement nécessaire et la complexité du traitement. Un brevet américain récent décrit aussi une méthode de traitement aérobie avec nitrification/dénitrification suivi d'une séparation solide-liquide et séchage des solides sur lit de séchage (Kolber, 2001). Un autre brevet américain décrit des séquences de réactions en réacteurs anaérobies et aérobies (Hoffland et Austin, 2000). La technologie Solution Biofertile, de la compagnie Envirogain, sépare les solides du lisier par tamisage puis traite la fraction liquide par un procédé aérobie (FPPQ, 2001).

2.3.1.3 Procédé de traitement anaérobie

Les procédés de traitement anaérobie visent la dégradation de la matière organique en absence d'oxygène pour favoriser la formation de gaz (méthane) qui peut ainsi devenir une source d'énergie pour la ferme. La technologie Biorek, de la firme Bioscan, utilise ce principe de fonctionnement (FPPQ, 2001). La firme Schwarting Umwelt GmbH d'Allemagne offre ce genre de technologie en Europe (Schwarting, 2002). McElvaney

(2001) a obtenu un brevet américain pour le traitement anaérobie de divers effluents dont le lisier de porc.

2.3.1.4 Compostage

Ce procédé de fermentation en milieu solide implique la croissance de microorganismes à l'intérieur d'une matrice solide qui agit comme substrat ou comme support et ce, en l'absence d'écoulement d'eau. On s'efforce de maintenir des températures de 60-65°C pour obtenir une destruction des microorganismes pathogènes et des divers parasites, tout en permettant une dégradation rapide de la matière organique (Mustin, 1987). La réduction de volume lors du compostage facilite l'exportation et l'épandage du compost par rapport au lisier brut (Texier, 1996; Ménart, 1996). Des méthodes simples et efficaces sont commercialisées en France, soit la méthode Guernevez, la méthode Isater et la méthode Lisia-post (Texier, 1996). Un procédé de compost de l'UQAR a obtenu de bons résultats avec les sciures et écorces de l'érable, alors que les résidus des résineux n'ont pas donné de bons rendements (Maheux *et al.*, 1996). La technologie Compost Air de la compagnie Biomax Inc., la technologie Éco-compost de la compagnie Meunerie J.B. Dionne et Fils et la technologie Marvel-Total Management System de la compagnie Global Earth Products Inc. utilisent les principes de compostage (FPPQ, 2001).

2.3.1.5 Procédés de filtration, osmose et ultrafiltration

L'osmose inverse a été étudiée pour récupérer l'azote dans la phase liquide après une séparation solide-liquide poussée du lisier brut ou du lisier ayant subi une digestion anaérobie. L'osmose inverse récupère 95% de cet azote (Bilstad *et al.*, 1992). Le procédé Purin Pur utilise l'ultrafiltration puis deux phases d'osmose après avoir préalablement séparé mécaniquement les solides du lisier (FPPQ, 2001; Tétrault et Grandbois, 1999).

2.3.1.6 Séchage et production d'engrais

Grâce à des appareils d'Hydro-Québec et de BN Métal, le lisier adsorbé sur des granules de polymère récupérés des raffineries de pétrole est transformé en engrais et en humus (Cloutier, 1996). La Société en commandite Gaz Métropolitain veut traiter, par séchage en usine centralisée, une quantité importante du lisier produit annuellement (Legros,

1998). L'engrais produit, riche en nitrates et en phosphates, serait facile à transporter, à épandre et exempt d'odeurs.

2.3.1.7 Traitement divers

Plusieurs travaux de recherche en microbiologie ont été effectués dans le traitement partiel ou complet du lisier de porc. Parmi ces traitements du lisier, le lagunage couplé à la croissance d'algues (*Chlorella*) et de cyanobactéries (*Scenedesmus*) (de la Noüe *et al.*, 1994), les lits fixes aérobies couplés à la croissance de plantes aquatiques (*Salvinia molesta*) (Yang et Chen, 1994) et la stabilisation par forte aération suivie d'une croissance de cyanobactéries (*Spirulina maxima*) (Canizares et Domiguez, 1993) en sont quelques exemples.

2.3.1.8 Utilisation de la flottation

Tous les exemples de traitement par flottation qui ont été répertoriés sont des flottations assistées à l'aide de gaz (méthane, air ou gaz contenant de l'air). Le brevet canadien de Jackson (1980) mentionne qu'un gaz contenant de l'oxygène est injecté au fond du réacteur puis que le mélange est dépressurisé, ce qui force le gaz à fuir le liquide et fait flotter les solides par entraînement par la remontée des bulles de gaz. La demande de brevet de Chudacek *et al.* (1994) implique aussi l'injection d'air à l'aide de jet afin de favoriser la flottation des solides. Roshanravan (1995) a obtenu un brevet utilisant la flottation assistée. Le gaz provenant de la digestion anaérobie est comprimé dans un réservoir à hauteur libre. Le gaz mélangé à l'eau passe par la suite de ce réservoir à la cellule de flottation où ce gaz aide à la flottation.

2.3.2 Technologie de traitement à l'étude dans le présent mémoire

Parmi les procédés par flottation existants, il apparaît qu'aucun procédé utilise la flottation biologique passive (flottation qui n'utilise que le gaz produit biologiquement par les micro-organismes du lisier sans le concentrer ou le comprimer) pour faire la flottation des lisiers. Un traitement du lisier par décantation et flottation biologique représente certes l'une des options technologiques les plus économiques.

Ainsi, l'équipe de recherche a développé un procédé physico-chimique de séparation du lisier de porc avec polissage (optionnel) sur filtre à base de tourbe. Les installations sont

simples à opérer et l'entretien est minimal puisque la filière de traitement cible les petites et moyennes porcheries.

Le procédé développé est composé de trois principales étapes : 1) une première décantation rapide permettant de séparer les solides facilement décantables (poils, écorces de moulée usées, etc.), 2) une flottation biologique passive (sans aération) du lisier (accompagnée d'une décantation) auquel on aura au préalable ajouté une quantité définie de polymère organique (floculant), 3) une deuxième phase de flottation biologique (sans aération) accompagnée de décantation dans le même réservoir et également effectuée suite à l'addition d'une quantité adéquate de polymère organique (floculant). La fraction liquide obtenue va finalement être filtrée, au besoin, sur un filtre à base de tourbe. Les détails concernant ce procédé de traitement ont été présentés par Bélanger (2002). La Figure 3 permet de visualiser les diverses fractions obtenues lors du traitement et qui ont été étudiées dans le cadre des suivis agronomique et environnemental.

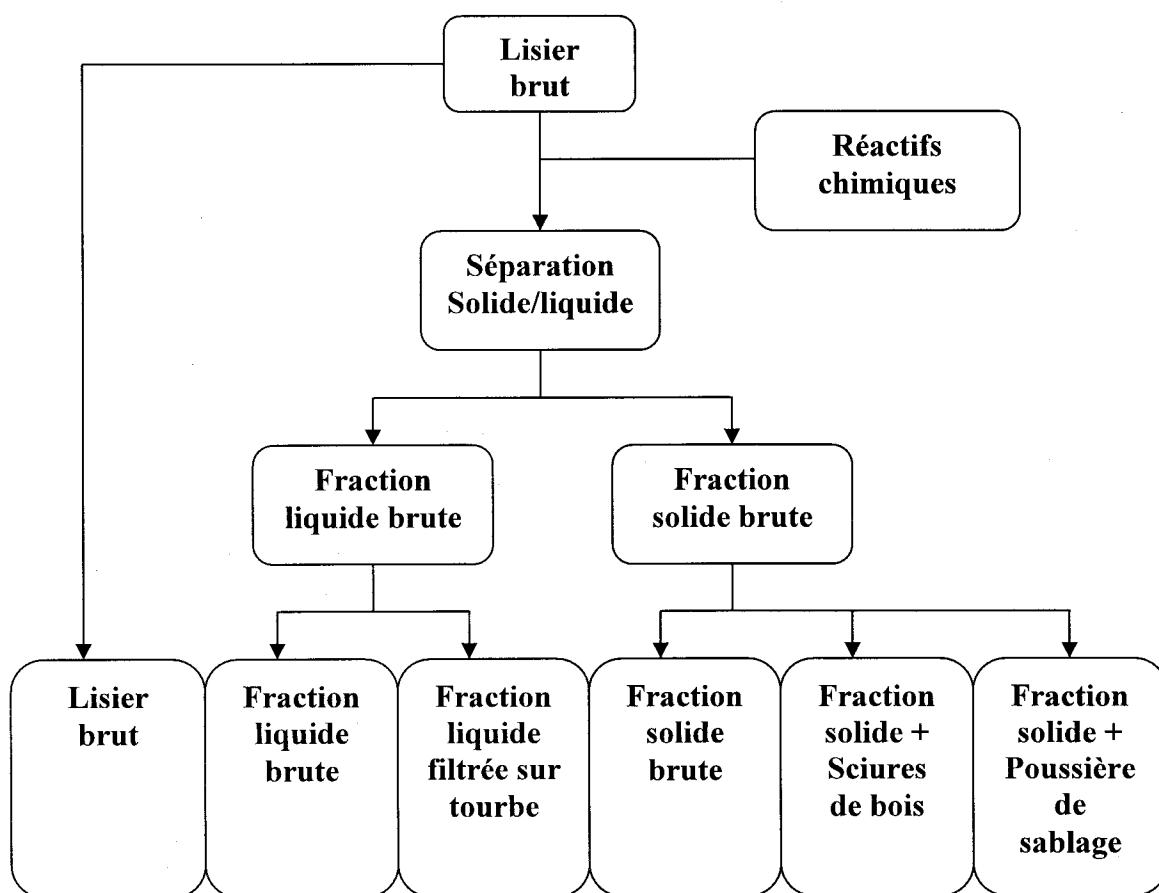


Figure 3 Schéma simplifié de la chaîne de traitement à l'origine des fractions solides et liquides à l'étude

La fraction solide brute a un aspect pâteux et est très nauséabonde. L'ajout de substrat carboné permet d'absorber l'eau, de donner un aspect de terreau au produit, de diminuer nettement l'émission d'odeur et de favoriser le processus de compostage. Par le fait même, les ajouts de substrats carbonés (sciures de bois et poussières de sablage) facilitent la manutention lors de l'épandage car la fraction solide brute serait difficile à épandre avec des épandeurs conventionnels. Cependant, l'augmentation du rapport carbone/azote (C/N) de la fraction solide par ces ajouts risque de provoquer une immobilisation de l'azote qui privera la culture. En effet, lorsqu'elles sont enfouies, les matières carbonées pauvres en azote ne peuvent être humifiées sans que les micro-organismes

« confisquent » momentanément une partie de l'azote du sol et de l'engrais (Robert, 1992 ; Soltner, 1988). À noter que les fractions solides n'ont pas été compostées.

La fraction liquide peut subir un polissage sur filtre à base de tourbe permettant de diminuer davantage son odeur et d'améliorer légèrement sa qualité (réduction des matières en suspension, solides totaux, phosphore total, azote total, etc.). Cependant, l'effluent brut est déjà fortement épuré et une filtration supplémentaire pour sa valorisation agricole ne semble pas nécessaire. Le rapport azote/phosphore ($N-NH_4^+/P_i$) relativement élevé de la fraction liquide non filtrée devrait permettre son utilisation comme fertilisant sans risque majeur d'enrichissement du sol en phosphore. En effet, cette problématique est fréquemment rencontrée dans plusieurs régions québécoises, notamment celles en surplus de lisier. Comme l'établissement des doses d'application se faisait en fonction de la teneur en azote des engrais de ferme, il en résultait souvent que les apports en phosphore dépassaient les besoins requis pour plusieurs cultures (Giroux *et al.*, 1996). Par exemple, les exportations annuelles en phosphore d'une culture de maïs-grain au Québec varient entre 40 et 70 kg P_2O_5 /ha alors que les pratiques de fertilisation avec le lisier de porc pouvaient en apporter de 100 à 225 kg P_2O_5 /ha (Giroux *et al.*, 1996). Notons toutefois que l'enrichissement en phosphore des sols est désormais contrôlé par le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA), à partir duquel les doses de lisier à appliquer doivent se faire en fonction de la teneur du lisier et le besoin des cultures en phosphore et non en azote.

Les diverses fractions issues de la chaîne de traitement seront testées et comparées avec le lisier brut et un engrais minéral.

2.4 Indices d'efficacité agronomique

L'objectif principal de cette étude consiste à évaluer les propriétés fertilisantes des divers sous-produits issus de la chaîne de traitement. Parce qu'elles sont largement utilisées dans la littérature et qu'elles donnent des informations pertinentes sur l'efficacité agronomique de fumures diverses, les méthodes d'évaluation suivantes ont été retenues: le rendement et le prélèvement en azote de la culture, le coefficient apparent d'utilisation

de l'azote, le coefficient d'efficacité rendement lisier ainsi que le coefficient d'arrière-effet. La valeur fertilisante d'un produit est généralement mesurée en terme d'effets (direct ou résiduel) de l'azote sur une culture puisque cet élément est le principal facteur de croissance et de rendement.

2.4.1 Rendements et prélèvements

Selon le CRAAQ (2003), le rendement correspond à la totalité de la biomasse aérienne exprimée sur une base de matière sèche. Le prélèvement, quant à lui, correspond à la quantité d'éléments puisée par la plante pour produire une quantité donnée de grains, de tiges, de feuilles, de racines ou de tubercules (CRAAQ, 2003). Selon Giroux *et al.* (1992), la plante constitue le meilleur intégrateur de la fertilité azotée des sols et c'est pourquoi les mesures de rendement sont souvent utilisées pour caractériser la fertilité du milieu. De même, la quantité d'azote prélevée par la plante peut donner des informations importantes sur les besoins de la plante et sur l'efficacité des doses d'azote appliquées (Isfan *et al.*, 1994). Malgré que le rendement et le prélèvement d'une culture soient influencés par de nombreux facteurs autres que la fertilisation (climat, sol, etc.), ces paramètres sont largement utilisés comme indice d'efficacité agronomique. Ils servent d'ailleurs de base au calcul de nombreux coefficients servant de critères d'évaluation de la valeur fertilisante d'un produit.

2.4.2 Coefficient apparent d'utilisation de l'azote (C.A.U.)

Le C.A.U. est une mesure d'efficacité fertilisante basée sur les prélèvements d'azote par la culture. Il s'agit d'un coefficient « *apparent* » d'utilisation de l'azote puisqu'on ne peut savoir quelle proportion de l'azote prélevé par la plante provient du sol (minéralisation) et de l'engrais. D'ailleurs, selon Giroux *et al.* (1992), l'azote absorbé par les cultures provient dans une proportion plus élevée du sol que des engrais azotés. Toutefois, seuls les traceurs isotopiques (ex : ^{15}N) permettent de mesurer le coefficient réel d'utilisation de l'azote (Giroux et Tran, 1989 *cité par* Seydoux, 1993 ; Guiraud, 1987). Bedekovic (1987) et Guiraud (1987) suggèrent que la première année, le coefficient réel d'utilisation de l'azote de l'engrais soit de l'ordre de 50-60 % et que le reste de l'azote provienne du sol.

Le C.A.U. est déterminé selon l'équation suivante (Giroux *et al.*, 2000):

$$\text{CAU (\%)} = \frac{\text{Prélèvement N avec engrais} - \text{Prélèvement N sans engrais}}{\text{Doses d'engrais N}} \times 100$$

Ce coefficient permet de comparer les diverses fractions à l'étude du présent mémoire (lisier brut et les sous-produits du traitement) entre elles et d'évaluer leur potentiel en terme de fertilisant azoté.

2.4.3 Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.)

Le coefficient d'efficacité rendement (C.E.R) constitue une autre mesure d'efficacité fertilisante d'un produit. Cependant, seul le critère de rendement est utilisé pour son calcul et il permet de rendre compte de l'effet global d'une fertilisation sur la culture et non uniquement de l'effet azote de l'engrais (Ziegler, 1987). Selon cet auteur, ce coefficient couramment utilisé serait plus précis que le C.A.U., puisqu'une accumulation d'erreurs sur le rendement en matière sèche et sur la teneur en azote est ainsi évitée.

Tel que proposée par Côté *et al.* (1996), la mesure de ce coefficient repose sur la comparaison de la courbe de rendements d'un engrais minéral à celui du lisier pour une dose donnée. Ainsi, on cherche à comparer la quantité d'azote fournie par l'engrais minéral à celle de la fumure organique pour obtenir un même accroissement de rendement :

$$\text{CER} = \frac{\text{Quantité d'azote (kg) fournie par l'engrais minéral pour accroître le rendement de 1 kg}}{\text{Quantité d'azote (kg) fournie par la fumure organique pour accroître le rendement de 1 kg}}$$

Puisque la fumure organique correspond au lisier brut et à ses co-produits, l'appellation C.E.R.L. (coefficient d'efficacité rendement du lisier) a été utilisée.

2.4.4 Coefficient d'arrière-effet

Un suivi agronomique complet nécessite une connaissance des propriétés résiduelles des divers produits fertilisants à l'étude, particulièrement leur contribution en azote pour les années suivant le traitement. Ces propriétés permettent d'évaluer, à moyen et à long terme, les doses agronomiques et, par conséquent, environnementales qui seront optimales dans le système sol-plante. En effet, des applications répétées d'engrais de ferme (principalement les fumiers ayant un C/N élevé) peuvent avoir un arrière-effet azoté important (CRAAQ, 2003). On remarque que l'effet résiduel est généralement faible pour les lisiers et significatifs pour les fumiers solides (N'Dayegamiye, 1990 ; *cité par Giroux et al.*, 1992 ; Ziegler, 1987).

Plusieurs essais réalisés au Québec et ailleurs ont permis de constater l'ampleur de cet arrière-effet sur différentes cultures. Pour une culture de céréales, Ziegler (1987) propose un coefficient d'arrière-effet de l'azote de 5 % du lisier de porc appliqué depuis 10 à 20 ans. Ce pourcentage s'élève à 10 % si le lisier est appliqué depuis plus de 20 ans (Ziegler, 1987). D'après les travaux de Côté *et al.* (1996), un arrière-effet azoté du lisier de porc de 35 % est obtenu après 15 années d'apport en post-levée du maïs-ensilage.

Différentes méthodes peuvent être abordées pour évaluer l'effet résiduel azoté d'un engrais. Dans le cadre de cette étude, les rendements obtenus l'année suivant les traitements ont été comparés à celui d'un engrais minéral pour une dose d'azote donnée.

2.5 Indices d'efficacité environnementale

Certes, l'efficacité agronomique des co-produits de lisier traité doit être étudiée dans le cadre d'une évaluation globale de la technologie proposée. Cependant, comme les systèmes sol et eau sont intimement reliés dans des situations de pollution agricole, un suivi environnemental de la valorisation agricole de ces co-produits est indispensable et complémentaire au suivi agronomique. Le bilan de l'azote et le suivi spatio-temporel de l'azote minéral du sol fournissent des informations intéressantes sur la dynamique de l'azote dans le système cultural.

Les travaux de Moreno (2003) explorent davantage la contamination des eaux souterraines par les éléments nutritifs (azote, phosphore, cuivre et zinc) et les coliformes fécaux contenus dans les diverses fractions à l'étude.

2.5.1 Bilan azoté

L'utilisation du bilan de l'azote permet d'évaluer les impacts environnementaux de la fertilisation (Meisinger et Randall, 1991 ; *cité par* Marmen, 1995). En absence d'azote marqué (^{15}N), ce bilan donne une indication pratique sur l'azote utilisé par la culture mais ne permet pas de distinction sur le devenir de l'azote non utilisé (Powlson, 1987 ; *cité par* Marmen, 1995). Un bilan est habituellement déterminé comme suit :

$$(\text{Entrées d'azote}) - (\text{Sorties d'azote}) = (\text{Accumulation ou Perte})$$

Les « *entrées* » ou intrants comprennent les quantités d'azote apportées par les produits fertilisants ainsi que l'azote provenant des précédents culturaux et du sol (minéralisation de l'humus) (Gangbazo *et al.*, 1998). Ce dernier, qui varie selon les types de sol et le climat, est généralement peu élevé, soit de 1 à 3 % de l'azote total du sol (Giroux *et al.*, 1992). La détermination du prélèvement des cultures non fertilisées à l'azote permet de connaître la disponibilité de l'azote du sol (Giroux *et al.*, 1992). Dans le cadre de cette étude, les autres apports d'azote (fixation symbiotique, précipitation, etc.) seront considérés négligeables.

Les « *sorties* » ou extrants comprennent le prélèvement en azote par la culture ainsi que les pertes par ruissellement, lessivage, volatilisation et dénitrification (Gangbazo *et al.*, 1998).

2.5.2 Suivi de l'azote minéral du sol

De nombreuses informations sur les risques environnementaux liés à la contamination des sols par l'azote minéral ont été fournies précédemment (section 2.2.2).

Dans cette étude, l'intérêt d'effectuer un suivi spatio-temporel de l'azote minéral du sol est d'obtenir davantage d'informations sur son mouvement et son devenir possible dans le système en fonction des divers co-produits valorisés et du type de sol.

Gangbazo *et al.* (1998) ont démontré que la nitrification de l'azote ammoniacal du lisier en été est généralement assez rapide pour qu'il n'y ait plus aucun reliquat N-NH_4^+ quelques jours après l'épandage. Toutefois, les reliquats de nitrates peuvent être importants dans les premiers centimètres de sol, de l'ordre de 60 à 100 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{kg}$ quelques semaines suivant un épandage de lisier de porc ou d'engrais minéral dans le maïs-grain et ce, à une dose agronomique (Gangbazo *et al.*, 1998). L'analyse des nitrates du sol en fin de saison peut être utilisée pour mesurer l'azote minéral résiduel résultant d'un programme de fertilisation (Giroux *et al.*, 1992), et donc les risques de pertes environnementales.

CHAPITRE III

3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Site expérimental

Les essais de fertilisation ont été effectués pendant les étés 2001 et 2002 à la station de recherche de l'IRDA (Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement) à Saint-Lambert-de-Lauzon (Québec). Cette ferme expérimentale est constituée de 58 champs où diverses études sont menées depuis 1976.

3.2 Sols

Deux textures de sol différentes ont été choisies pour répondre aux diverses hypothèses de recherche. Le champ #8, appartenant à la Série Le Bras (MAPAQ, 1995), est considéré comme un loam argileux alors que le champ #19c, appartenant aux Séries Le Bras, Fourchette et Beaurivage (MAPAQ, 1995) est considéré comme un loam sableux. Les deux champs étaient sous prairie de graminées depuis quatre ans et sont drainés souterrainement à 1 mètre de profondeur. Une pré-caractérisation des sols des deux champs a été effectuée à la mi-mai 2001 (première année de l'étude) dans la profondeur de labour (< 17 cm) et leurs caractéristiques spécifiques sont présentées au Tableau 2. Les analyses ont été effectuées à l'IRDA par la méthode Mehlich III (IRDA-AS-208-R0) avec dosage par spectrophotomètre d'émission au plasma induit (ICAP).

Tableau 2 Caractéristiques chimiques initiales des sols

Caractéristiques	Loam argileux (champ 8)	Loam sableux (champ 19c)
pH eau	5,9	6,1
pH SMP	6,5	6,5
P Mehlich (mg/kg)	51	19
K Mehlich (mg/kg)	33	52
Ca Mehlich (mg/kg)	872	978
Mg Mehlich (mg/kg)	42	137
Al Mehlich (mg/kg)	1032	1211

3.3 Opérations culturales

La présente étude a été effectuée sur deux saisons de croissance, soit à l'été 2001 et à l'été 2002. L'essentiel des prélèvements et des observations a été réalisé à l'été 2001 puisque les résultats découlant des diverses manipulations permettaient de répondre à la majorité des hypothèses de recherche. Cependant, pour évaluer l'arrière-effet des produits valorisés, il était nécessaire d'effectuer certaines manipulations à l'été 2002.

3.3.1 Année 2001

Une application de glyphosate (Round-up) a été faite le 11 mai 2001. Aucun amendement calcaire n'a été appliqué sur les sites expérimentaux bien que les résultats de pré-caractérisation des sols indiquaient un besoin. Puisque la culture précédente était une prairie, un labour au printemps a été nécessaire afin d'ameublir suffisamment le sol. Les travaux primaire (labour) et secondaire (hersages) du sol ont été réalisés dans la semaine du 14 au 18 mai dans les deux champs. Les fertilisations minérales (nitrate d'ammonium) et organique ont été faites les derniers jours de mai après l'installation de lysimètres drainants (non utilisés pour cette étude). Tous les engrais (minéral et organique) ont été incorporés dans les premiers centimètres du sol à l'aide d'un râteau. Quelques jours après

les épandages, le cultivar d'orge Chapais a été ensemencé à raison de 150 kg/ha. Plus tard en été, un traitement herbicide (Tropotox) contre les annuelles à feuilles larges a été effectué. Enfin, la récolte de l'orge à maturité a été faite de la fin août au début septembre pour les deux sites expérimentaux. L'application et l'enfouissement des engrais (minéraux et organiques) de même que la récolte de l'orge ont été effectués manuellement, le reste des opérations étant réalisé à l'aide de machinerie agricole.

3.3.2 Année 2002

Une application de glyphosate (Round-up) a été effectuée le 2 mai 2002. Le labour n'était pas nécessaire au printemps 2002 puisque la culture précédente était de l'orge. Un passage de vibroculteur a été effectué vers le 13 mai. Des fertilisations en azote (34-0-0) et en phosphore (0-46-0) ont été réalisées la même journée, seulement sur les parcelles qui étaient sous engrais minéral en 2001. À noter que l'application de phosphore a été effectuée sur la moitié seulement de chaque parcelle (2 m² au lieu de 4 m²), afin d'évaluer son effet sur le rendement de la culture. Un hersage superficiel (dans les premiers centimètres du sol) a permis l'enfouissement immédiat des engrais minéraux et l'obtention d'un lit de semence adéquat. L'orge Chapais a ensuite été ensemencée à raison de 150 kg/ha le jour suivant. Une application de 60 kg/ha de K₂O (0-0-60) a été réalisée simultanément au semis pour les deux sites à l'étude. Un herbicide contre les feuilles larges annuelles (Tropotox) a été appliqué au stade 15-20 cm de l'orge et la récolte s'est effectuée les 19 et 20 août 2002. L'application de l'azote et du phosphore de même que la récolte de l'orge ont été faits manuellement, le reste des opérations étant réalisé à l'aide de machinerie agricole.

3.4 Fertilisation

D'après les résultats de pré-caractérisation des sols (section 3.2), les deux types de sol à l'étude sont considérés « pauvres » en phosphore et en potassium (CRAAQ, 2003). Une fertilisation minérale (P et K) aurait pu être faite au printemps 2001 dans les deux champs pour combler le déficit naturel du sol. Toutefois, cette fertilisation n'a pas été réalisée en raison de la nécessité de connaître le comportement des co-produits dans les types de sols

où ils seraient réellement valorisés. Cependant, cette décision de ne pas redresser la fertilité du sol pouvait limiter la croissance de l'orge sur les parcelles fertilisées avec des fumures faibles en phosphore et en potassium (engrais minéral et fractions liquides). Ce point est davantage discuté dans la section *Résultats et Discussions*.

Pour les parcelles recevant les traitements avec fumure organique, trois doses d'azote étaient visées soit 40, 80 et 120 kg/ha permettant de combler 50, 100 et 150 % des besoins azotés de l'orge selon les recommandations du CRAAQ (2003). Aucun indice de perte azotée reliée au mode d'épandage n'a été considéré puisque tous les engrais ont été appliqués manuellement (petit arrosoirs de jardinage pour les fractions liquides et truelle pour les fractions solides) et enfouis immédiatement. Pour l'engrais minéral, des doses de 0, 20, 40, 80 et 120 kg/ha d'azote ont été appliquées afin de bâtir une courbe de réponse de l'orge à l'engrais nécessaire pour le calcul des coefficients d'efficacité fertilisante des engrais organiques testés.

Aucune fertilisation organique n'a été effectuée en 2002 puisqu'il était prévu de vérifier l'arrière-effet des fertilisations faites en 2001 sur la culture d'orge. Cependant, une fertilisation minérale de potasse (0-0-60) à 60 kg K_2O /ha a été effectuée sur l'ensemble des sites expérimentaux lors du semis. De plus, pour les parcelles sous fertilisation minérale en 2001, une application de 70 kg P_2O_5 /ha (0-46-0) a été effectuée sur la moitié de la superficie de chacune d'entre elle. Ceci allait permettre de vérifier si le faible niveau de P disponible du sol a affecté la courbe de réponse de l'orge à l'azote pour l'engrais minéral en 2001. Enfin, les cinq niveaux de fertilisation minérale d'azote (0, 20, 40, 80 et 120 kg/ha) ont été apportés à nouveau en 2002 sur les parcelles témoins.

Les quantités de fumures organiques à apporter ont été calculées sur une base théorique d'azote disponible pour la plante. Comme les co-produits livrés pour les essais n'étaient pas caractérisés au préalable, il a été proposé de prédéterminer les dosages à partir de connaissances agronomiques spécifiques à d'autres fertilisants (Côté, 2001; CRAAQ, 2003). Les co-produits solides, de par leur composition, ressemblent à un fumier solide et pourraient réagir de façon similaire. Le CRAAQ (2003) propose un coefficient d'efficacité de l'azote de 55 % dans le cas de loam sableux et de 45 % dans le cas de sols plus argileux pour un fumier. Le compromis intéressant était d'utiliser la moyenne entre

ces deux coefficients, soit 50 %. Cependant, comme les co-produits solides possèdent peu d'azote ammoniacal et que la saison de croissance de l'orge est relativement courte, il a été convenu que (Côté, 2001) :

- N disponible = 100 % N-NH₄⁺ pour les deux fractions liquides et le lisier brut;
- N disponible = 40 % d'azote total pour les trois fractions solides.

Une caractérisation du lisier de porc brut, du co-produit solide, des deux co-produits liquides et des substrats carbonés a été effectuée par Bélanger (2002) quelques semaines avant les épandages. Ces résultats, présentés dans le Tableau 3, ont servi de base pour le calcul des dosages.

Tableau 3 Composition chimique des fertilisants organiques et des substrats carbonés servant de base au calcul des dosages

Produit	Teneur en azote disponible	Rapport carbone :azote
Lisier brut	1,98 kg N-NH ₄ /tonne	ND
Fraction liquide	1,51 kg N-NH ₄ /tonne	ND
Fraction liquide filtrée	1,76 kg N-NH ₄ /tonne	ND
Fraction solide	2,02 kg N-NH ₄ /tonne	9,10
Sciures de bois	ND	1056,60
Poussières de sablage	ND	793,08

Tiré de Bélanger, 2002.

Les quantités de sciures de bois et de poussières de sablage utilisées pour les mélanges ont été calculées de façon à obtenir des produits ayant un rapport carbone :azote (C/N) voisin de 35. Un ajout d'eau aux mélanges a été nécessaire pour combler les pertes par évaporation observées sur la fraction solide brute durant l'entreposage. Ainsi, les

mélanges effectués pour la fabrication des deux co-produits solides avec ajout de substrat carboné furent les suivants :

- Fraction solide avec sciures de bois : 127 kg de fraction solide brute + 68,6 kg de sciures de bois + 64 litres d'eau (260 kg au total);
- Fraction solide avec poussières de sablage : 127 kg de fraction solide brute + 54 kg de poussières de sablage + 64 litres d'eau (245 kg au total).

Pour chaque fumure organique testée, un échantillon a été prélevé juste avant les épandages au champ. Ces échantillons ont ensuite été analysés dans les laboratoires de l'IRDA et ces résultats sont présentés à l'Annexe 1. L'azote total (Kjeldahl) ainsi que les éléments majeurs ont été obtenus par digestion par voie humide en milieu acide (H_2SO_4) (IRDA-AS-301-R0) et dosé par Auto-analyseur Technicon. L'azote ammoniacal a été dosé par Auto-analyseur Technicon suite à une extraction au KCl 2N (IRDA-AS-207-R0). Quant aux éléments mineurs (B, Cu, Fe, Mn et ZN), ils ont été obtenus par calcination à $500^\circ C$ (IRDA-AS-303-R0) pour ensuite être dosés par spectrophotomètre d'émission au plasma induit (ICAP).

Le traitement du lisier porcin utilisé a permis d'obtenir une fraction liquide brute fortement épurée pour la plupart des paramètres analysés et une fraction solide brute très concentrée en éléments nutritifs. Étrangement, le polissage de la fraction liquide sur un filtre à base de tourbe n'a pas donné les résultats escomptés pour plusieurs paramètres. Par exemple, la fraction liquide filtrée contient légèrement plus d'azote total et d'azote ammoniacal que la fraction liquide brute. Il semble que ces éléments fertilisants proviennent du filtre à base de tourbe lui-même. D'autre part, la quantité d'azote total contenue dans les deux co-produits avec ajout de substrat carboné est nettement supérieure à nos prévisions. Théoriquement, en appliquant le facteur de dilution apporté par l'eau et les sciures de bois (51 %) et l'eau et les poussières de sablage (48 %) à la fraction solide brute (8,1 kg N_{tot} /tonne), les quantités d'azote total contenues dans les deux co-produits ne peuvent dépasser les valeurs respectives de 4,0 et 4,2 kg/tonne. Cependant, des quantités d'azote total de 6,4 et 5,1 kg/tonne ont été obtenues lors des analyses. Il est possible que les deux échantillons prélevés au printemps n'étaient pas représentatifs. Par conséquent, pour la suite du projet, nous utiliserons les valeurs

théoriques de 4,0 et 4,2 kg/tonne d'azote total pour les co-produits solides avec ajout de substrat carboné.

3.5 Dispositif expérimental

Les essais de fertilisation ont été effectués sur deux types de sol différents soit un loam sableux et un loam argileux. Comme mentionné précédemment, trois niveaux d'azote ont été apportés pour chacune des fractions organiques à l'étude et cinq niveaux d'azote ont été apportés pour la fertilisation minérale. Ainsi, les différents dosages constituent les 23 traitements à l'étude : (3 dosages * 6 engrais organiques) + (5 dosages * 1 engrais minéral).

Le Tableau 4 présente les quantités de produit appliquées au sol (kg/m^2) pour les fumures organiques pour chacune des trois doses d'azote disponible recherchées (40, 80 et 120 $\text{kg N}_{\text{disponible}}/\text{ha}$).

Tableau 4 Quantité de fumure organique apportée au sol (kg/m^2) sur base humide

Traitement	Niveau de fertilisation recherché		
	40 $\text{kg/ha N}_{\text{dispo.}}$	80 $\text{kg/ha N}_{\text{dispo.}}$	120 $\text{kg/ha N}_{\text{dispo.}}$
LB	2,02	4,03	6,05
FL	2,65	5,29	7,95
FLf	2,28	4,56	6,84
FS	1,32	2,63	3,95
FSs	2,71	5,41	8,10
FSp	2,39	4,77	7,30

LB : lisier brut FS : fraction solide brute FSs : FS + sciures de bois FSp : FS + poussière de sablage
 FL : fraction liquide brute FLf : fraction liquide filtrée

Le Tableau 5 présente les doses réelles (kg/ha) d'éléments fertilisants apportés par chacun des traitements effectués (minéral et organique) selon les niveaux de fertilisation azotée à l'étude (40, 80 et 120 kg N_{disponible}/ha).

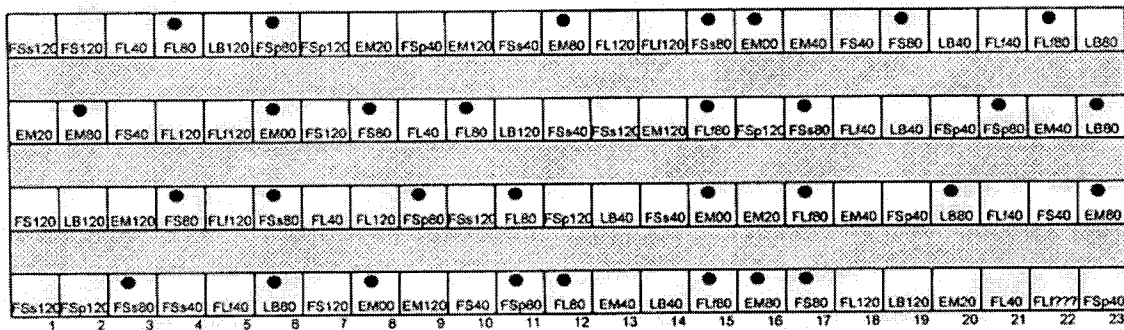
Tableau 5 Apports réels d'éléments fertilisants provenant des fumures minérales et organiques pour chaque dose projetée d'azote disponible (kg/ha)

Traitement	N total	N minéral	P	K
<i>Dose projetée 40 kg N_{dispo}/ha</i>				
EM	40	40	0	0
LB	87	46	41	25
FL	48	39	5	37
FLf	42	41	3	21
FS	105	29	80	17
FSs	108	21	77	18
FSp	99	21	92	18
<i>Dose projetée 80 kg N_{dispo}/ha</i>				
EM	80	80	0	0
LB	174	92	82	50
FL	96	78	10	74
FLf	84	82	5	42
FS	210	58	160	34
FSs	216	42	154	36
FSp	198	42	184	36
<i>Dose projetée 120 kg N_{dispo}/ha</i>				
EM	120	120	0	0
LB	261	138	123	75
FL	144	117	14	111
FLf	126	123	8	63
FS	315	87	240	51
FSs	324	63	231	54
FSp	297	63	276	54
LB : lisier brut FS : fraction solide brute FSs : FS + sciures de bois FSp : FS + poussière de sablage FL : fraction liquide brute FLf : fraction liquide filtrée EM : engrais minéral				

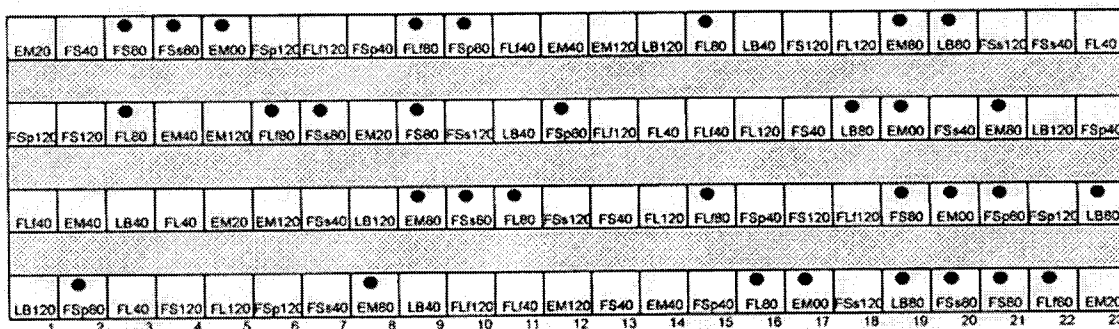
Chaque traitement a été testé en quadruplicata selon un dispositif en blocs entièrement aléatoires pour un total de 184 parcelles (23 traitements * 4 répétitions * 2 types de sol).

Les parcelles fertilisées ont une superficie de 4 m² (2 mètres * 2 mètres) et les répétitions sont séparées entre elles par une allée de circulation. Étant donné un volume insuffisant d'engrais organiques obtenus lors du traitement pour les essais agronomiques, ces fractions ont été épandues sur 2 m² seulement (1,41 mètres * 1,41 mètres). La Figure 4 illustre le schéma des parcelles ainsi que le traitement appliqué sur chacune d'elles.

CHAMP 19a: LOAM SABLEUX



CHAMP B : LOAM ARGILEUX



LÉGENDE

Sous-produits solides

- FS Fraction solide du lisier séparé par flottation biologique
- FSs Fraction solide du lisier séparé + sciures de bois
- FSp Fraction solide du lisier séparé + poussière de sablage

Sous-produits liquides

- FL Fraction liquide du lisier séparé
- FLI Fraction liquide du lisier séparé et filtré sur tourbe
- LB Lisier brut sans traitement

Engrais minéraux

EM

Dosage

- 00 charge en azote ajoutée (0 kg/ha)
- 20 charge en azote ajoutée (20 kg/ha)
- 40 charge en azote ajoutée (40 kg/ha)
- 80 charge en azote ajoutée (80 kg/ha)
- 120 charge en azote ajoutée (120 kg/ha)

Dimension



Lysimètre drainant



Figure 4 Schéma des parcelles expérimentales

3.6 Paramètres évalués

3.6.1 Rendements

La récolte de l'orge a été effectuée manuellement à l'aide de ciseau-sécateur. Les plants ont été coupés à environ un pouce du sol sur une superficie de 1 m² pour toutes les parcelles. Chaque récolte de parcelle était mise dans des poches de jutes et séchée à l'air ambiant dans un hangar. Une batteuse-stationnaire située à la Station de recherche d'Agriculture Canada de St-Romuald a permis de séparer les grains de la paille. Par la suite, un séchage à 75°C dans un four à air pulsé suivi d'une pesée ont permis d'obtenir les rendements en matière sèche pour chacune des deux composantes. À noter que la paille récoltée n'a pas été restituée aux parcelles suite aux pesées. Les rendements (matière sèche) en grains et en paille pour les années 2001 et 2002 sont présentés à l'Annexe 2. À noter que les rendements en paille pour l'année 2002 n'ont pas été comptabilisés puisque ces données n'étaient pas nécessaires pour la détermination du coefficient d'arrière-effet azoté.

3.6.2 Prélèvements

Le prélèvement correspond à la teneur en éléments nutritifs multipliée par le rendement (en matière sèche). La caractérisation des végétaux (teneur) pour l'année 2001 a été effectuée à l'IRDA par digestion par voie humide en milieu acide (H₂SO₄) (IRDA-AS-301-R0) et par dosage à l'Auto-analyseur Technicon. Les résultats d'analyse des végétaux sont présentés à l'Annexe 3. Aucune analyse des végétaux récoltés en 2002 n'a été effectuée puisque ces données n'étaient pas nécessaires pour la présente étude.

3.6.3 Azote minéral du sol

Les analyses suivantes ont été effectuées dans les laboratoires de l'INRS-ETE au Complexe Scientifique à Ste-Foy.

Un suivi spatio-temporel de l'azote du sol a été effectué lors de la première année (2001) seulement. Deux échantillons de sol par parcelle ont été prélevés à trois profondeurs différentes (0-10 cm, 10-20 cm et 20-40 cm). Ces échantillonnages ont été réalisés à trois

périodes différentes : avant l'épandage (16 et 17 juin 2001), environ 30 jours après l'épandage et après la récolte de l'orge (18 et 19 septembre 2001). Des tarières d'un diamètre de 5 cm ont été utilisées pour l'échantillonnage. Les échantillons ont ensuite été congelés jusqu'à leur analyse. Seules les formes minérales d'azote (nitrites-nitrates et ammonium) ont été analysées dans le cadre de ce suivi. Une extraction au KCl 2N suivie d'une filtration sur papier Whatman 40 ont été préalablement effectuées pour tous les échantillons (IRDA-AS-207-R0). Ces derniers ont ensuite été analysés par colorimétrie sur un appareil de marque LCHAT avec les méthodes suivantes :

- QuickChem 10-107-04-2-A (NO_3^- - NO_2^-);
- QuickChem 10-107-06-2-B (NH_4^+).

Les résultats sont présentés à l'Annexe 5 sur base de sol sec. L'humidité du sol de chaque échantillon a été déterminée par pesée suite à un séchage en étuve à 105°C pour une période de 24 heures.

3.7 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été effectuées en collaboration avec Michèle Grenier, statisticienne à l'IRDA. Elles ont été réalisées par contrastes orthogonaux planifiés *a priori* (Littel *et al.*, 2000). Selon les hypothèses de travail, les comparaisons exploitées sont celles mettant en contraste l'ensemble des fumures organiques vs l'engrais minéral, le lisier brut vs les co-produits liquides, le lisier brut vs le co-produit solide brut, les co-produits liquides entre eux ainsi que les co-produits solides entre eux (Tableau 6).

Pour les rendements et les teneurs en azote, il s'agit d'une expérience à deux facteurs (type de fumure et dose) dans un plan à bloc aléatoire complet. Pour le suivi de l'azote minéral dans le sol, il s'agit d'une expérience à un facteur dans un plan à bloc aléatoire complet. Nous avons vérifié s'il y avait une interaction entre la profondeur et le temps pour chaque traitement.

Puisque pour ce type d'analyse statistique le nombre de doses doit être égal pour tous les types de fumures, seules les doses 40, 80 et 120 kg N/ha de l'engrais minéral ont été

considérées. Le témoin (engrais minéral à dose 0 kg N/ha) n'a pas fait l'objet de contraste puisque l'intérêt de la présente recherche est de comparer l'efficacité fertilisante des co-produits et du lisier entre eux, pour diverses plages de fertilisation.

Les doses 0 et 20 kg N/ha ont été utilisées seulement pour l'analyse statistique (test de différence t) effectuée sur la différence de rendement en grains de l'orge obtenue suite à un ajout de phosphore au sol dans les parcelles sous engrais minéral. Encore une fois, il s'agit d'une expérience à un facteur dans un plan à bloc aléatoire complet.

L'homogénéité de la variance et la normalité des valeurs ont été vérifiées par l'examen visuel des graphiques de résidus (Montgomery, 1984) et aucune transformation n'a été nécessaire. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS (version 8.02) et un seuil de signification de 5 % a été fixé.

Tous les résultats statistiques sont présentés à l'Annexe 7.

Tableau 6 Distribution des poids pour les contrastes *a priori*

Contrastes <i>a priori</i>	Traitements						
	EM	FL	FLf	FS	FSs	FSp	LB
I- EM vs autres	6	-1	-1	-1	-1	-1	-1
II- LB vs (FL et FLf)	0	1	1	0	0	0	-2
III- FS vs LB	0	0	0	1	0	0	-1
IV- FL vs FLf	0	1	-1	0	0	0	0
V- FS vs (FSp et FSs)	0	0	0	2	-1	-1	0
VI- FSp vs FSs	0	0	0	0	1	-1	0

EM : Engrais minéral

LB : Lisier brut

FL : Fraction liquide

FLf : Fraction liquide filtrée

FS : Fraction solide

FSs : Fraction solide + sciures de bois

FSp : Fraction solide + poussières de sablage

CHAPITRE IV

4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

La majorité des résultats présentés dans cette section proviennent d'essais effectués sur une seule saison de croissance (2001) et, par conséquent, ne permettent qu'une interprétation limitée. Il aurait été fastidieux de comparer nos essais sur deux saisons de croissance étant donné le nombre élevé d'échantillons à prélever et d'analyses de laboratoire à effectuer. Les comparaisons porteront sur les doses d'azote à l'étude, soit 40, 80 et 120 kg N/ha pour tous les traitements.

4.1 Rendements

Les rendements moyens en grains et en paille obtenus dans le loam argileux et le loam sableux sont présentés aux sections suivantes. À la lumière de l'analyse statistique (Tableau A7c et Tableau A7d), on observe que les rendements (grains et paille) obtenus de la fertilisation minérale sont significativement inférieurs ($\alpha = 0,05$) à la plupart des fertilisations organiques pour une même dose d'azote, spécialement pour le lisier brut (LB) et la fraction solide du lisier (FS). Compte tenu des hypothèses de départ et des résultats fournis par la littérature, cet écart est plutôt étonnant. En effet, une fertilisation minérale devrait donner des rendements aux moins égaux ou supérieurs à ceux du lisier brut.

Selon le CRAAQ (2003) et les analyses de pré-caractérisation des sols, des apports de 37 kg P_2O_5 /ha et 114 kg K_2O /ha sont nécessaires pour une croissance optimale de l'orge dans le loam argileux, alors que pour le loam sableux, les recommandations sont de 74 kg P_2O_5 /ha et 43 kg K_2O /ha. Le Tableau 7 présente les quantités de phosphore et de potassium réellement apportées par les divers traitements effectués en 2001 pour une fertilisation azotée de 80 kg N/ha (apport optimal d'azote). Ces résultats indiquent qu'une carence en phosphore est prévisible pour l'engrais minéral (EM) et les fractions claires du lisier séparé (FL et FLf). En extrapolant les résultats, il est remarqué que cette carence

serait toujours présente même lors d'une fertilisation exagérée de 120 kg N/ha (dépassement des besoins azotés de l'orge).

Tableau 7 Quantités de phosphore et de potassium réellement apportées par les divers traitements pour une fertilisation azotée de 80 kg N/ha en 2001

Traitements	P ₂ O ₅ réellement apporté (kg/ha)	K ₂ O réellement apporté (kg/ha)
EM	0	0
LB	188	60
FL	22	89
FLf	12	50
FS	362	38
FSs	339	41
FSp	403	46

Afin de vérifier si les faibles rendements obtenus en grains et en paille dans les parcelles fertilisées avec l'engrais minéral étaient dus à une carence, des essais de fertilisation ont été réalisés en 2002. Une fertilisation de 70 kg/ha de P₂O₅ effectuée dans les parcelles sous engrais minéral a provoqué une augmentation significative ($\alpha = 0,05$) des rendements en grains dans le loam argileux (Tableau A7a), sauf pour le témoin. Cependant, cette augmentation n'a été significative que pour la dose 40 kg N/ha dans le loam sableux (Tableau A7b). Les Figures 5 et 6 illustrent le phénomène. Il semble donc que le faible taux de phosphore dans le sol en début de saison ait limité la croissance de l'orge pour les deux types de sol à l'étude en 2001. Cette observation pourrait d'ailleurs être la cause des rendements plutôt faibles obtenus des fractions claires du lisier séparé (FL et FLf), puisque ces dernières fournissent peu de phosphore à la culture. Pour éviter de tels résultats, nous aurions pu, du moins, corriger la fertilité du sol en P et en K des parcelles fertilisées avec l'engrais minéral. Puisque la valorisation des fractions liquides issues du traitement de lisier de porc se ferait à la ferme où la technologie est utilisée, il

est logique de croire que les sols, déjà riches en phosphore et en potassium, ne limiteraient aucunement la croissance de l'orge.

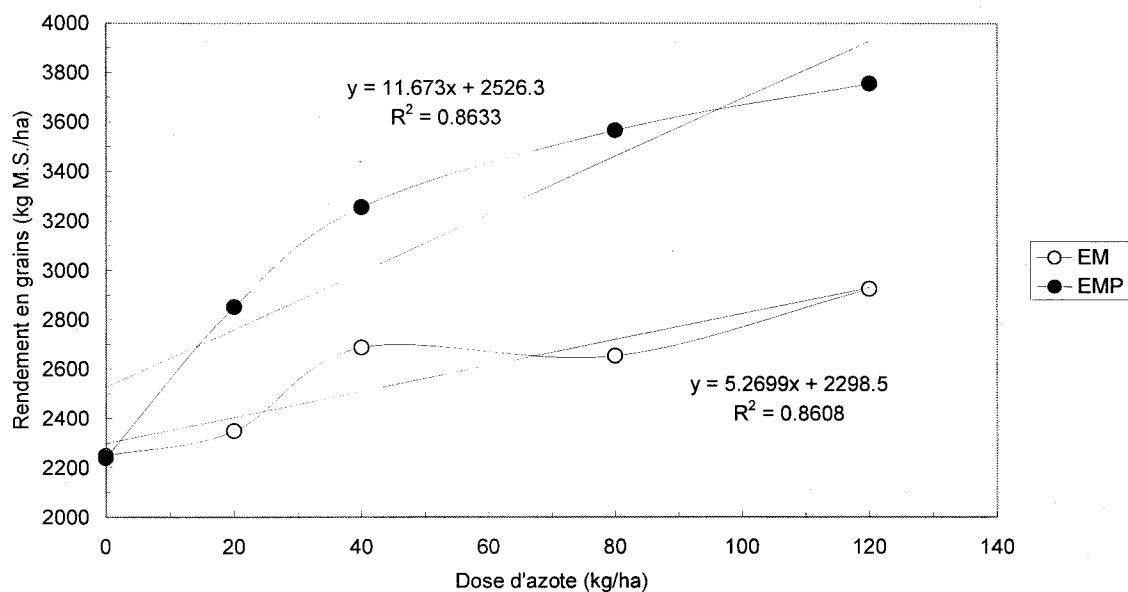


Figure 5 Rendement en grains (matière sèche) pour le loam argileux en 2002 avec (EMP) ou sans (EM) fertilisation phosphorée

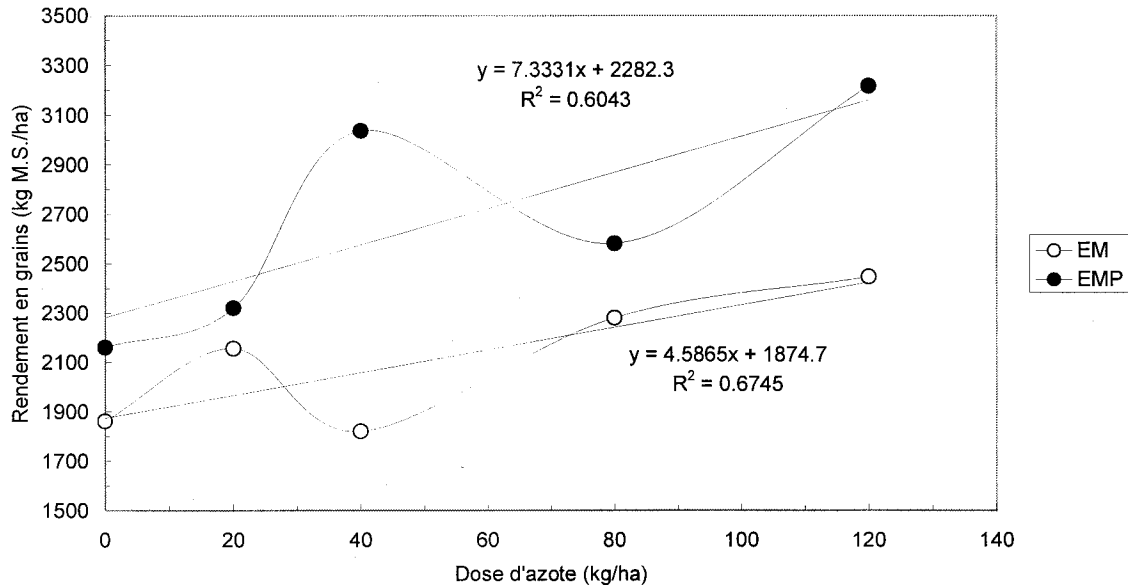


Figure 6 Rendement en grains (matière sèche) pour le loam sableux en 2002 avec (EMP) ou sans (EM) fertilisation phosphorée

4.1.1 Loam argileux

Les rendements moyens en grains et en paille obtenus dans le loam argileux sont présentés au Tableau 8. À la lumière de l'analyse statistique (Tableau A7c), seul l'effet type de fumure fournit des différences significatives à un niveau de signification $\alpha = 0,05$. En effet, pour une dose d'azote équivalente, les différences de rendement observées entre les diverses fumures ne sont pas significatives. De même, un apport croissant d'azote (de 40 kg/ha à 120 kg/ha) ne permet pas d'obtenir de différences de rendement significatives pour chaque fumure étudiée. L'hypothèse d'une fourniture azotée importante du sol (retour de prairie avec présence de légumineuses) semble en être la cause la plus probable d'une réponse non significative des diverses doses d'azote appliquées. N'Dayegamiye *et al.* (1998) ont démontré que la contribution du sol dans la nutrition azotée de l'orge peut représenter entre 60 et 96 % des besoins de la culture, étant plus élevée sous des conditions climatiques favorables ainsi que sous un précédent de prairie. Les recherches de Tran *et al.* (1992) vont aussi dans le même sens. Pour les

céréales, la fourniture du sol mesurée au Québec se situerait entre 50 et 100 kg N/ha (Giroux et Tran, 1989). Par ailleurs, il est possible que le déséquilibre nutritif de l'engrais minéral (EM) et des fractions liquides (FL et FLf) ait empêché les effets des traitements de se manifester statistiquement.

D'abord, il est noté que les rendements en grains obtenus sont très élevés pour la plupart des traitements avec des valeurs variant entre 3,2 et 5,2 t/ha. Le constat est le même pour les rendements en paille avec des valeurs de 1,6 à 2,3 t/ha. Les rendements en grains et en paille les plus élevés sont obtenus par la fraction solide (FS) et le lisier brut (LB) sans différence significative entre les deux. Le lisier brut (LB) a permis d'obtenir des rendements significativement plus élevés que les fractions claires du lisier séparé (FL et FLf) contrairement à nos attentes. Comme expliqué auparavant, la croissance de l'orge pour ces deux dernières fractions a sans doute été limitée par un manque de phosphore. La fraction solide du lisier séparé (FS) a donné des rendements supérieurs aux deux fractions solides avec ajout de matière carbonée (FSs et FSp). Cependant, aucune différence significative n'est observée entre FSs et FSp. Ainsi, il semble que le rapport C/N ait une influence sur la disponibilité de l'azote alors que la finesse de mouture du substrat carboné n'en ait pas. Les fractions claires du lisier (FL et FLf) offrent des rendements similaires tant pour les grains que pour la paille.

Tableau 8 Rendements en grains et en paille (matière sèche) de l'orge pour le loam argileux en 2001

Traitements et doses d'azote (kg N/ha)	Rendements en grains (kg/ha)	Rendements en paille (kg/ha)
1. EM 00	3195,0 ± 528,3	1632,0 ± 137,6
2. EM 20	3693,0 ± 770,2	1843,0 ± 221,9
3. EM 40	3440,0 ± 315,8	1726,0 ± 247,8
4. EM 80	3486,0 ± 227,0	1615,0 ± 280,8
5. EM 120	3586,0 ± 799,3	1743,0 ± 392,4
6. LB 40	4212,0 ± 284,7	2034,0 ± 195,8
7. LB 80	4646,0 ± 419,0	2218,0 ± 163,8
8. LB 120	5095,0 ± 618,4	2197,0 ± 328,9
9. FL 40	4365,0 ± 857,7	1856,0 ± 398,5
10. FL 80	4297,0 ± 261,3	1789,0 ± 87,6
11. FL 120	4152,0 ± 437,9	1966,0 ± 283,3
12. FLf 40	4124,0 ± 208,0	1897,0 ± 170,5
13. FLf 80	3944,0 ± 659,6	1900,0 ± 233,9
14. FLf 120	3804,0 ± 464,1	1799 ± 356,7
15. FS 40	4318,0 ± 165,6	1978,0 ± 105,7
16. FS 80	4743,0 ± 910,7	2299,0 ± 376,0
17. FS 120	5158,0 ± 358,2	2338,0 ± 293,0
18. FSs 40	4119,0 ± 305,0	1789,0 ± 127,5
19. FSs 80	4029,0 ± 674,0	1867,0 ± 267,5
20. FSs 120	4319,0 ± 340,8	2023,0 ± 167,7
21. FSp 40	3776,0 ± 472,6	1651,0 ± 274,9
22. FSp 80	4062,0 ± 524,2	1738,0 ± 256,5
23. FSp 120	4310,0 ± 885,1	1845,0 ± 305,2

4.1.2 Loam sableux

Les rendements moyens en grains et en paille obtenus dans le loam sableux sont présentés au Tableau 9. À la lumière de l'analyse statistique (Tableau A7d), l'effet type de fumure et l'effet dose ont eu des effets significatifs ($\alpha = 0,05$). Comparativement au loam argileux, la contribution du sol semble avoir eu un effet moins important. Cette hypothèse peut être vérifiée par une comparaison des rendements en grains et en paille du témoin (EM 00). Dans le loam sableux, la seule contribution du sol a permis d'obtenir un rendement moyen en grains de 2,5 t/ha comparativement à 3,5 t/ha pour le loam argileux. Pour la paille, le rendement du témoin obtenu dans le loam sableux est de 0,4 t/ha inférieur à celui du loam argileux. Notons que le retour de prairie contenait moins de légumineuses sur le site du loam sableux, ce qui pourrait en partie expliquer la différence. Il est possible aussi que le déséquilibre nutritif de l'engrais minéral (EM) et des co-produits liquides (FL et FLf) ait empêché les effets des traitements de se manifester au niveau statistique. Par ailleurs, plusieurs parcelles n'ont pu être récoltées en totalité puisque ces dernières ont été piétinées lors du deuxième échantillonnage de sol (fin juin). Les rendements obtenus sur la superficie récoltée ont été majorés à 1 m², ce qui peut causer des erreurs expérimentales.

Le rendement maximal est obtenu par la fraction solide du lisier séparé (FS) sans différence significative avec le lisier brut (LB). Par contre, dans ce cas-ci, le lisier brut (LB) n'a pas donné de rendement significativement différent des deux fractions claires (FL et FLf). De plus, contrairement au loam argileux, une différence significative est observée entre les rendements en grains et en paille des deux fractions claires; la fraction liquide filtrée (FLf) a donné de meilleurs rendements que la fraction liquide brute (FL). La fraction solide (FS) a donné des rendements plus élevés que les deux fractions avec ajout carboné (FSs et FSsp) alors que ces deux dernières ont des rendements similaires. La finesse de mouture du substrat carboné ne semble pas avoir influencé la disponibilité de l'azote pour la culture.

Tableau 9 Rendements en grains et en paille (matière sèche) de l'orge pour le loam sableux en 2001

Traitements et doses d'azote (kg N/ha)	Rendements en grains (kg/ha)	Rendements en paille (kg/ha)
1. EM 00	2671,0 ± 218,4	1268,0 ± 161,6
2. EM 20	2743,0 ± 771,5	1401,0 ± 423,9
3. EM 40	2530,0 ± 141,6	1257,0 ± 129,7
4. EM 80	2786,0 ± 492,1	1331,0 ± 221,1
5. EM 120	2289,0 ± 393,9	1306,0 ± 84,8
6. LB 40	3902,0 ± 249,7	1603,0 ± 59,9
7. LB 80	4151,0 ± 461,0	1927,0 ± 385,8
8. LB 120	4489,0 ± 493,7	2312,0 ± 98,9
9. FL 40	3437,0 ± 499,8	1487,0 ± 255,9
10. FL 80	3822,0 ± 281,2	1694,0 ± 195,4
11. FL 120	3274,0 ± 1306,8	1458,0 ± 638,1
12. FLf 40	3950,0 ± 511,9	1760,0 ± 190,4
13. FLf 80	3691,0 ± 635,0	2216,0 ± 956,9
14. FLf 120	4475,0 ± 729,9	1945,0 ± 216,3
15. FS 40	4064,0 ± 618,7	1902,0 ± 351,7
16. FS 80	4087,0 ± 194,0	2438,0 ± 989,0
17. FS 120	5080,0 ± 1153,4	2370,0 ± 425,0
18. FSs 40	3051,0 ± 648,7	1338,0 ± 353,8
19. FSs 80	4215,0 ± 729,4	1816,0 ± 256,9
20. FSs 120	4568,0 ± 803,7	2114,0 ± 174,7
21. FSp 40	3655,0 ± 166,8	1598,0 ± 159,8
22. FSp 80	4053,0 ± 302,2	1790,0 ± 181,4
23. FSp 120	3723,0 ± 924,4	1678,0 ± 517,5

4.1.3 Discussion sur les rendements

Comme mentionné dans la revue de littérature, le rendement constitue un paramètre permettant de refléter la performance d'un programme de fertilisation. Les résultats obtenus de nos essais ne soutiennent toutefois pas les hypothèses agronomiques fixées au départ. De par leurs compositions chimiques, il aurait été logique de penser que les fractions liquides du lisier séparé (FL et FLf) auraient permis d'obtenir des rendements aux moins équivalents à celui du lisier brut. En effet, 82 % de l'azote total est sous forme NH_4^+ pour FL alors que pour FLf, elle est de 96 %. Ces deux fractions auraient dû se comporter comme un engrais minéral. Cette faible réponse de l'orge peut cependant être expliquée par la déficience naturelle des deux sites à l'étude en terme de phosphore. Cette remarque vaut également pour les faibles rendements obtenus par l'engrais minéral.

Curieusement, c'est la fraction solide (FS) qui a donné les rendements maximaux suivie de très près par le lisier brut (LB). Comme seulement 30 % de l'azote total de FS est sous forme NH_4^+ (comparativement à 53 % pour LB) et que son rapport C/N est presque le double de celui du lisier, nous aurions pensé que l'orge aurait répondu davantage au lisier brut. Toutefois, cette fraction solide brute (FS) étant constituée majoritairement de matériel colloïdal et apportant amplement d'éléments nutritifs majeurs et mineurs, il est possible que sa performance soit égale à celle du lisier brut. Notons aussi que ces deux fumures peuvent être similaires en terme d'efficacité fertilisante puisqu'en fait, seul un facteur de dilution par l'eau distingue les deux produits pour plusieurs paramètres. Par ailleurs, des essais effectués sur le blé ont démontré que les applications de la fraction solide du lisier ont significativement augmenté la croissance et le rendement de la culture en comparaison avec l'engrais minéral (Vasconcelos *et al.*, 1997 cité par N'Dayegamiye et Landry, 2003).

Pour les trois fractions solides obtenues du traitement, le rapport C/N plus élevé des fractions avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) semble avoir eu un effet d'immobilisation sur l'azote. Les rendements significativement inférieurs de ces co-produits comparativement à celui de la fraction solide brute laissent croire en la possibilité de ce phénomène puisque aucun autre facteur de rendement n'aurait pu limiter la croissance de l'orge. Cependant, la finesse de mouture plus fine de la poussière de

sablage comparativement aux sciures de bois n'a eu aucun effet significatif sur les rendements en grains et en paille de l'orge.

Enfin, les rendements en grains et en paille suivent à peu près les mêmes tendances pour tous les traitements sur les deux sites à l'étude. Toutefois, les rendements moyens sont généralement supérieurs dans le loam argileux avec un rendement additionnel maximal de 1,0 t/ha pour les grains et 0,4 t/ha pour la paille, par rapport au loam sableux.

4.2 Teneur en azote des parties végétales

4.2.1 Loam argileux

Les teneurs moyennes en azote total des grains et de la paille de l'orge pour le loam argileux sont présentées au Tableau 10. À la lumière de l'analyse statistique (Tableau A7e), des différences significatives entre les types de fumure, les doses et l'interaction fumure/dose sont observées au seuil $\alpha = 0,05$.

Les teneurs en azote des grains et de la paille obtenues par l'engrais minéral (EM) sont significativement plus élevées que toutes les fumures organiques. Par ailleurs, aucune différence n'est observée entre le lisier brut (LB) et les fractions liquides (FL et FLf), de même qu'entre les fractions liquides (FL et FLf) entre elles. Pour la fraction solide (FS), les teneurs en azote des grains ne sont pas significativement différentes de celles du lisier brut (LB). Cependant, le lisier brut (LB) a donné des teneurs en azote plus élevées que la fraction solide (FS) pour la paille. Pareillement aux rendements, une différence est observée entre la fraction solide du lisier séparé (FS) et les deux fractions solides avec ajout carboné (FSs et FSp). En effet, la teneur en azote des grains et de la paille de l'orge est plus élevée pour FS. Cependant, les teneurs en azote pour les deux fractions carbonées (FSs et FSp) sont similaires. Encore une fois, seul le rapport C/N semble avoir une influence sur la disponibilité de l'azote.

Pour les deux types de fertilisation (minérale et organique), la teneur en azote des parties végétales augmente généralement de façon proportionnelle au niveau de fumure azotée avec des valeurs de 1,6 à 2,1 % pour les grains et 0,7 à 1,4 % pour la paille. Pour une

même dose d'azote, l'engrais minéral (EM) et les fractions claires du lisier (FL et FLf) ont des teneurs en azote plus élevées que les trois fractions solides du lisier (FS, FSs et FSp) dans la majorité des cas.

Tableau 10 Teneurs moyennes en azote total (% N total) des grains et de la paille de l'orge pour le loam argileux en 2001

Traitements et doses d'azote (kg N/ha)	Teneurs en N des grains (%)	Teneurs en N de la paille (%)
1. EM 00	1,78 ± 0,19	0,99 ± 0,09
2. EM 20	1,87 ± 0,17	1,03 ± 0,18
3. EM 40	1,95 ± 0,11	1,17 ± 0,02
4. EM 80	2,09 ± 0,19	1,26 ± 0,20
5. EM 120	2,11 ± 0,05	1,44 ± 0,07
6. LB 40	1,81 ± 0,17	1,00 ± 0,16
7. LB 80	1,94 ± 0,06	1,06 ± 0,08
8. LB 120	1,88 ± 0,09	1,04 ± 0,14
9. FL 40	1,94 ± 0,07	1,01 ± 0,10
10. FL 80	1,88 ± 0,04	1,07 ± 0,11
11. FL 120	2,03 ± 0,08	1,22 ± 0,09
12. FLf 40	1,83 ± 0,06	0,99 ± 0,13
13. FLf 80	1,86 ± 0,12	1,18 ± 0,09
14. FLf 120	1,95 ± 0,07	1,15 ± 0,11
15. FS 40	1,66 ± 0,04	0,80 ± 0,10
16. FS 80	1,90 ± 0,12	0,97 ± 0,11
17. FS 120	1,91 ± 0,15	0,97 ± 0,24
18. FSs 40	1,75 ± 0,12	0,88 ± 0,17
19. FSs 80	1,66 ± 0,06	0,75 ± 0,10
20. FSs 120	1,66 ± 0,02	0,66 ± 0,06
21. FSp 40	1,65 ± 0,14	0,83 ± 0,12
22. FSp 80	1,64 ± 0,07	0,80 ± 0,10
23. FSp 120	1,65 ± 0,07	0,77 ± 0,18

4.2.2 Loam sableux

Les teneurs moyennes en azote total des grains et la paille de l'orge pour le loam sableux sont présentées au Tableau 11. Dans ce cas-ci, seul l'effet type de fumure est significatif (Tableau A7f).

Les teneurs maximales en azote des grains et de la paille sont obtenues par la fertilisation minérale (EM) et sont significativement plus élevées que tous les autres traitements. Les fractions liquides (FL et FLf) n'ont pas permis d'accroître la teneur en azote des parties végétales plus que le lisier brut (LB). Pour la paille uniquement, la teneur en azote est significativement plus élevée pour FLf que pour FL. La concentration en azote des parties végétales fertilisées avec la fraction solide du lisier (FS) est plus élevée que celles obtenues par les deux fractions avec ajout carboné (FSs et FSp). Toutefois, aucune différence n'est observée entre ces deux dernières.

Selon l'analyse statistique, le niveau de fumure azotée n'a pas influencé la teneur en azote des parties végétales comparativement au loam argileux. Il est remarqué aussi que pour certains traitements, la concentration en azote des grains et de la paille est plus faible pour un niveau d'azote croissant. Cependant, comme ces écarts sont non significatifs, il faut éviter de conclure.

Tableau 11 Teneurs moyennes en azote total (% N total) des grains et de la paille de l'orge pour le loam sableux en 2001

Traitements et doses d'azote (kg N/ha)	Teneurs en azote total des grains (%)	Teneurs en azote total de la paille (%)
1. EM 00	1,99 ± 0,18	1,11 ± 0,18
2. EM 20	2,10 ± 0,30	1,16 ± 0,21
3. EM 40	2,48 ± 0,14	1,39 ± 0,14
4. EM 80	2,43 ± 0,05	1,42 ± 0,18
5. EM 120	2,70 ± 0,18	1,56 ± 0,13
6. LB 40	2,04 ± 0,10	1,10 ± 0,18
7. LB 80	2,08 ± 0,09	1,29 ± 0,04
8. LB 120	2,15 ± 0,14	1,08 ± 0,19
9. FL 40	2,06 ± 0,17	1,04 ± 0,20
10. FL 80	2,09 ± 0,07	1,03 ± 0,09
11. FL 120	2,14 ± 0,23	1,13 ± 0,19
12. FLf 40	2,16 ± 0,11	1,21 ± 0,10
13. FLf 80	2,22 ± 0,08	1,29 ± 0,18
14. FLf 120	2,09 ± 0,16	1,06 ± 0,13
15. FS 40	2,05 ± 0,07	1,12 ± 0,19
16. FS 80	2,03 ± 0,08	1,15 ± 0,13
17. FS 120	1,91 ± 0,11	0,94 ± 0,29
18. FSs 40	1,75 ± 0,07	1,00 ± 0,06
19. FSs 80	1,88 ± 0,10	0,90 ± 0,04
20. FSs 120	1,76 ± 0,11	0,84 ± 0,17
21. FSp 40	1,87 ± 0,10	0,91 ± 0,08
22. FSp 80	1,79 ± 0,06	0,90 ± 0,06
23. FSp 120	1,77 ± 0,08	0,79 ± 0,08

4.2.3 Discussion sur les teneurs en azote total

Les teneurs en azote des parties végétales permettent une évaluation agronomique de la performance de la culture à utiliser l'azote disponible. Étrangement, les résultats obtenus pour ce paramètre ne suivent pas les mêmes tendances que celles observées pour l'obtention de matière sèche (rendements). En effet, malgré une limitation possible de la croissance de l'orge par un déficit phosphoré, les teneurs en azote sont plus élevées pour l'engrais minéral (EM) et les fractions liquides claires (FL et FLf) que pour les autres traitements, sans différence significative avec le lisier brut (LB). Encore une fois, le rapport C/N plus élevé des fractions solides FSs et FSp a eu un effet limitatif sur la capacité de l'orge à puiser l'azote disponible du sol et de la fumure apportée (immobilisation). Toutefois, l'immobilisation de l'azote n'a pas d'effet plus marqué pour le substrat de poussières de sablage que pour les sciures de bois, comme observé pour les rendements.

Les teneurs en azote total des parties végétales suivent les mêmes tendances pour les deux sites à l'étude. Cependant, contrairement aux rendements, des teneurs en azote plus élevées sont observées dans le loam sableux. En effet, des différences maximales de 0,5 % pour les grains et 0,2 % pour la paille sont obtenues par les divers traitements.

4.3 Coefficient apparent d'utilisation de l'azote (C.A.U.)

Le coefficient apparent d'utilisation (C.A.U.) de l'azote a été déterminé en utilisant les résultats des deux premiers paramètres mesurés précédemment, c'est-à-dire les rendements et les teneurs en azote. Le calcul du prélèvement total en azote des parties végétales devrait permettre d'évaluer la performance agronomique de chaque type de fumures. Notons que le calcul du C.A.U. est basé sur l'azote total contenu dans les divers traitements au moment de l'épandage. Puisque les rendements et les teneurs en azote ne suivent pas les mêmes tendances, le calcul du prélèvement en azote des parties végétales est fortement influencé par ces divergences. Ainsi, aucun traitement statistique n'a été effectué sur ce coefficient étant donné les influences possibles occasionnées par son calcul. Par ailleurs, des analyses statistiques ne sont pas nécessaires puisque l'intérêt de la

présente recherche est de connaître le comportement individuel d'un produit pour un traitement donné.

4.3.1 Loam argileux

Les coefficients apparents d'utilisation (C.A.U.) de l'azote des divers traitements pour le loam argileux sont présentés au Tableau 12. Ils ont été calculés pour les trois doses d'azote apportées, présumées disponibles. Les prélèvements azotés totaux sont généralement assez bas, tous traitements confondus. En effet, le prélèvement total généralement observé pour le grain et la paille d'orge se situe autour de 28,4 kg N/tonne de matière sèche (CRAAQ, 2003). Hors, le prélèvement moyen des grains et de la paille de l'orge a été autour de 16 kg N/tonne de matière sèche lors de nos essais.

Pour toutes doses confondues, l'efficacité fertilisante moyenne des produits se répartie comme suit :

- $FSp < FSs < FS < LB < FLf < FL < EM$

L'engrais minéral a permis d'obtenir le C.A.U. moyen maximal avec une valeur de 39 %, suivi de très près par la fraction liquide brute (FL) avec un coefficient de 38 %. Cette dernière a permis d'obtenir un C.A.U. moyen plus élevé que celui de la fraction liquide filtrée (FLf) contrairement à nos attentes. En effet, comme FL contient moins d'azote ammoniacal que FLf pour une quantité presque équivalente d'azote total, elle aurait dû donner un C.A.U. moindre. Cependant, comme la fraction liquide brute apporte davantage de phosphore et de potassium à la culture (voir Tableau 7), la performance agronomique de l'orge a pu être diminuée par ce facteur.

Le lisier brut (LB) possède un C.A.U. moyen de 22 % alors que celui de la fraction solide brute (FS) est de 16 %. Malgré une performance supérieure pour le lisier brut, il y a peu de différence en terme de prélèvements totaux entre ces deux produits.

L'immobilisation de l'azote engendrée par un rapport C/N plus élevé des deux fractions solides carbonées (FSs et FSp) est bien illustrée par les coefficients obtenus. En effet, il n'est en moyenne que de 7 % pour un ajout de sciures de bois et de 4 % pour un ajout de poussières de sablage.

Les coefficients apparents d'utilisation de l'azote tendent à diminuer avec des doses d'azote croissantes, excepté pour FS et FSp. On observe en général que pour les fumures organiques, le meilleur C.A.U. est obtenu avec une fertilisation visée de 40 kg N/ha, ce qui correspond à 50 % des besoins azotés recommandés par le CRAAQ (2003) pour l'orge. L'efficacité fertilisante maximale de l'engrais minéral est obtenue pour une dose de seulement 20 kg N/ha mais comme les rendements n'ont pas été influencés par les doses d'azote, il n'est pas surprenant d'obtenir cette valeur.

Tableau 12 Prélèvements totaux (grains et paille) en azote et Coefficient Apparent d'Utilisation (C.A.U) de l'azote pour le loam argileux en 2001

Traitements et doses d'azote (kg/ha)	Prélèvements N grain (kg/ha)	Prélèvements N paille (kg/ha)	Prélèvements N totaux (kg/ha)	C.A.U. (%)	C.A.U. moyen (%)
1. EM 00	57,0	16,1	73,1	---	
2. EM 20	69,0	18,9	87,9	74	
3. EM 40	67,0	20,3	87,2	35	39
4. EM 80	72,9	20,4	93,3	25	
5. EM 120	75,5	25,0	100,6	23	
6. LB 87	76,3	20,4	96,7	27	
7. LB 174	89,9	23,4	113,4	23	22
8. LB 261	95,8	22,9	118,7	17	
9. FL 48	84,6	18,8	103,4	63	
10. FL 96	80,7	19,1	99,8	28	38
11. FL 144	84,4	24,0	108,4	24	
12. FLf 42	75,5	18,8	94,3	50	
13. FLf 84	73,4	22,3	95,7	27	31
14. FLf 126	74,2	20,6	94,8	17	
15. FS 105	71,5	15,7	87,3	13	
16. FS 210	89,9	22,2	112,2	19	16
17. FS 315	98,4	22,8	121,1	15	
18. FSs 108	71,9	15,7	87,6	13	
19. FSs 216	66,8	14,0	80,9	4	7
20. FSs 324	71,8	13,3	85,0	4	
21. FSp 99	62,2	13,7	75,9	3	
22. FSp 198	66,6	13,9	80,5	4	4
23. FSp 297	70,9	14,2	85,2	4	

4.3.2 Loam sableux

Les coefficients apparents d'utilisation (C.A.U.) de l'azote des divers traitements pour le loam sableux sont présentés au Tableau 13. Encore une fois, les prélèvements totaux des grains et de la paille d'orge sont généralement assez bas pour tous les traitements (17 kg N/tonne de matière sèche) comparativement aux valeurs généralement rencontrées (CRAAQ, 2003).

Toutes doses d'azote confondues, l'efficacité fertilisante des produits se répartie comme suit :

- $FSs < FSp < FS < EM < LB < FL < FLf$

Dans ce cas-ci, les C.A.U. suivent une tendance différente de celle observée dans le loam argileux. En effet, pour cet essai, la fraction liquide filtrée (FLf) a donné le C.A.U. moyen maximal avec une valeur de 61 %, ce qui est très élevé. La fraction liquide brute (FL) a donné un coefficient moyen deux fois moins élevé que la fraction liquide filtrée (FLf) avec une valeur de 28 %. Ce résultat est plutôt surprenant étant donné la composition chimique assez semblable des deux co-produits. L'engrais minéral a un C.A.U. moyen de seulement 26 %, avec une efficacité fertilisante maximale à une dose de 20 kg N/ha, comme observé dans le loam argileux.

Une immobilisation de l'azote des fractions solides avec ajout de substrat carboné est également observée dans le loam sableux. Le C.A.U. moyen est de 8 % pour FSs (sciures de bois) et 10 % pour FSp (poussières de sablage), ce qui nettement inférieur à la valeur observée pour la fraction solide brute (25 %).

Les coefficients apparents d'utilisation de l'azote tendent à diminuer avec des doses d'azote croissantes, excepté pour FSs. On observe que le meilleur C.A.U. est obtenu avec une fertilisation visée de 40 kg N/ha, sauf pour FSs, où elle est de 80 kg N/ha.

Tableau 13 Prélèvements totaux (grains et paille) en azote et Coefficient Apparent d'Utilisation (C.A.U) de l'azote pour le loam sableux en 2001

Traitements et doses d'azote disponible planifiées (kg/ha)	Prélèvements N grain (kg/ha)	Prélèvements N paille (kg/ha)	Prélèvements N totaux (kg/ha)	C.A.U. (%)	C.A.U. moyen (%)
1. EM 00	53,1	14,0	67,1	---	
2. EM 20	57,6	16,3	73,8	34	
3. EM 40	62,7	17,4	80,1	33	26
4. EM 80	67,8	18,8	86,6	24	
5. EM 120	61,9	20,3	82,2	13	
6. LB 87	79,7	17,6	97,3	35	
7. LB 174	86,2	24,9	111,1	25	27
8. LB 261	96,6	25,1	121,7	21	
9. FL 48	70,7	15,5	86,2	40	
10. FL 96	79,7	17,5	97,2	31	28
11. FL 144	70,0	16,4	86,4	13	
12. FLf 42	85,5	21,3	106,8	95	
13. FLf 84	82,1	28,7	110,8	52	61
14. FLf 126	93,5	20,7	114,2	37	
15. FS 105	83,5	21,2	104,7	36	
16. FS 210	83,1	28,0	111,0	21	25
17. FS 315	97,1	22,4	119,4	17	
18. FSs 108	53,4	13,3	66,7	0	
19. FSs 216	79,3	16,4	95,7	13	8
20. FSs 324	80,6	17,8	98,4	10	
21. FSp 99	68,4	14,5	82,8	16	
22. FSp 198	72,4	16,0	88,4	11	10
23. FSp 297	66,0	13,3	79,3	4	

4.3.3 Discussion sur les C.A.U.

Le coefficient apparent d'utilisation (C.A.U.) de l'azote est un paramètre largement utilisé pour évaluer l'efficacité fertilisante d'un produit en absence d'azote isotopique. Cependant, l'interprétation des résultats demeure limitée en ce qui a trait à la contribution réelle de l'engrais à la fertilisation azotée de la culture. Cette observation est d'autant plus véridique lorsque la fourniture azotée du sol est importante, comme c'est le cas pour nos essais. De plus, l'établissement du C.A.U. repose sur un paramètre de prélèvement qui est lui-même fortement influencé par les rendements. Dans certains cas, la consommation d'azote par la culture permet difficilement de refléter fidèlement l'efficacité fertilisante d'un produit donné.

Les C.A.U. obtenus de nos essais pour l'engrais minéral ont varié de 24 % à 25 % pour une dose de 80 kg N/ha selon le type de sol. N'Dayegamiye *et al.* (1998) ont observé des valeurs similaires pour une même dose d'azote sur l'orge en retour de prairie. Un coefficient réel d'utilisation (C.R.U.) de l'azote de l'engrais minéral variant de 38 % à 52 % a été obtenu par Tran *et al.* (1992) sur différents types de sols pour l'orge fertilisée à 100 kg N/ha. Le C.R.U. est beaucoup plus précis que le C.A.U. puisque des traceurs isotopiques (^{15}N) sont utilisés pour le suivi de l'azote dans le système. On observe que pour des doses similaires d'engrais minéral, nos C.A.U. sont inférieurs aux C.R.U. de ces auteurs.

Généralement, et pour les deux types de sol à l'étude, les C.A.U. sont plus élevés pour des niveaux d'azote de 40 kg/ha provenant des diverses fractions de lisier. Par ailleurs, les coefficients indiquent qu'une plus faible utilisation de l'azote est obtenue par des niveaux d'azote croissants provenant des diverses fumures. Les C.A.U. les plus faibles sont obtenus pour les fractions solides avec ajout carboné (FSs et FSp), ce qui confirme la présence possible d'immobilisation de l'azote. Enfin, les C.A.U. sont particulièrement plus élevés dans le loam sableux pour la plupart des traitements, sauf pour la fumure minérale (EM) et la fraction liquide filtrée (FLf).

4.4 Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.)

Pareillement au C.A.U., le coefficient d'efficacité rendement du lisier rend compte de la performance d'un programme de fertilisation avec pour avantage d'être plus précis. En effet, il correspond, comme mentionné auparavant, à une mesure de l'efficacité fertilisante basée sur les augmentations de rendements procurées par l'apport de fumure. Ainsi, les risques d'erreurs associés au calcul des prélèvements en azote sont limités et l'effet global procuré par l'apport d'un produit fertilisant est davantage mis en valeur. Pour l'intérêt de cette étude, les C.E.R.L. seront calculés uniquement pour les rendements en grains de l'orge. Tout comme le C.A.U., aucune analyse statistique n'a été effectuée pour ce paramètre. En effet, beaucoup de variabilité intrinsèque aux mesures de rendements est observée sur le terrain. Comme il est difficile d'expliquer d'où vient cette variabilité (le sol lui-même? Le piétinement des parcelles? La présence de drains souterrains sous la parcelle? L'hétérogénéité de l'épandage des co-produits dans les parcelles? Etc.), il devient hasardeux d'effectuer des comparaisons statistiques sur les valeurs obtenues. De plus, comme expliqué pour les C.A.U., l'intérêt est de connaître le comportement individuel d'un produit face à un traitement quelconque.

Différentes méthodes de calcul des C.E.R.L. peuvent être exploitées dépendamment des résultats recherchés. Par exemple, il est possible de déterminer l'efficacité fertilisante d'un produit dans une plage de fertilisation donnée (ex. : de 0 à 40 kg/ha d'azote apporté) ou encore, de déterminer l'efficacité fertilisante globale du produit, tout niveau d'azote apporté au sol confondu. Dans le cadre de cette étude, les deux méthodes proposées précédemment seront utilisées afin que le lecteur puisse visualiser de façon précise ou globale l'effet d'un traitement sur le rendement de la culture.

L'établissement des C.E.R.L. avec la courbe de rendement 2001 de l'engrais minéral ($R^2 < 0,50$ pour les deux types de sol) a donné des valeurs plutôt étranges pour toutes les fractions de lisier. Il apparaît que ces coefficients sont anormalement élevés et il est proposé de ne pas les présenter ici étant donné qu'ils ne seront pas utilisés pour la présente étude. Comme le déficit phosphoré du sol en 2001 a limité la croissance de l'orge sous engrais minéral, on observe que l'augmentation de rendement pour le grain est négligeable pour une dose croissante d'azote. En effet, pour un apport croissant de 0 à

120 kg N/ha, l'augmentation de rendement observée n'est que de 205 kg/ha de grains dans le loam argileux. Ainsi, l'établissement des C.E.R.L. à partir de cette courbe devient aberrant et les résultats difficilement interprétables. Il est proposé d'utiliser plutôt la courbe de réponse de l'orge à l'engrais minéral de l'année 2002 ($R^2 > 0,50$ pour les deux types de sol), où les correctifs du déficit en phosphore du sol ont été apportés. Dans ce cas-ci, l'augmentation de rendement en grains est de 1401 kg/ha pour un apport croissant de 0 à 120 kg N/ha dans le loam argileux, ce qui est plus couramment observé.

Un exemple de calcul des C.E.R.L. pour les deux méthodes utilisées est présenté en Annexe 6.

4.4.1 Loam argileux

Les coefficients d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) pour le loam argileux sont présentés au Tableau 14. Les résultats correspondent aux C.E.R.L. obtenus pour diverses plages de fertilisation (de 0 à 40 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$, 0 à 80 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$ et 0 à 120 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$) ainsi que les C.E.R.L. globaux (dose 0 et les trois autres doses d'azote total) pour toutes les fumures organiques.

L'efficacité fertilisante des fumures organiques comparativement à la fumure minérale est maximale à la dose 40 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$ pour la plupart des traitements. La fraction liquide brute (FL) et la fraction liquide filtrée (FLf) auront permis d'obtenir les C.E.R.L. moyens maximaux, avec des valeurs respectives de 73 % et 60 %. On observe un C.E.R.L. moyen de 52 % pour le lisier brut (LB), ce qui est inférieur aux valeurs de référence fournies dans la littérature. Par exemple, un coefficient d'efficacité de 70 % est proposé par le CRAAQ (2003) alors que Ziegler (1987) propose plutôt une valeur de 58 % pour une application printanière de lisier porcin sur une culture de céréale.

Les coefficients d'efficacité rendement des fractions solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) sont beaucoup plus faibles que tous les autres traitements, avec des valeurs moyennes respectives de 28 % et 26 %. Cette information indique encore une fois que l'augmentation du rapport C/N a pu diminuer la disponibilité de l'azote pour la première année d'application. Cependant, on n'observe aucune différence quant à la finesse de mouture des substrats carbonés.

Les C.E.R.L. globaux permettent de rendre compte de l'efficacité fertilisante globale d'un produit suite à un programme complet de fertilisation. Ce sont des coefficients intéressants d'un point de vue comparatif puisqu'ils masquent les variations extrêmes de rendements observées sur le terrain. Cependant, ils ne permettent pas de connaître l'efficacité fertilisante d'un produit à une dose agronomique visée. Les résultats obtenus démontrent que le lisier a une efficacité fertilisante supérieure à la fraction solide brute, sans que cet écart ne soit très élevé (C.E.R.L. de 60 % pour LB et de 51 % pour FS). Les fractions solides avec ajout de substrats carbonés (FSs et FSp) ont des valeurs plutôt basses, respectivement de 26 % et 32 %, manifestation d'une immobilisation de l'azote au cours de la saison de croissance.

Tableau 14 Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) pour le loam argileux en 2001

Traitements	CERL 40N (%)	CERL 80N (%)	CERL 120N (%)	CERL moyen (%)	CERL global (%)
LB	47	50	58	52	60
FL	96	69	53	73	ND
FLf	87	54	38	60	ND
FS	42	45	49	45	51
FSs	34	23	27	28	26
FSp	23	26	30	26	32

ND L'équation de régression a un $R^2 < 0,50$ (rejetée)

4.4.2 Loam sableux

Les coefficients d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) pour le loam sableux sont présentés au Tableau 15.

Étant donné que l'augmentation de rendement en grains de l'engrais minéral en fonction des doses d'azote croissantes est assez faible pour ce site (malgré le redressement en

phosphore), des C.E.R.L. très élevés ont été obtenus pour la plupart des traitements. Par exemple, pour une dose d'azote de 0 à 40 kg/ha, l'engrais minéral a permis d'augmenter le rendement en grains de 878 kg alors que cette augmentation est de 1742 kg pour le lisier brut, ce qui est assez étonnant. Comme les résultats de C.E.R.L. obtenus sont fortement influencés par les faibles rendements obtenus de la fumure minérale, seules les tendances observées seront discutées.

On remarque que cette fois-ci, c'est à la dose de 80 kg N_{disponible}/ha que l'efficacité fertilisante des fumures organiques est la plus élevée. Ceci n'est pas étonnant puisqu'il y a eu une baisse de rendement dans les parcelles sous engrais minéral avec une dose d'azote de 40 à 80 kg N_{disponible}/ha. La tendance générale est la même que celle observée dans le loam argileux : les fractions claires du lisier séparé (FL et FLf) ont donné les C.E.R.L. moyens les plus élevés, suivi du lisier brut (LB). Également, les fractions solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) ont une efficacité fertilisante moyenne moindre que les autres traitements, sans qu'il n'y ait de différence notable entre les deux.

Aucune tendance particulière n'est observée avec les résultats des C.E.R.L. globaux. Les résultats sont d'ailleurs plutôt aberrants et il vaut mieux ne pas en tenir compte.

Tableau 15 Coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) pour le loam sableux en 2001

Traitements	CERL 40N (%)	CERL 80N (%)	CERL 120N (%)	CERL moyen (%)	CERL global (%)
LB	64	162	79	102	89
FL	72	228	47	116	ND
FLf	139	231	162	177	167
FS	60	128	87	92	94
FSs	16	136	66	73	87
FSp	45	133	40	73	49

ND L'équation de régression a un $R^2 < 0,50$ (rejetée)

4.4.3 Discussion sur les C.E.R.L.

De façon générale, les C.E.R.L. les plus élevés ont été obtenus dans le loam sableux. Cependant, la courbe de réponse de l'orge aux fumures azotées minérales a été relativement faible comparativement à celle observée pour le loam argileux. De plus, comme indiqué auparavant, un piétinement des parcelles à l'été 2001 sur le site du loam sableux a obligé à calculer autrement les rendements réellement obtenus. Par exemple, nous avons dû extrapoler à 1 mètre carré les rendements récoltés sur 0,5 mètre carré. Ce redressement a pu provoquer des erreurs expérimentales non négligeables. Ainsi, il devient hasardeux d'élaborer davantage sur ces résultats. La discussion portera donc sur les coefficients d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) obtenus dans le loam argileux.

Pareillement aux résultats obtenus par le coefficient apparent d'utilisation (C.A.U.) de l'azote, c'est à la dose de 40 kg N/ha que les fumures organiques ont eu une efficacité fertilisante supérieure. Excepté pour les fractions claires du lisier séparé, il semble que des doses croissantes d'azote de 80 à 120 kg/ha aient légèrement augmenté l'efficacité fertilisante des co-produits. Les C.E.R.L. moyens des fractions liquides (FL et FLf) ont été les plus élevés et, de fait, supérieure à celle du lisier brut (LB). Généralement, les fractions solides avec ajout carboné (FSs et FSp) ont donné des C.E.R.L. beaucoup plus faibles que celui observé pour la fraction solide brute (FS). C'est dire que cette dernière possède une efficacité fertilisante supérieure puisque l'immobilisation de l'azote n'a pas été un facteur limitant la croissance de l'orge.

Par ailleurs, l'hypothèse initiale voulait que les deux co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) aient réagit de façon similaire à un fumier de bovin de par leur nature chimique assez similaire, malgré que ce dernier soit plus stable (compostage durant l'hiver). Les C.E.R.L. globaux obtenus dans le loam argileux (26 % et 32 %) sont de loin inférieurs à celui de 55 % proposé par le CRAAQ (2003) pour un fumier de bovin. Néanmoins, Ziegler (1987) propose un coefficient d'efficacité direct de seulement 18 % pour un fumier de bovin appliqué au printemps sur une culture de céréale.

Comme les coefficients d'efficacité rendement du lisier de porc brut appliqué sur l'orge sont maintenant bien documentés dans la littérature (valeurs se situant généralement entre 60 % et 70 %), ces derniers pourraient sans doute servir de base de comparaison pour les

autres co-produits plutôt que d'utiliser les engrais minéraux comme seule base de comparaison.

4.5 Coefficient d'arrière-effet de l'azote

Les propriétés résiduelles fertilisantes des divers produits à l'étude, particulièrement leur contribution en azote pour les années suivant le traitement, sont des paramètres d'importance dans le cadre d'un suivi agronomique. Le coefficient d'arrière-effet, aussi appelé « *effet de vieille graisse* », est indépendant de l'apport de l'année mais lié à l'historique de la parcelle, c'est-à-dire aux apports des années antérieures (Ziegler, 1987). Il permet de rendre compte de l'importance de l'azote minéralisé les années suivantes. Comme mentionné auparavant, les fumiers ont généralement une action fertilisante plus prolongée dans le temps que les lisiers à cause de la proportion importante d'azote organique qu'ils contiennent.

Le calcul des coefficients d'arrière-effet est basé sur les rendements en grains obtenus l'année suivant les traitements (2002) comparativement à ceux obtenus d'une fertilisation minérale. On détermine à quel niveau d'azote correspond le rendement obtenu de la fumure organique par rapport à la courbe de rendement de l'engrais minéral. Cette proportion d'azote provenant de l'azote total appliqué l'année antérieure correspond donc à l'arrière-effet azoté du produit. Par exemple, le coefficient d'arrière-effet du lisier brut à une dose visée de 80 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$ dans le loam argileux se calcule comme suit: l'équation de régression pour EM (avec phosphore) en 2002 est « $y = 11,67x + 2527$ » et le rendement en grains obtenus pour LB est de 2849 kg/ha. Alors, $2849 = 11,67x + 2527$ où $x = 27,6 \text{ kg } N_{\text{total}}$. Donc, le coefficient d'arrière-effet est de $27,6/174 = 16 \%$.

4.5.1 Loam argileux

Les coefficients d'arrière-effet azoté des fumures organiques pour le loam argileux sont présentés au Tableau 16. Les résultats correspondent à l'effet résiduel azoté obtenu de la dose visée de 0 à 40 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$, 0 à 80 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$ et 0 à 120 kg $N_{\text{disponible}}/\text{ha}$ pour toutes les fumures organiques.

D'après les résultats obtenus, on constate que les effets résiduels les plus importants sont obtenus d'une fertilisation visée de 80 kg N_{disponible}/ha en 2001 pour la plupart des fumures organiques. Étrangement, c'est la fraction liquide filtrée (FLf) qui a donné l'arrière-effet moyen le plus élevé avec une valeur de 6 %. Ce résultat est très aberrant étant donné la composition chimique du co-produit (peu d'azote organique); les rendements obtenus pour l'année 2002 auraient dû être inférieurs à ceux obtenus d'une fertilisation minérale optimale. Le lisier brut (LB) a donné un arrière-effet azoté moyen de 5 %, ce qui est similaire aux valeurs de références fournies par la littérature pour une première année d'application.

Par ailleurs, la fraction solide brute (FS) a eu un effet résiduel moyen de 1 %, ce qui est surprenant. Les résultats obtenus précédemment indiquent que la fraction solide possède une efficacité fertilisante semblable à celle du lisier brut (LB); il est donc étonnant que son arrière-effet azoté soit inférieur, surtout qu'elle possède une proportion d'azote total plus importante que celle du lisier brut. De plus, les fractions solides avec ajout carboné (FSs et FSp), qui possèdent toutes deux une forte proportion d'azote organique, auraient dû donner un arrière-effet semblable à ce qui est observé dans la littérature pour des fumiers de bovins pailleux. Des coefficients d'arrière-effet nuls suggèrent que l'azote organique soit peu minéralisé même à la première année suivant l'application.

Tableau 16 Coefficient d'arrière-effet azoté des fumures organiques pour le loam argileux

Traitements	Arrière-effet 40N (%)	Arrière-effet 80N (%)	Arrière-effet 120N (%)	Arrière-effet moyen (%)
LB	0 ^a	16	0	5
FL	0	0	0	0
FLf	0	19	0	6
FS	0	2	0	1
FSs	0	0	0	0
FSp	0	0	0	0

a : Aucun arrière-effet

4.5.2 Loam sableux

Les coefficients d'arrière-effet azoté des fumures organiques pour le loam sableux sont présentés au Tableau 17. On constate que les résultats obtenus diffèrent grandement de ce qui est observé pour le loam argileux. En effet, les coefficients d'arrière-effet sont très élevés pour la plupart des fumures organiques, excepté pour les co-produits liquides. Notons que la courbe de rendement de l'orge pour la fumure minérale en 2002 est peu influencée par les niveaux croissants d'azote, ce qui explique les C.E.R.L. élevés pour ce type de sol. De plus, le piétinement des parcelles en 2001 a peut-être accru l'effet résiduel des fumures organiques : le prélèvement azoté de l'orge ne fut pas optimal en 2001 et l'azote disponible a pu se réorganiser dans le sol pour être relargué l'année suivante.

D'abord, tel qu'anticipé, aucun arrière-effet azoté n'est observé pour la fraction liquide (FL) et la fraction liquide filtrée (FLf), quelle que soit la dose d'azote apportée en 2001. Des rendements supérieurs à ceux obtenus de l'engrais minéral ont été obtenus pour le lisier brut (LB) et les trois co-produits solides (FS, FSs et FSp) en 2002. On constate donc des arrière-effets moyens très importants : 28 % pour le lisier, 45 % pour la fraction solide brute, 39 % pour le co-produit avec sciures de bois et 41 % pour le co-produit avec

poussières de sablage. De telles valeurs n'ont jamais été observées dans la littérature pour une seule année d'application de lisier porcin.

De même, il est observé que c'est la fraction solide brute (FS) qui possède le coefficient d'arrière-effet moyen le plus élevé (45 %). Ce résultat est, de plus, supérieur à ceux obtenus pour les co-produits avec ajout carboné (FSs et FSp). Sachant que la fraction solide (FS) possède une efficacité fertilisante largement supérieure à celle des co-produits FSs et FSp, il est plutôt surprenant d'obtenir un tel résultat. Malgré que la quantité d'azote total contenue dans FS (8,1 kg/t) soit supérieure à celles contenues dans FSs et FSp (6,4 kg/t et 5,1 kg/t respectivement), ce paramètre peut difficilement expliquer à lui seul les résultats obtenus.

Tableau 17 Coefficient d'arrière-effet azoté des fumures organiques pour le loam sableux

Traitements	Arrière-effet 40N (%)	Arrière-effet 80N (%)	Arrière-effet 120N (%)	Arrière-effet moyen (%)
LB	29	27	29	28
FL	0 ^a	0	0	0
FLf	0	0	0	0
FS	86	42	6	45
FSs	43	49	26	39
FSp	75	26	21	41

a : Aucun arrière-effet

4.5.3 Discussion sur l'arrière-effet des produits

De façon générale, aucune tendance similaire n'est observée pour les deux types de sol à l'étude. Dans le loam argileux, les coefficients d'arrière-effet azotés sont très intéressants et les plus élevés ont été obtenus par une fertilisation visée de 80 kg N_{disponible}/ha en 2001. Dans le loam sableux, c'est à une dose de 40 kg N_{disponible}/ha que l'arrière-effet azoté est le plus important; ces résultats sont plutôt étonnants et ne permettent qu'une interprétation limitée.

Ziegler (1987) propose un arrière-effet azoté de seulement 5 % pour une application de lisier de porc sur une culture de céréales après 10 à 20 ans d'apports réguliers. Pareillement, le CRAAQ (2003) propose un coefficient d'arrière-effet de 5 % pour une application répétée de moins de 5 ans de lisier de porc sur une culture de céréale. À une dose d'azote agronomique de 80 kg/ha, nos résultats sont nettement supérieurs à ces valeurs. Notons cependant que les valeurs d'arrière-effet citées dans la littérature sont des moyennes qui masquent la variabilité annuelle.

Comme anticipé pour les deux types de sol à l'étude, les co-produits liquides FL et FLf n'ont donné aucun arrière-effet azoté, nonobstant le traitement FLf à une dose de 80 kg N_{disponible}/ha dans le loam argileux.

Dans le loam argileux, l'arrière-effet azoté est nul pour les co-produits solides avec ajout de carbone organique (FSs et FSp), ce qui est très intéressant. Cependant, il est possible que la minéralisation des co-produits soit encore faible après la première année d'application dans ce type de sol. Pour le loam sableux, les coefficients d'arrière-effets obtenus pour FSs et FSp sont très élevés : 49 % et 26 % respectivement, à la dose agronomique. En terme d'arrière-effet azoté, la valeur de référence proposée par le CRAAQ (2003) pour un fumier de bovin appliqué depuis moins de 5 ans sur des céréales est de 7 %. Les valeurs d'arrière-effet supérieures à 25 % obtenus dans le loam sableux sont donc difficilement comparables à celle d'un fumier de bovin. La littérature propose de telles valeurs lorsque le fumier de bovin est appliqué depuis plus de 20 ans au même endroit, sur une culture de céréale (CRAAQ, 2003).

Enfin, comme la minéralisation d'un amendement organique est habituellement beaucoup plus rapide en sol léger qu'en sol lourd (Robert, 1992), il aurait dû théoriquement rester moins de substrat à décomposer en 2002 dans le loam sableux (arrière-effets alors moins importants que ceux obtenus pour le loam argileux). Cependant, nos résultats ne permettent pas de tirer une telle conclusion, malgré que l'efficacité fertilisante des co-produits solides ait été plus élevée dans le loam sableux la première année d'application.

4.6 Bilan azoté

Le bilan de l'azote de chaque parcelle sur lesquelles nos essais ont été réalisés permet de rendre compte de la dynamique de l'azote dans le système sol-plante suite au programme de fertilisation. Comme les pertes possibles d'azote ne sont pas totalement quantifiées dans notre expérience, le bilan est considéré « *apparent* ». Cependant, les travaux de Moreno (2003) permettent de dégager des risques environnementaux reliés à la valorisation agricole des co-produits à la dose agronomique (80 kg N_{disponible}/ha). En effet, les pertes possibles par lessivage ont été quantifiées par l'utilisation de lysimètres drainants installés à 40 cm de profondeur. Ces informations complètent le suivi du devenir de l'azote minéral dans le sol. Cependant, les résultats de Moreno (2003) ne sont pas présentés dans cette section puisqu'ils n'ont été effectués que sur certaines parcelles et que l'objectif d'effectuer le présent bilan est d'obtenir de l'information sur la quantité d'azote non-utilisé dans le système sol-plante lors des traitements.

Le bilan apparent présenté pour chaque type de sol correspond à ce qui est observé en fin de saison, c'est-à-dire dans les jours suivant la récolte de l'orge. Au niveau des entrées d'azote, le paramètre « *minéral* » correspond aux quantités d'azote minéral (NO₃⁻ et NH₄⁺) présentes dans le sol sur 40 cm avant le semis. L'azote du sol potentiellement minéralisé au cours de la saison de croissance a été évalué par les prélèvements en azote des grains et de la paille du témoin. Le paramètre « *engrais* » correspond à la quantité d'azote présumée disponible au moment de l'épandage des fumures. Tel que mentionné auparavant, cette quantité d'azote correspond à 100 % de l'azote ammoniacal des lisiers et 40 % de l'azote total des co-produits solides selon leur analyse chimique. Enfin, les

sorties d'azote correspondent aux quantités d'azote minéral (NO_3^- et NH_4^+) présentes dans le sol en fin de saison, ainsi que les prélèvements en azote par la culture (grains et paille).

4.6.1 Loam argileux

Le bilan apparent de l'azote dans le loam argileux pour chaque traitement est présenté au Tableau 18. De façon générale, on observe que le total des « entrées » d'azote varie légèrement d'un produit à l'autre pour une même dose d'azote visée. Comme une variation maximale de 23 kg/ha d'azote minéral dans le sol au printemps est obtenue, ce sont les niveaux de fumures qui constituent les principales différences entre les entrées totales pour les divers traitements.

Au niveau du total des « sorties » d'azote du système, on remarque qu'il augmente proportionnellement avec la dose d'azote présumée disponible appliquée au printemps pour tous les traitements, excepté pour FSs et FSp. D'ailleurs, on remarque que le total des « sorties » d'azote est beaucoup plus élevé pour l'engrais minéral comparativement aux fumures organiques. Cette différence est principalement attribuable à une quantité résiduelle d'azote minéral beaucoup plus élevée dans le sol en fin de saison pour EM. En effet, l'azote minéral (N-NO_3^- et N-NH_4^+) résiduel varie de 47 à 150 kg/ha pour l'engrais minéral, alors que cette variation n'est que de 28 à 73 kg/ha pour toutes les fumures organiques confondues.

Comme observé précédemment, le prélèvement azoté total des parties végétales (grains et paille) n'augmente pas proportionnellement avec la dose d'azote appliquée au printemps pour tous les traitements. Cette tendance n'est observée que pour l'engrais minéral (EM), le lisier brut (LB) et la fraction solide brute (FS). De même, on observe qu'en général, l'azote résiduel augmente avec une quantité croissante d'azote appliquée au printemps mais pas pour tous les produits. En effet, un coefficient de corrélation inférieur à 1 % est obtenu pour le lisier brut (LB) et les deux co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) alors que pour les autres produits, un coefficient supérieur à 70 % est observé. Malgré ces constats, on remarque que l'azote non quantifiable (non-utilisé) en fin de saison augmente proportionnellement à la dose d'azote appliquée au printemps pour tous les produits, excepté pour l'engrais minéral (EM).

Des quantités non quantifiables d'azote variant de 2 à 109 kg/ha sont obtenues pour les divers traitements à l'étude, les maxima étant obtenus d'une fertilisation de 120 kg $N_{\text{disponible}}$ /ha pour les deux co-produits avec ajout carboné (FSs et FSp). Dans le cadre de notre expérience, des pertes d'azote par ruissellement et volatilisation sont probablement négligeables puisque les sites à l'étude possèdent une pente presque nulle et les produits ont été enfouis immédiatement après l'application. Ainsi, les pertes par lessivage et par réorganisation à l'intérieur du sol peuvent davantage expliquer les bilans azotés positifs.

Tableau 18 Intrants et extrants azotés du système cultural pour les différents traitements au moment de la récolte de l'orge en 2001 dans le loam argileux

Traitements et doses d'azote	Intrants				Extrants				N non utilisé (kg/ha)
	Minéral (kg/ha)	Minéralisé (kg/ha)	Engrais (kg/ha)	Total (kg/ha)	Minéral (kg/ha)	Paille (kg/ha)	Grain (kg/ha)	Total (kg/ha)	
EM 00	26,4	73,1	0	99,5	40,0	16,1	57,0	113,2	--- ^a
EM 20	29,4	73,1	20	122,5	44,6	18,9	69,0	132,6	---
EM 40	25,9	73,1	40	139,0	47,0	20,3	67,0	134,3	4,7
EM 80	41,8	73,1	80	194,9	113,0	20,4	72,9	206,3	---
EM 120	35,7	73,1	120	228,8	150,3	25,0	75,5	250,9	---
LB 40	34,4	73,1	46	153,5	56,9	20,4	76,3	153,6	---
LB 80	42,6	73,1	92	207,7	63,0	23,4	89,9	176,4	31,3
LB 120	33,9	73,1	138	245,0	56,1	22,9	95,8	174,8	70,2
FL 40	31,7	73,1	39	143,8	38,5	18,8	84,6	141,9	1,9
FL 80	32,2	73,1	78	183,3	54,4	19,1	80,7	154,3	29,0
FL 120	37,1	73,1	117	227,2	72,6	24,0	84,4	181,0	46,2
FLf 40	27,3	73,1	41	141,4	47,6	18,8	75,5	141,9	---
FLf 80	33,3	73,1	82	188,4	73,2	22,3	73,4	169,0	19,4
FLf 120	26,9	73,1	123	223,0	71,6	20,6	74,2	166,4	56,7
FS 40	23,9	73,1	42	139,0	36,1	15,7	71,5	123,4	15,6
FS 80	27,5	73,1	84	184,6	55,3	22,2	89,9	167,4	17,2
FS 120	39,3	73,1	126	238,4	55,4	22,8	98,4	176,6	61,8
FSs 40	47,9	73,1	43	164,0	47,9	15,7	71,9	135,5	28,6
FSs 80	34,6	73,1	86	193,7	40,0	14,0	66,8	120,9	72,8
FSs 120	26,8	73,1	129	228,9	48,9	13,3	71,8	133,9	94,9
FSp 40	27,6	73,1	40	140,7	41,2	13,7	62,2	117,1	23,6
FSp 80	24,5	73,1	80	177,6	42,9	13,9	66,6	123,4	54,2
FSp 120	29,6	73,1	120	222,7	28,1	14,2	70,9	113,3	109,4

a : Bilan négatif

4.6.2 Loam sableux

Le bilan apparent de l'azote dans le loam sableux pour chaque traitement est présenté au Tableau 19. Pareillement au loam argileux, on observe que le total des « entrées » d'azote varie légèrement d'un produit à l'autre pour une même dose d'azote visée. Cependant, la quantité d'azote minéral dans le sol au printemps varie davantage, avec un écart maximal de 38 kg/ha. Néanmoins, ce sont les niveaux de fumures qui constituent les principales différences entre les entrées totales pour les divers traitements.

Le total des « sorties » d'azote augmente avec la dose d'azote appliquée au printemps, excepté pour la fraction liquide filtrée (FLf), la fraction solide brute (FS) et le co-produit solide avec ajout de poussières de sablage (FSp). De même, il n'y a aucune corrélation entre la quantité d'azote appliquée au printemps et l'azote minéral résiduel pour ces trois produits, comparativement à tous les autres traitements. Encore une fois, des quantités plutôt élevées d'azote minéral résiduel (68 à 126 kg N/ha) sont observées pour l'engrais minéral (EM), quoique moins impressionnantes que dans le loam argileux.

Des quantités non quantifiables d'azote variant de 1 à 94 kg/ha sont obtenues pour les divers traitements à l'étude et, encore une fois, ce sont FSs et FSp qui ont donné les valeurs les plus élevées à la dose 120 kg N_{disponible}/ha appliquée au printemps. L'azote non-utilisé dans le système augmente avec la dose apportée au printemps mais cette tendance est beaucoup moins évidente que sur le site à texture plus argileuse. Globalement, l'azote non quantifiable est peu élevé pour la plupart des traitements, indiquant soit une utilisation efficace de l'azote apporté au système ou encore, des pertes par lessivage et/ou réorganisation plus élevées pour ce site.

Tableau 19 Intrants et extrants azotés du système cultural pour les différents traitements au moment de la récolte de l'orge en 2001 dans le loam sableux

Traitements et doses	Intrants				Extrants				N non utilisé (kg/ha)
	Minéral (kg/ha)	Minéralisé (kg/ha)	Engrais (kg/ha)	Total (kg/ha)	Minéral (kg/ha)	Paille (kg/ha)	Grain (kg/ha)	Total (kg/ha)	
EM 00	35,3	67,1	0	102,4	68,0	14,0	53,1	135,1	--- ^a
EM 20	43,0	67,1	20	130,1	69,7	16,3	57,6	143,5	---
EM 40	48,6	67,1	40	155,7	74,3	17,4	62,7	154,4	1,3
EM 80	40,3	67,1	80	187,4	101,8	18,8	67,8	188,4	---
EM 120	36,1	67,1	120	223,2	126,3	20,3	61,9	208,5	14,7
LB 40	28,9	67,1	46	142,0	53,5	17,6	79,7	150,8	---
LB 80	51,6	67,1	92	210,7	85,2	24,9	86,2	196,3	14,4
LB 120	38,5	67,1	138	243,6	95,6	25,1	96,6	217,2	26,4
FL 40	46,5	67,1	39	152,6	73,7	15,5	70,7	159,9	---
FL 80	57,6	67,1	78	202,7	73,6	17,5	79,7	170,9	31,8
FL 120	40,0	67,1	117	224,1	84,8	16,4	70,0	171,2	52,9
FLf 40	46,0	67,1	41	154,1	90,8	21,3	85,5	197,6	---
FLf 80	22,4	67,1	82	171,5	56,3	28,7	82,1	167,0	4,5
FLf 120	40,6	67,1	123	230,7	141,4	20,7	93,5	255,6	---
FS 40	70,9	67,1	42	180,0	85,8	21,2	83,5	190,5	---
FS 80	50,3	67,1	84	201,4	90,5	28,0	83,1	201,5	---
FS 120	31,0	67,1	126	224,1	74,2	22,4	97,1	193,6	30,5
FSs 40	27,9	67,1	43	138,0	74,7	13,3	53,4	141,4	---
FSs 80	35,3	67,1	86	188,4	84,3	16,4	79,3	180,0	8,4
FSs 120	45,2	67,1	129	241,3	88,6	17,8	80,6	187,0	54,2
FSp 40	48,9	67,1	40	156,0	59,9	14,5	68,4	142,7	13,3
FSp 80	60,0	67,1	80	207,1	69,8	16,0	72,4	158,2	48,8
FSp 120	39,5	67,1	120	226,6	53,1	13,3	66,0	132,4	94,1

a : Bilan négatif

4.6.3 Discussion sur les bilans azotés

Les bilans apparents de l'azote présentés précédemment indiquent que les unités expérimentales sur lesquelles les traitements ont été étudiés ne constituent en rien un système fermé puisque les pertes d'azote par divers processus ne sont pas quantifiées. Cependant, l'azote non-utilisé dans le système fournit des informations pertinentes sur la performance agronomique du programme de fertilisation.

De façon générale, on observe que la dose d'azote apportée au printemps influence grandement le bilan azoté du système. En effet, la quantité non-utilisée d'azote est plus élevée pour de fortes doses printanières d'azote. De plus, pour la majorité des traitements, on remarque que l'azote non quantifiable est plus élevé dans le loam argileux que dans le loam sableux. Comme le ruissellement et la volatilisation de l'azote sont probablement négligeables dans le cadre de notre expérience, le lessivage et la réorganisation de l'azote dans le sol pourraient expliquer en partie les quantités d'azote non retrouvées dans le système. Pourtant, d'après le suivi environnemental effectué par Moreno (2003), très peu de volume d'eau du sol a été recueilli aux lysimètres drainants avant la récolte de l'orge. Ainsi, le lessivage de l'azote minéral durant la saison de croissance ne peut expliquer totalement les observations. Les pertes d'azote sous forme gazeuse (N_2 et N_2O) par nitrification et dénitrification peuvent aussi survenir et contribuer à expliquer les bilans positifs (Rochette *et al.*, 2000; Chantigny *et al.*, 2001). Par ailleurs, il est possible que l'azote appliqué au printemps ait été moindre que ce qui était présumé disponible pour la culture, spécialement pour les co-produits solides avec ajout de substrat carboné. Le total des « entrées » d'azote pourrait alors être plus élevé que ce qui était envisagé, d'où une quantité d'azote non quantifiable supérieure pour ces traitements.

Pour les deux sites à l'étude, on remarque que les quantités résiduelles d'azote sont très élevées, spécialement sous engrais minéral (EM). Il en est de même pour les co-produits liquides (FL et FLf), surtout dans le loam argileux. Comme le prélèvement de la culture a été limité par un déficit phosphoré du sol au printemps, il est fort probable que l'azote minéral apporté n'a pas été valorisé de façon optimale. Pour ce qui est des co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp), il est fort probable que les quantités non quantifiables d'azote élevées correspondent à une réorganisation de l'azote via

l'immobilisation sous différentes formes dans le sol. Enfin, l'azote minéral résiduel constitue un facteur de risque environnemental très important comme mentionné dans la revue de littérature. Ainsi, les risques environnementaux ne sont pas uniquement attribuables à l'azote non-utilisé dans le système, mais aussi à l'azote résiduel potentiellement lessivable à l'automne et au printemps suivant les traitements. Pour cette raison, il devient hasardeux de déterminer quels traitements parmi ceux étudiés seraient les plus à risques pour l'environnement en général.

4.7 Suivi de l'azote minéral du sol

Le suivi spatio-temporel de l'azote minéral du sol permet également de comprendre la dynamique de l'azote dans le système sol-plante et des risques environnementaux possibles suite à la valorisation agricole de co-produits de lisier traité. Étant donné l'abondance de résultats, seulement le suivi de l'azote minéral du sol pour les fertilisations à la dose agronomique 80 kg N/ha est présenté dans cette section.

Le suivi présenté pour les deux sites à l'étude correspond à des mesures effectuées sur 40 cm à trois moments précis de la saison de croissance soit avant l'épandage des fumures (E1), trente jours suivant l'épandage des fumures (E2) et après la récolte de l'orge (E3).

4.7.1 Loam argileux

Les Figures 7 et 8 illustrent la distribution de l'azote minéral (N-NO_3^- et N-NH_4^+) dans le profil de sol pour le loam argileux durant la saison de croissance 2001 et les résultats statistiques sont présentés au Tableau A7g et au Tableau A7h.

D'abord, on remarque que l'azote sous forme de nitrates varie considérablement en fonction des périodes d'échantillonnage et moins en fonction de la profondeur. En début de saison (E1), les quantités d'azote nitrique dans tout le profil sont peu élevées, avec des variations non significatives de 6,7 à 12,4 kg N-NO_3^- /ha. Trente jours après l'application du programme de fertilisation (E2), le phénomène de nitrification a fait augmenter significativement la teneur en azote nitrique du sol pour tous les produits, excepté FSs et

FSp. L'engrais minéral (EM) a donné la quantité totale la plus élevée avec une valeur de 134 kg N-NO₃⁻/ha. Les co-produits liquides (FL et FLf) ont donné des teneurs significativement plus élevées que le lisier brut (LB). Ce dernier possède une valeur semblable à celle de la fraction solide brute (FS), soit 55 kg N-NO₃⁻/ha comparativement à 43 kg N-NO₃⁻/ha, mais cette différence est significative. Pour les deux co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp), de faibles quantités d'azote nitrique sont retrouvées dans le sol, avec des valeurs respectives de 8,5 et 11,2 kg N-NO₃⁻/ha. La dernière période d'échantillonnage (E3), effectuée après la récolte de l'orge, correspond donc à l'azote nitrique résiduel retrouvé dans le sol et potentiellement lessivable. Pour les traitements à l'étude, excepté pour les co-produits solides, les valeurs ont diminué par rapport à la période précédente. On suppose que les nitrates ont été prélevés par la culture puisque les précipitations estivales n'ont pas permis de récolter d'eau de lessivage (Moreno, 2003). Encore une fois, c'est sous engrais minéral que cette quantité est la plus élevée, avec une valeur de 102 kg N-NO₃⁻/ha. Par ailleurs, on remarque une augmentation importante de l'azote nitrique pour les co-produits solides carbonés (FSs et FSp) en fin de saison, supposant une minéralisation de l'azote organique contenu dans ces fumures entre les deux périodes d'échantillonnage. Cependant, ces quantités sont plutôt faibles, de l'ordre de 33 et 34 kg N-NO₃⁻/ha. Enfin, et de façon générale, l'ion nitrique tend à être plus concentré en profondeur à mesure que la saison de croissance avance (migration dans le profil de sol).

Pour ce qui est de l'azote ammoniacal (N-NH₄⁺), le patron de distribution est à l'inverse de ce qui est observé pour l'azote nitrique. En effet, les teneurs printanières sont les plus élevées, de l'ordre de 18 à 30 kg N-NH₄⁺/ha, tous traitements confondus. Après trente jours, la teneur en N-NH₄⁺ diminue légèrement pour tous les produits, excepté pour FS, mais les quantités restent équivalentes à celle de départ. Ces résultats sont plutôt surprenant puisqu'en général, très peu de reliquats d'ammonium sont retrouvés dans le sol quelques jours après l'épandage, comme mentionné dans la revue de littérature. On pourrait supposer que les conditions du sol n'ont pas été optimales pour la nitrification de l'ion ammonium. Moreno (2003) a d'ailleurs mentionné que les précipitations des mois de mai et juin ont été inférieures à la moyenne historique pour les deux sites à l'étude. En fin de saison, des teneurs de 5 à 11 kg N-NH₄⁺/ha sont retrouvées dans le sol et aucun

traitement n'a donné de valeur significativement supérieure aux autres. D'ailleurs, la distribution de l'ion ammonium dans le profil de sol ne suit pas de tendance particulière et l'on observe aucune accumulation durant la saison de croissance.

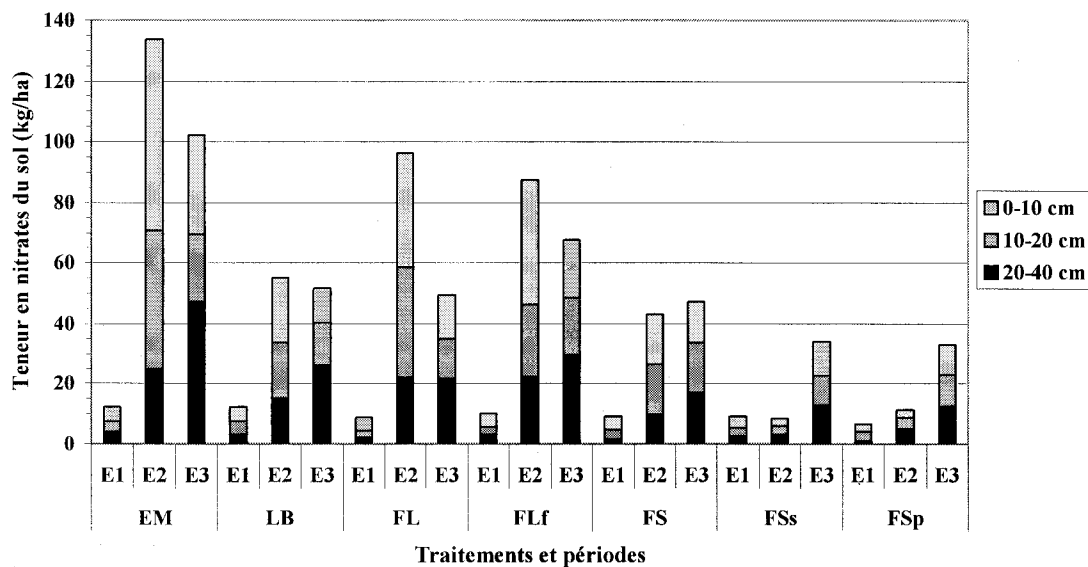


Figure 7 Distribution des nitrates (N-NO₃⁻) dans le loam argileux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance

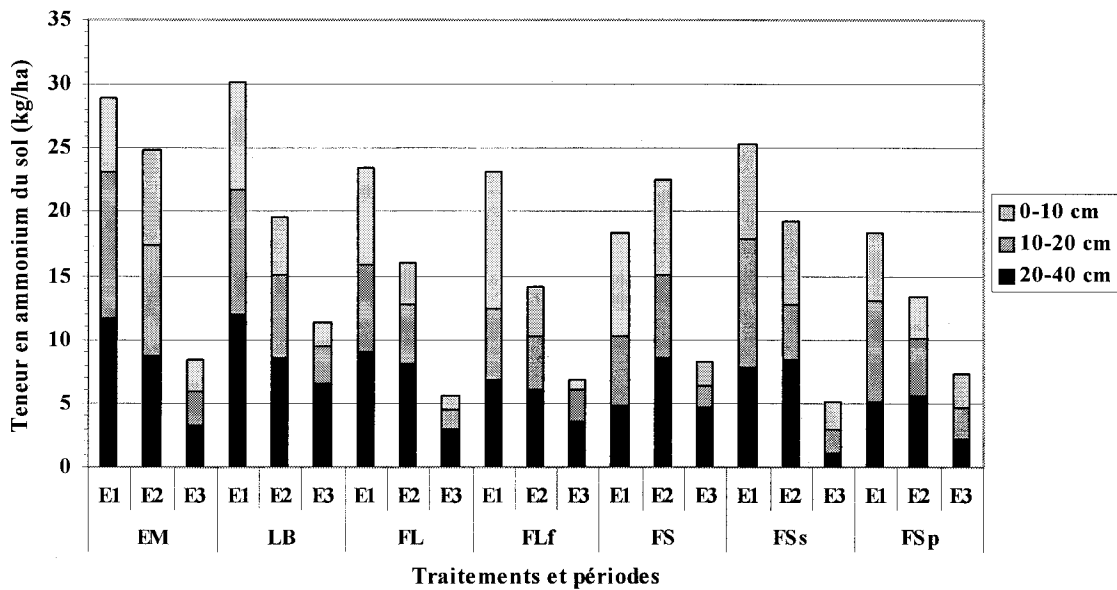


Figure 8 Distribution de l'ammonium ($N-NH_4^+$) dans le loam argileux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance

4.7.2 Loam sableux

Les Figures 9 et 10 illustrent la distribution de l'azote minéral ($N-NO_3^-$ et $N-NH_4^+$) dans le profil de sol pour le loam sableux durant la saison de croissance 2001 et les résultats statistiques sont présentés au Tableau A7i et au Tableau A7j.

Globalement, on remarque que les teneurs en azote nitrique au printemps (E1) sont relativement faibles sur chaque parcelle, avec des valeurs variant de 2,9 à 9,4 kg $N-NO_3^-$ /ha. Comme observé dans le loam argileux, la période suivante (E2) est caractérisée par une augmentation des teneurs en nitrates du sol pour la plupart des traitements. Cependant, cette augmentation est beaucoup moins marquée et est presque nulle pour les trois co-produits solides (FS, FSs et FSp). L'engrais minéral a donné la teneur totale la plus élevée avec une valeur de 52 kg $N-NO_3^-$ /ha alors que les trois co-produits solides sont sous la barre des 10 kg $N-NO_3^-$ /ha. Étrangement, et à la différence du loam argileux, les augmentations en azote nitrique les plus importantes sont observées lors du dernier

échantillonnage (E3), soit après la récolte de l'orge. Pour l'engrais minéral, la teneur du sol est passée de 52 à 93 kg N-NO₃⁻/ha, soit presque le double. Ce reliquat de nitrates est le plus élevé mais n'est pas significativement différent de ceux retrouvés pour les autres traitements, excepté dans la couche 0 à 10 cm de sol. Pour les autres traitements, cette augmentation est encore plus marquée, spécialement pour les trois co-produits solides (FS, FSs et FSp). En effet, les valeurs sont de 5 à 15 fois plus élevées que ce qui est obtenu de la période précédente. On peut supposer que la minéralisation de l'azote organique de ces produits a été très importante pendant les mois de juillet et août, lorsque la température et les précipitations ont été optimales. Cependant, pour les produits à faible quantité d'azote organique (EM, FL et FLf), cette augmentation importante est très surprenante et l'on pourrait penser que la nitrification de l'azote ammoniacal a été supérieure durant les deux derniers mois de la saison de croissance de l'orge. Comme observé pour le loam argileux, les ions nitriques tendent à s'accumuler en profondeur avec le temps.

Le suivi de l'azote ammoniacal donne un profil similaire à ce qui est observé pour le loam argileux. Les quantités de N-NH₄⁺ diminuent durant la saison de croissance, manifestation d'une nitrification. En début de saison, les teneurs en azote ammoniacal varient de 24 à 52 kg N-NH₄⁺/ha sur les parcelles à l'étude. Trente jours après l'épandage des produits, les teneurs sont plus faibles qu'en début de saison et les différences ne sont pas significatives entre les divers traitements. Cependant, ces teneurs sont encore assez élevées, variant de 19 à 34 kg N-NH₄⁺/ha, tout comme observé dans le loam argileux. En fin de saison, les teneurs sont relativement faibles pour tous les produits (généralement moins de 15 kg N-NH₄⁺/ha), excepté pour les deux co-produits avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp). Ces derniers montrent même une légère augmentation des ions ammonium dans le sol par rapport à la période précédente. On pourrait supposer que la minéralisation de l'azote organique de ces produits est encore importante même en fin de saison.

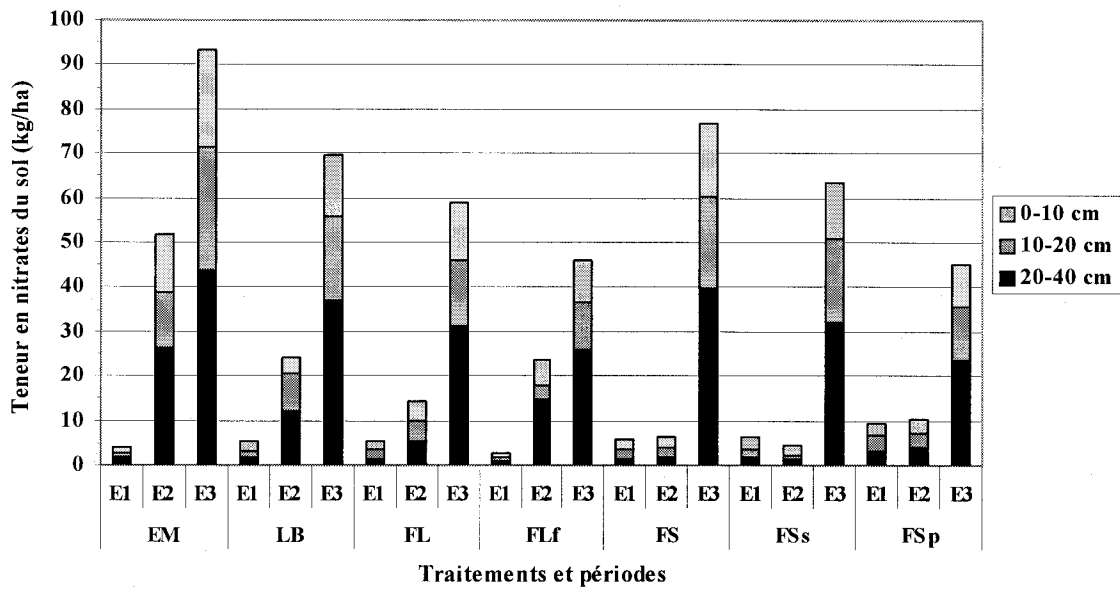


Figure 9 Distribution des nitrates (N-NO₃) dans le loam sableux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance

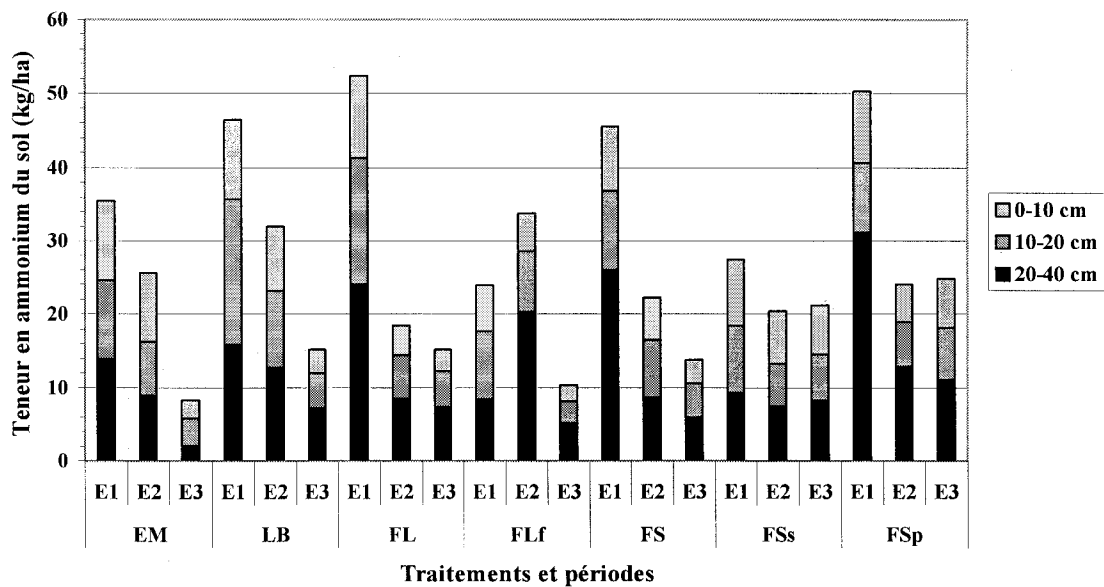


Figure 10 Distribution de l'ammonium (N-NH₄⁺) dans le loam sableux pour les traitements (80 kg N/ha) à trois périodes au cours de la saison de croissance

4.7.3 Discussion sur le suivi de l'azote minéral du sol

Les résultats présentés précédemment permettent de dresser un portrait de la dynamique des formes minérales d'azote retrouvées dans le sol. En plus de donner des informations sur les risques potentiels de perte par lessivage, ces suivis informent sur le comportement agronomique des divers produits suite à leur valorisation.

Pour les deux sites à l'étude, l'engrais minéral (EM) a donné des teneurs en azote nitrique supérieures aux autres traitements et ces valeurs sont généralement plus élevées dans le loam argileux. Également, les deux co-produits solides FSs et FSp ont donné les teneurs moyennes les moins élevées pour les deux sites à l'étude. La dynamique de l'azote ammoniacal est sensiblement la même pour les deux sites à l'étude avec une diminution marquée dans le temps, manifestation d'une nitrification. Les valeurs ont toutefois tendance à être plus élevées dans le loam sableux.

L'effet d'immobilisation de l'azote observé pour les deux co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) est bien illustré par les figures précédentes. En effet, tant pour les nitrates que pour l'ammonium, très peu de variations temporelles sont observées entre les deux premières périodes d'échantillonnage. Cependant, une augmentation importante de l'azote minéral du sol est observée en fin de saison, surtout dans le loam sableux. Il est probable que la minéralisation de l'azote organique de ces deux co-produits a été supérieure dans le loam sableux, comme proposé par Robert (1992) et que l'azote n'a pas été disponible pour l'orge au bon moment.

Les travaux de Moreno (2003) ont permis de quantifier l'azote minéral (N-NO_3^- et N-NH_4^+) perdu par lessivage à l'automne 2001 et au printemps 2002 pour tous les traitements à la dose agronomique de $80 \text{ kg N}_{\text{disponible}}/\text{ha}$. Le Tableau 20 permet de mettre en évidence la quantité d'azote minéral résiduel total dans le sol pour les deux sites à l'étude et la quantité réellement lessivée au cours de l'automne 2001 et du printemps 2002.

On constate qu'en général, plus la quantité d'azote résiduel dans le sol est élevée, plus importante sera la quantité lessivée. Cette observation est cependant moins évidente sur le site du loam sableux. Comme mentionné auparavant, l'engrais minéral (EM) a laissé

une quantité supérieure d'azote résiduel dans le sol comparativement aux autres traitements; les résultats de Moreno (2003) vont dans le même sens.

Les co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) ont généré des quantités moins importantes d'azote minéral lessivé que les autres fumures organiques, malgré que la quantité d'azote résiduel en fin de saison ne soit guère différente d'un produit à l'autre. On pourrait supposer qu'une partie non négligeable des reliquats azotés de ces deux co-produits solides soit réorganisée à l'intérieur du sol. Aussi, le lessivage de l'azote minéral a été plus important dans le loam sableux, tout comme la quantité d'azote résiduel.

Une étude effectuée par Tran *et al.* (1992) sur une culture de blé montre que des quantités d'azote résiduel variant entre 23 et 75 kg N-NO₃⁻/ha sont obtenues pour différentes classes texturales de sol à une dose agronomique de 100 kg N/ha de fumure minérale. Par ailleurs, un résumé de différentes études réalisées au Québec montre que les nitrates résiduels dans le sol varient de 11 à 42 kg/ha pour une quantité de 70 kg/ha d'azote appliquée sur l'orge (Giroux *et al.*, 2003). Dans notre expérience, des variations de 33 à 102 kg N-NO₃⁻/ha ont été obtenues pour une quantité de 80 kg/ha d'azote appliquée sur l'orge, ce qui est de loin supérieur aux observations de ces auteurs. Malgré que la dose d'azote appliquée au sol lors de nos essais soit de 10 kg/ha supérieure à celle des précédents auteurs, d'autres explications à ces écarts surprenants d'azote résiduel sont envisageables. En effet, pour certain traitement, le prélèvement en azote par les parties végétales a été limité par le déficit phosphoré du sol et le piétinement des parcelles (rendement en matière sèche affecté). De plus, la quantité d'azote disponible dans les fumures organiques est peut-être supérieure à ce que nous avons évalué au départ.

Tableau 20 Azote résiduel (N-NO₃⁻ et N-NH₄⁺) retrouvé dans le sol en 2001 et quantité réellement lessivée à l'automne 2001 et au printemps 2002

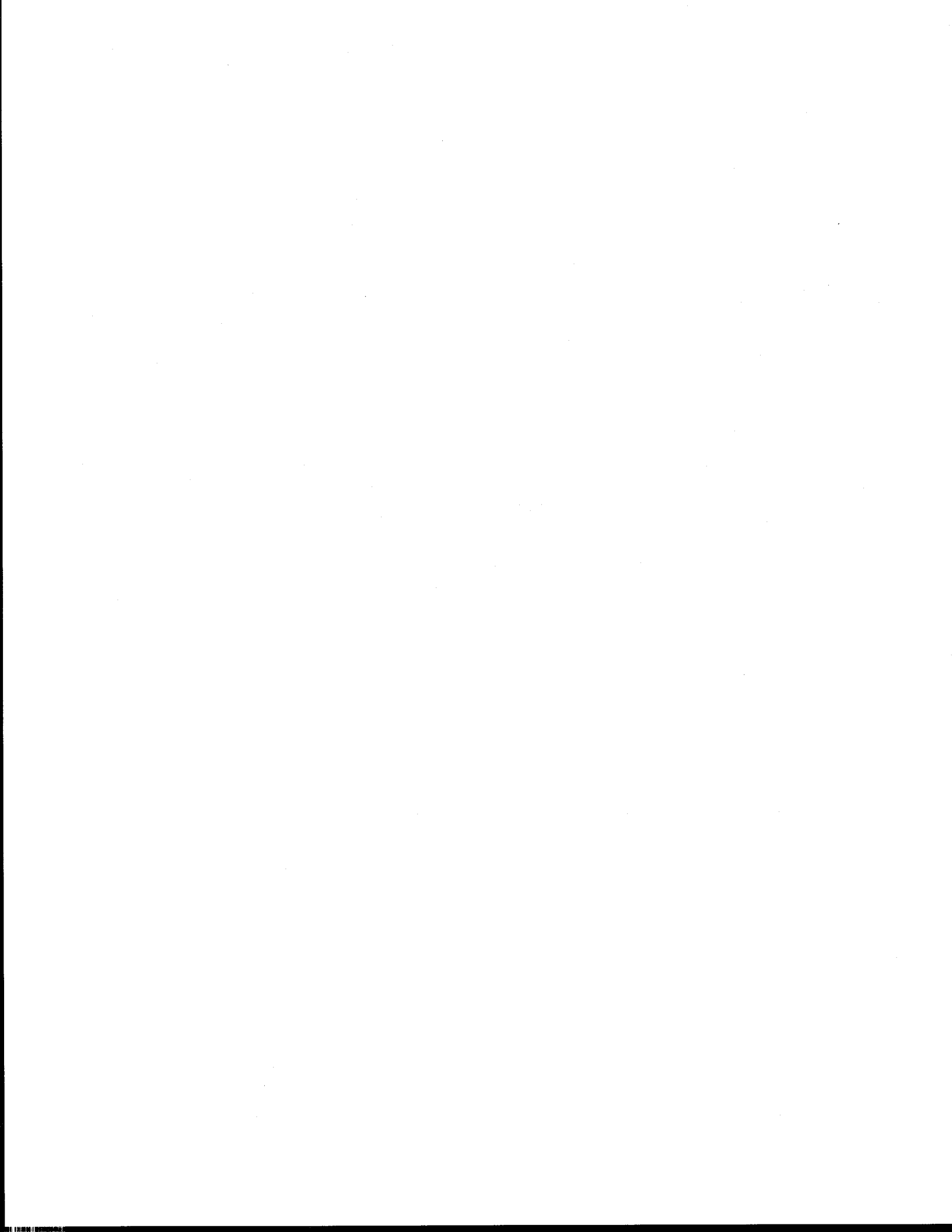
Traitement et dose d'azote (kg/ha)	Azote minéral résiduel ^a (kg/ha)	Azote minéral lessivé ^b (kg/ha)	Proportion ^c (%)
<i>LOAM ARGILEUX</i>			
EM 80	113,0	27,2	24
LB 80	63,0	19,7	31
FL 80	54,4	13,8	26
FLf 80	73,2	10,0	14
FS 80	55,3	11,4	21
FSs 80	40,0	3,9	10
FSp 80	42,9	5,3	12
<i>LOAM SABLEUX</i>			
EM 80	101,8	29,8	29
LB 80	85,2	---	---
FL 80	73,6	26,0	35
FLf 80	56,3	---	---
FS 80	90,5	14,8	16
FSs 80	84,3	16,1	19
FSp 80	69,8	10,1	14

a : N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ (valeurs moyennes) en fin de saison

b : Charges moyennes N-NO₃⁻ + N-NH₄⁺ automne 2001 et printemps 2002 (Moreno, 2003)

c : Azote minéral lessivé / Azote minéral résiduel

d : Aucun échantillon pour le printemps 2002



CHAPITRE V

5 DISCUSSION GÉNÉRALE

Suite aux résultats présentés et discutés précédemment (Chapitre 4), cette section vise à répondre aux hypothèses de recherche énoncées dans la section *Introduction*.

5.1 Hypothèses agronomiques

5.1.1 Influence du rapport C/N des co-produits solides

Il était visé de vérifier si le rapport carbone:azote (C/N) des produits solides influence la disponibilité de l'azote pour la culture lors de la première année d'application. Les résultats démontrent que les deux fractions solides avec ajout de substrat carboné FSs et FSp (C/N \cong 23) ont eu une efficacité fertilisante moindre que celle des autres fumures organiques à l'étude. Comme aucun autre facteur limitatif de rendement n'a pu bouleverser les résultats, il semble que l'ajout de matières carbonées ait provoqué une immobilisation de l'azote dans le système cultural. D'ailleurs, Robert (1992) souligne qu'à un C/N supérieur à 20, une partie importante de l'azote de la fumure et du sol peut être immobilisée. D'autre part, le mélange des matières carbonées à la fraction solide brute a été effectué moins de 24 heures avant l'épandage. Il est possible que cet apport de matière organique fraîche, très peu stabilisé, ait momentanément immobilisé l'azote pour sa réorganisation structurelle.

Cependant, aucune manifestation d'immobilisation d'azote n'a été observée pour la fraction solide brute (FS). Son rapport C/N assez faible ainsi que la forte proportion de matières colloïdales la constituant en font une fumure où l'azote organique est probablement facilement minéralisé et disponible pour la culture la première année d'application. Ces raisons expliquent les forts rendements obtenus ainsi que l'efficacité fertilisante relativement élevée de cette fraction.

5.1.2 Influence de la finesse de mouture du substrat carboné

Un questionnement sur la finesse de mouture du substrat carboné quant à la disponibilité de l'azote pour la culture lors de la première année d'application a été posé. Visuellement, les poussières de sablage représentent une matière carbonée très fine (poussièreuse) comparativement aux sciures de bois qui sont beaucoup plus grossières. Comme la grosseur des particules carbonées devrait influencer la rapidité de décomposition, il était pensable que la fraction avec ajout de poussières de sablage aurait immobilisé davantage l'azote que celle avec ajout de sciures de bois pour la première année d'application. Cependant, nos résultats ne permettent pas de différencier les deux fumures. D'ailleurs, les résultats d'une étude portant sur les impacts de l'utilisation de différents types de compost sur le sol, l'eau et la plante vont dans le même sens. On y conclue que la variabilité des fumures organiques utilisées est davantage associée au degré de maturité qu'à la composition des matériaux de mélange (Robitaille *et al.*, 1996). Par exemple, aucune différence significative n'a été observée entre un compost jeune de fumier de bovin laitier fait à partir de copeaux de bois vs un même compost fait à partir de sciures de bois. De plus, ces mêmes auteurs prétendent que des différences peuvent seulement être observées sur des composts matures et non de jeunes composts. Ainsi, il n'est pas étonnant qu'aucune différence ne soit observée sur des apports de matières organiques fraîches (non-compostées) tels que celles utilisées lors des essais de la présente étude.

5.1.3 Prélèvement en azote comme critère de performance agronomique

Logiquement, le prélèvement en azote de la récolte d'orge devrait permettre d'évaluer l'efficacité fertilisante des engrais organiques et inorganiques testés. La disponibilité de l'azote d'un engrais est généralement proportionnelle au rendement et à la teneur en azote des parties végétales. Lors de nos essais, cette hypothèse n'a pas été confirmée. En effet, les rendements et les teneurs en azote des végétaux, servant au calcul des prélèvements en azote, ne suivent pas les mêmes tendances. Ces divergences rendent l'interprétation des résultats de prélèvements limitée et par conséquent, très discutable. N'oublions pas que la réponse de l'orge à la fertilisation azotée a été limitée par un déficit naturel du sol en phosphore pour l'engrais minéral et les co-produits clairs du lisier. La variabilité

observée entre les rendements permet difficilement d'utiliser le prélèvement en azote comme base de comparaison pour le critère d'efficacité fertilisante.

5.1.4 Influence de la teneur en matière sèche des produits sur la performance agronomique

Il est généralement admis en agriculture que les fumures organiques de faible teneur en matière sèche sont celles offrant une efficacité fertilisante la plus élevée puisque la majorité des éléments nutritifs facilement disponibles est soluble. Dans le cadre de cette étude, l'hypothèse que l'efficacité fertilisante des fractions liquides (FL et FLf) serait supérieure à celle du lisier brut (LB) avait été posée.

D'après les coefficients apparents d'utilisation de l'azote (C.A.U.) calculés, des valeurs moyennes supérieures ont effectivement été obtenues pour les co-produits liquides comparativement au lisier brut (LB). Cette différence est plus marquée dans le loam argileux où des C.A.U. moyens de 38 % et 31 % ont été obtenus pour FL et FLf, alors qu'un coefficient de 23 % a été obtenu pour le lisier brut (LB). De même, le coefficient d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) moyen a été supérieur pour les deux co-produits liquides à celui du lisier brut (LB), toujours pour le loam argileux. Ce coefficient est respectivement de 73 % et 60 % pour FL et FLf, alors que le lisier brut (LB) affiche une valeur de 52 %. Dans le loam sableux, les C.A.U. moyens pour FL et FLf sont respectivement de 28 % et 61 %, alors que le lisier brut (LB) possède une valeur de 27 %. Quoique la différence soit moins importante pour FL, les co-produits liquides offrent tout de même une efficacité fertilisante supérieure à celle du lisier brut. Cette tendance est similaire pour les valeurs de C.E.R.L. calculées pour le loam sableux.

5.1.5 Utilisation des co-produits liquides et développement durable

L'hypothèse à vérifier est que les lisiers de faible teneur en matière sèche ont un rapport $N_{\text{disponible}}/P_{\text{disponible}}$ qui permet leur utilisation comme seul fertilisant azoté, sans accumulation de P dans le sol. Contrairement à ce qui était prévu dans le protocole initial, le suivi du phosphore dans les parcelles à l'étude n'a pas été effectué. Seules des mesures prises en fin de saison 2002 (donc après deux saisons de croissance de l'orge) sont disponibles à l'Annexe 4. Il est donc impossible d'évaluer le taux d'enrichissement en

phosphore des parcelles en fonction des traitements effectués. Cependant, les apports réels de phosphore par les fractions claires du lisier séparé (FL et FLf) sont très faibles, tels qu'illustrés au Tableau 21.

Tableau 21 Apports réels en phosphore des fractions claires de lisier traité selon les doses d'azote apportées et besoins culturaux selon la richesse des sols

Dose d'azote apportée (kg/ha)	Apports réels de phosphore (kg P ₂ O ₅ /ha)		Besoins en phosphore pour l'orge ^a (kg P ₂ O ₅ /ha)		
	Fraction liquide brute (FL)	Fraction liquide filtrée (FLf)	En sol pauvre (0-60 kg P/ha)	En sol moyen (61-120 kg P/ha)	En sol riche (151-250 kg P/ha)
40 N	11	6			
80 N	22	12	65 à 80	35 à 45	0 à 20
120 N	33	24			

a : Selon le CRAAQ (2003)

Ces observations laissent croire qu'en effet, le rapport N/P élevé de ces fumures liquides limiterait l'enrichissement des sols en phosphore. Même en sol très riche, à la dose extrême d'azote, l'enrichissement des sols serait négligeable. Par ailleurs, en sol naturellement pauvre, un ajout de phosphore minéral à la fumure organique est souhaitable pour maximiser les rendements.

Par ailleurs, l'analyse statistique (Tableau A7k) montre qu'après deux années de culture, les traitements et les doses d'azote appliquées en 2001 ont encore un effet sur la teneur en phosphore du sol. Les teneurs les plus élevées sont observées dans les parcelles fertilisées avec les co-produits solides (FS, FSs et FSp) alors que celles fertilisées avec les co-produits liquides (FL et FLf) affichent les valeurs les plus basses. La teneur en phosphore du sol augmente avec la dose de fumure apportée en début de saison et cette tendance est plus significative dans le loam argileux.

5.1.6 Suivi de l'arrière-effet des co-produits de lisier

L'arrière-effet des co-produits de lisier serait influencé par le rapport carbone:azote (C/N) et la texture du sol, selon les hypothèses de départ.

À la lumière des résultats obtenus, il semble que le rapport C/N ait influencé le coefficient d'arrière-effet de l'azote uniquement dans le loam sableux. En effet, des coefficients d'arrière-effet azotés variant de 21 % à 75 % ont été obtenus pour les co-produits à C/N supérieur à 20, alors que les co-produits liquides à C/N faible ont des coefficients d'arrière-effet nuls. Cependant, il n'y a pas de différence marquée entre le co-produit solide brut (FS) et les co-produits solides (FSs et FSp), alors que leurs rapports C/N diffèrent considérablement.

Dans le loam argileux, la fraction solide filtrée (FLf) a donné un coefficient d'arrière-effet azoté supérieur aux co-produits solides (FSs et FSp), ce qui est surprenant. Il n'est pas exclu que l'immobilisation de l'azote des co-produits solides ayant un rapport C/N élevé se soit poursuivie à l'été 2002 sur ce site, où la fourniture azotée du sol semble importante.

Pour ce qui est de la classe texturale du sol, les résultats obtenus ne permettent pas de vérifier l'hypothèse de départ. Comme la minéralisation des amendements organiques (incluant ceux ayant un rapport C/N élevé) est généralement plus rapide en sol léger qu'en sol lourd, il avait été anticipé que l'arrière-effet azoté serait moins important dans le loam sableux. Cependant, les résultats obtenus vont dans le sens contraire aux attentes initiales.

5.2 Hypothèses environnementales

5.2.1 Influence des apports et des prélèvements en azote sur le bilan azoté du sol

Le bilan de l'azote minéral dans le sol devrait être influencé par les apports et les prélèvements, telle était l'hypothèse initiale.

D'après les résultats obtenus, il a été constaté que les « entrées » d'azote dans le système sont fortement influencées par les apports d'azote provenant des fumures en début de saison. En effet, le total des intrants est généralement plus élevé pour des doses d'azote croissantes. De plus, la quantité d'azote non quantifiable en fin de saison semble, elle aussi, fortement reliée aux taux d'apports printaniers. Au niveau du total des « sorties » d'azote, il a été noté qu'il semble davantage influencé par la quantité d'azote minéral résiduel dans le sol. Effectivement, des écarts de prélèvement azotés par la culture maximaux de 48 et 55 kg N/ha ont été obtenus pour le loam argileux et le loam sableux, alors que les écarts respectifs des teneurs en azote minéral résiduel sont de l'ordre de 122 et 88 kg N/ha. Notons cependant que le déficit du sol en phosphore a limité le prélèvement azoté de l'engrais minéral (EM) et des fractions liquides (FL et FLf) et que l'immobilisation de l'azote a eu le même effet sur les deux co-produits avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp).

5.2.2 Suivi spatio-temporel de l'azote minéral du sol

Il était également visé de vérifier si la distribution spatio-temporelle de l'azote minéral dans le sol est influencée par le produit utilisé et la texture du sol.

Les résultats démontrent qu'en général, des quantités plus importantes de nitrates sont retrouvées dans le loam argileux, toutes périodes et tous traitements confondus. De tels résultats ont été aussi observés par de nombreux auteurs, tant sur des cultures de céréales que de maïs. Une étude effectuée sur du blé de printemps a démontré que des quantités de nitrates résiduels de l'ordre de 39 à 75 kg/ha ont été retrouvés dans un loam limoneux après la 4^{ième} année de récolte pour une fertilisation minérale à la dose agronomique, alors que des quantités moindres (de l'ordre de 33 à 60 kg/ha) de nitrates résiduels étaient observées pour les mêmes traitements dans un loam sableux (Tran *et al.*, 1992). Ces auteurs ont d'ailleurs démontré que l'engrais azoté résiduel qui reste dans le sol après les récoltes de céréales est en grande partie réorganisé soit dans les résidus racinaires ou immobilisé dans le sol sous forme organique assez stable. Par ailleurs, une étude de fertilisation au lisier de porc à des doses agronomiques sur différentes classes texturales de sol réalisée par Thompson *et al.* (1987) a démontré que l'adsorption de l'azote ammoniacal du lisier par les argiles favorisait sa transformation en nitrates, alors que

cette évolution ne pouvait se produire dans les sols plus sableux, ce qui expliquait les quantités de nitrates résiduels plus élevées dans un sol à texture plus lourde.

Au contraire, des quantités plus importantes d'azote ammoniacal ont été retrouvées dans le sol sableux toutes périodes et tous traitements confondus. Comme les nitrates sont le produit de la nitrification de l'azote ammoniacal, il n'est pas surprenant d'observer ces résultats : la quantité moindre d'argile dans le loam sableux a pu influencer la transformation de l'ammonium en nitrates, telle que proposé par Thompson *et al.* (1987).

Par ailleurs, il a été démontré que des quantités plus importantes de nitrates sont retrouvées dans l'horizon 20 à 40 cm de sol dans le loam sableux. En effet, des quantités moyennes de 33 kg N-NO₃⁻/ha sont obtenus comparativement à 24 kg N-NO₃⁻/ha pour le loam argileux. Ceci suppose que la migration de cette forme d'azote très mobile a été supérieure dans le sol à texture plus grossière. Toutes ces observations incitent à croire que la texture du sol a effectivement une influence sur la distribution de l'azote minéral dans le sol.

Au niveau des traitements, l'engrais minéral (EM) a laissé les quantités plus importantes de nitrates dans le sol pour chaque période d'échantillonnage et ce, pour les deux types de sol à l'étude. Des teneurs moyennes en N-NO₃⁻ dans le sol plus élevées pour les fractions liquides (FL et FLf) ont été également observées comparativement aux fractions solides (FSs et FSp). Comme les fractions liquides contiennent beaucoup plus d'ions ammonium disponibles pour la nitrification, il n'est pas surprenant d'observer de tels résultats 30 jours après l'application des produits fertilisants (E2). Cependant, il avait été supposé qu'en fin de saison (E3), les teneurs auraient été plus basses que ce qui a été obtenu. L'hypothèse que le déficit phosphoré du sol ait eu un impact sur le prélèvement en azote de la culture n'est pas à rejeter. Par ailleurs, des quantités plus importantes de nitrates en fin de saison dans les parcelles sous fumures organiques solides (FS, FSs et FSp), comparativement à la période d'échantillonnage précédente, suggèrent que la minéralisation de l'azote organique ait été optimale durant les mois de juillet et août, spécialement dans le loam sableux.

Dans le cas de l'azote ammoniacal, les résultats sont très variables pour les deux types de sol à l'étude et aucune tendance particulière ne semble se dégager, mis à part une

diminution des teneurs dans le temps. Ainsi, il semble que les produits ont eu une influence sur la distribution de l'azote minéral du sol pour les nitrates seulement.

CHAPITRE VI

6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'objectif principal de la présente étude était d'évaluer l'efficacité fertilisante des co-produits de lisier traité et, dans une moindre mesure, d'évaluer les risques environnementaux potentiels lors de leur valorisation agricole. Bien que les résultats ne proviennent que d'une seule saison de croissance, cette étude a permis de répondre à de nombreux questionnements dans ce domaine de recherche encore très récent et peu documenté.

Les résultats ont démontré que les fractions liquides (FL et FLf) issues du traitement ont une efficacité fertilisante supérieure au lisier brut (LB), avec des coefficients apparents d'utilisation (C.A.U.) de l'azote respectifs de 31 et 38 % dans un loam argileux et de 28 et 61 % dans un loam sableux. Pareillement, des coefficients d'efficacité rendement du lisier (C.E.R.L.) élevés ont été obtenus pour les fractions claires du lisier séparé et sont supérieurs à ce qui a été observé pour le lisier brut.

La fraction solide (FS) du lisier séparé a donné des rendements en grains et en paille supérieurs au lisier brut mais son efficacité fertilisante, quoique très semblable, est légèrement inférieure. L'ajout de substrat carboné (sciures de bois et poussières de sablage) à la fraction solide brute a eu un effet d'immobilisation de l'azote pour les deux co-produits à l'étude. En effet, l'efficacité fertilisante de ces deux co-produits (FSs et FSp) est très faible la première année d'application, avec des valeurs variant de 4 à 10 % pour les C.A.U., dépendamment du type de sol. Les C.E.R.L. obtenus vont dans le même sens.

L'arrière-effet azoté des divers co-produits a été variable pour les deux types de sol à l'étude. Dans le loam sableux, des valeurs de 6 à 86 % ont été obtenues pour les co-produits solides (FS, FSs et FSp) alors que les fractions liquides (FL et FLf) ont des valeurs nulles. Cependant, dans le loam argileux, une toute autre tendance a été observée. C'est la fraction liquide filtrée (FLf) qui a donné l'arrière-effet le plus important, avec une valeur moyenne de 6 %, comparativement à des valeurs nulles pour les co-produits

solides. Il semble que l'effet d'immobilisation de l'azote pour les co-produits avec ajout de substrat carboné se soit poursuivi la deuxième année.

Au niveau du suivi environnemental, il a été observé que le bilan azoté est fortement influencé par les niveaux de fumures azotées apportés en début de saison. La quantité d'azote non quantifiable (non-utilisé) en fin de saison n'est pas nécessairement associée à un risque plus élevé au niveau des pertes d'azote dans l'environnement. En effet, cet azote peut être immobilisé et/ou réorganisé dans le sol selon divers processus. Cette observation est d'ailleurs corroborée par les travaux de Moreno (2003). En effet, une plus grande quantité d'azote non-utilisé est généralement obtenue par les fractions solides carbonées (FSs et FSp) alors que ce sont ces fractions qui ont donné les charges d'azote minéral lessivées les moins importantes. La forte proportion de carbone organique contenue dans ces co-produits a donc influencé le comportement de l'azote dans le système.

Par ailleurs, la distribution des formes minérales d'azote dans le sol a été influencée par la texture du sol et par les produits utilisés, spécialement dans le cas des nitrates. Une plus grande quantité de nitrates résiduels est retrouvée dans le loam argileux et ce sont l'engrais minéral (EM) et les fractions liquides (FL et FLf) qui ont les teneurs les plus élevées. Notons que le déficit phosphoré du sol a fortement influencé les paramètres de prélèvements azotés par la culture pour ces produits. De plus, les nitrates tendent à s'accumuler en profondeur dans le sol au cours de la saison de croissance, surtout dans le sol à texture plus grossière. Un relargage de nitrates pour les fractions solides (FS, FSs et FSp) est observé en fin de saison, manifestation probable d'une minéralisation tardive de l'azote organique contenu dans ces produits.

En somme, certaines recommandations concernant la valorisation agricole des co-produits issus de la chaîne de traitement pourraient être utiles aux futurs intervenants du milieu agricole :

- La fertilisation sur sol pauvre en phosphore avec les fractions liquides devrait être corrigée par un ajout de phosphore minéral, suivant les recommandations du CRAAQ. Sur sol riche en phosphore, ces co-produits utilisés seuls constituent une

alternative très intéressante pour limiter l'enrichissement généralement observé lors d'application prolongée de lisier porcin.

- Idéalement, pour les producteurs de porcs avec sols riches en phosphore, exporter la fraction solide et valoriser la fraction liquide est le compromis le plus intéressant. Pour les cultures de maïs, l'idéal serait de valoriser la fraction liquide en post-levée, puisque à cette période, l'efficacité fertilisante est généralement supérieure et les risques liés au ruissellement amoindris. Le phosphore nécessaire à la croissance optimale du maïs pourrait alors être appliqué seulement dans l'engrais de démarrage, si besoin il y a.
- Comme la fraction solide brute est difficilement épandable de par sa texture, il est recommandé de la mélanger à un autre substrat dont la siccité est plus élevée. Par exemple, pour des receveurs, un mélange de cette fraction à un fumier de volaille (généralement très sec), pourrait être très intéressant. Cependant, comme ces deux produits contiennent des quantités importantes de phosphore, l'enrichissement des sols devra être évalué en conséquence.
- Les co-produits solides apporteront une quantité importante de phosphore au sol. Un enrichissement est plus que probable si ces fractions sont valorisées continuellement sur une même parcelle. Effectuer une rotation sur l'ensemble des terres d'épandage est la seule alternative qui permettrait d'atteindre un équilibre à moyen-long terme.
- La valorisation agricole de la fraction solide avec ajout de substrats carbonés a un effet d'immobilisation sur l'azote. Une telle fertilisation pour des cultures à cycle court comme l'orge n'est peut-être pas souhaitable d'un point de vue agronomique, sans l'apport d'azote minéral inorganique. Les effets d'immobilisation sont peut-être moins marqués sur une culture à cycle long comme le maïs.
- La fraction solide avec ajout de substrat carboné pourrait être valorisée par des épandages d'automne, ce qui permettrait peut être de minimiser l'effet

d'immobilisation en augmentant la période de temps écoulée entre l'apport du produit et le semis d'une culture.

- Les deux co-produits solides avec ajout de substrat carboné (FSs et FSp) ont été appliqués au sol quelques heures seulement après le mélange. Il serait intéressant de vérifier si un compostage optimal, ou du moins un pré compostage, auraient eu un effet sur la quantité et les formes d'azote retrouvées dans les produits et leur dynamique dans le système sol-plante.

BIBLIOGRAPHIE

- Beauchemin S., R.R. Simard et D. Cluis (1998). Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.*, 27: 721-728.
- Bedekovic P. (1987). L'excès de nitrates dans les eaux : problèmes et perspectives techniques. *Perspectives Agricoles*, 115: 184-189.
- Bélanger G. (2002). *Développement d'une technologie de traitement du lisier porcin par flottation biologique*. Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique, Université du Québec, Sainte-Foy (Québec), 187 pages.
- Berthiaume C. (Fertior, Coopérative de fertilisation organique). (1996). *Forum sur le traitement des lisiers en Chaudière-Apalaches: Dans un contexte de développement durable et de cohabitation harmonieuse des usages du territoire*. Cahier des conférences.
- Bilstad T., M. Madland, E. Espedal et P.H. Hanssen (1992). Membrane separation of raw and anaerobically digested pig manure. *Water Sci. Technol.*, 25(10): 19-26.
- Canizares R.O. et A.R. Dominguez (1993). Growth of *Spirulina maxima* on swine waste. *Bioresource Technol.*, 45: 73-75.
- Chantigny M.H., P. Rochette et D.A. Angers (2001). Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw : a field experiment. *Can. J. Soil Science*, 81: 131-137.
- Chudacek M.W., S.H. Marshall et C.H. Warman (1994). *Method and apparatus for separation by flotation*. Demande de brevet canadien no CA 2155198.
- Cloutier L. (1996). *Projet: exporter le lisier, en engrais sans odeur*. Journal La Presse, Mercredi 6 novembre 1996, Montréal.

- Coillard J. (1999). Comment concilier production porcine et protection de l'environnement. *Avenir et perspectives de recherche sur les techniques de traitement des lisiers de porc*, Cemagref Éditions, 3 mars 1999, Paris, France, 165 pages.
- 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(1): 20-25.
- Côté D., T. Sen Tran et A. N'Dayegamiye (1996). Efficacité fertilisante du lisier de porc épandu en post-levée du maïs. *Agrosol*, 9(1): 14-20.
- Côté D. (2001). Communications personnelles. IRDA.
- CRAAQ (2003). *Guide de référence en fertilisation (1^{ière} édition)*. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, Sainte-Foy (Québec), 294 pages.
- De La Noüe J., J.S. Sevrin-Reyssac, C. Mriojouls, J. Marcel et S. Sylvestre (1994). Biotreatment of swine manure by intensive lagooning during winter. *Bioresource Technol.*, 50: 213-219.
- FPPQ (2001). *Rapport d'évaluation des techniques de gestion et de traitement du lisier de porc*. Fédération des producteurs de porcs du Québec. Préparé par le groupe de travail « Transfert technologique » du Plan agroenvironnemental de la production porcine.
- FPPQ (2002). *Fiche technique no.1, Plan des interventions agroenvironnementales de la FPPQ, Ferme en surplus : analyse des solutions*. Fédération des producteurs de porcs du Québec. Longueuil (Québec), 8 pages.
- FPPQ (2003). Fédération des producteurs de porc du Québec. Site internet www.leporcduquebec.qc.ca, section portrait de la production porcine, consulté le 8 octobre 2003.
- 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. INRS-Eau, Institut national de la recherche scientifique, Université du Québec, Sainte-Foy (Québec), 293 pages.

- Gangbazo G. et F. Babin (2000). Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *Vecteur environnement*, 33(4): 47-57.
- Gangbazo G., A.R. Pesant, G.M. Barnett, J.P. Charuest et D. Cluis (1995). Water contamination by ammonium nitrogen following the spreading of hog manure and mineral fertilizers. *J. Environ. Qual.*, 24: 420-425.
- Gangbazo G., C. Bernard et D. Côté (1996). Effets de l'épandage du lisier de porc sur les eaux de ruissellement et de drainage. *Agrosol*, 9(1): 46-51.
- 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*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq no. EN980153, Rapport no. QE-114, Québec, (Québec), 37 pages.
- Gilbert D., S. Pigeon, J.-Y. Drolet et M. Morisset (1998). *Le portrait agroenvironnemental des entreprises porcines du Québec*. GREPA et BPR Groupe-conseil, Québec (Québec), 34 pages.
- Giroux M. et T. Sen Tran (1989). La fertilisation azotée intégrée des céréales. *Agrosol*, 2(1): 19-33.
- Giroux M., A. Michaud, C. Côté et N. Ziadi (2003). *Stratégies de réduction à la ferme des risques environnementaux liés à la fertilisation avec des engrais de ferme*. Recueil de textes de conférences, Colloque en agroenvironnement, IRDA, 13 novembre 2003, Drummondville (Québec), 167 pages.
- Giroux M., A. N'Dayegamiye et T. Sen Tran (1992). Évaluation de la fertilité azotée des sols. *Agrosol*, 5(2): 10-19.
- Giroux M., D. Carrier et P. Beudet (1996). Problématique et méthode de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol*, 9(1): 36-45.
- Giroux M., D. Côté et R. Morin (2000). Effets des doses et des périodes d'épandage du lisier de porcs sur le rendement du canola et l'efficacité fertilisante de l'azote. *Agrosol*, 11(2): 66-74.

- Grisé M. (2000). *Waste treatment*. Brevet américain no 6.033.570.
- Groupe de travail « Transfert technologique » (1998). *Évaluation des techniques et technologies alternatives de gestion et de traitement du lisier de porc*. Fédération des producteurs de porcs du Québec, Longueuil (Québec), 38 pages.
- Groupe de travail « Transfert technologique » (2001). *Évaluation des techniques et technologies alternatives de gestion et de traitement du lisier de porc*. Fédération des producteurs de porcs du Québec, Longueuil (Québec), 46 pages.
- Guiraud G. (1987). Dynamique de l'azote dans le sol : Apports du traçage isotopique à la connaissance d'azote dans les systèmes sol-plantes. *Perspectives Agricoles*, 115: 25-32.
- Hoffland R. O. et J. Austin (2000). *Apparatus and methods for wastewater treatment from high volume livestock production*. Brevet américain 6.054.044.
- Isfan D., J. Zizka, A. D'avignon et M. Deschênes (1994). Effet des doses et des modes d'application de l'engrais azoté sur le rendement, la teneur en N des plantes et les nitrates résiduels chez le maïs-ensilage. *Agrosol*, 7(2): 38-46.
- Jackson M.L. (1980). *Continuous fermentation process and apparatus*. Brevet canadien no CA 1081378.
- Kolber S.N. (2001). *Treatment of waste produced by farm animals raised under confined conditions*. Brevet américain no 6.190.566.
- Lavoie S. (1994). *Aptitudes physiques des terres agricoles à recevoir des engrais de ferme : classification à l'aide d'un système expert*. Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Institut national de la recherche scientifique, Université du Québec, Sainte-Foy (Québec), 109 pages.
- Lavoie S., M.C. Nolin et J.L. Sasseville (1995). Pollution issue de l'épandage des engrais de ferme sur les terres agricoles : causes et processus. *Agrosol*, 8(1): 43-49.
- Legros R., J. Chaouki, Bi X.T., Macchi, Arturo et K. Ratnani (1998). *Spout-fluid bed dryer and granulator for the treatment of animal manure*. Brevet américain no 5.809.664.

- Littell R.C, G.A. Milliken, W.W. Stroup et R.D. Wolfinger (2000). *SAS System for Mixed Models*. 4^{ième} Édition. SAS Institute Inc., Cary, NC, États-Unis, 633 pages.
- Maclean A.J., M.H. Miller et J.B. Robinson (1983). *The fertilizer potential of animal manures and environmental constraints on their use*. Dans : Farm animal manures in the canadian environnement. Conseil national de recherches Canada, Publication CNRC 18976, Ottawa (ON), 139 pages.
- Maheux B., R. Dumas, B. Marinier, Y. Paquin et M. Savard (1996). *Valorisation du lisier de porc et des résidus des sciures de la MRC de la Mitis*. UQAR, rapport final no. EE-43-780-537-226, no. 22-873-257-01015, 48 pages (pour Meunerie J.B. Dionne et Fils Mont-Joli, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec).
- MAPAQ (1995). *Station de recherche de Saint-Lambert de Lévis : Historique et description*. Service des sols, Sainte-Foy (Québec), 127 pages.
- Marmen S. (1995). *Évaluation de la fertilisation de l'orge de printemps par épandage de lisier en post-levée*. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Sainte-Foy (Québec), 64 pages.
- McElvaney J.D. (2001). *Anaerobic digester system and method*. Brevet américain no 6.254.775.
- Meisenger J.J. et G.W Randall (1991). *Estimating nitrogen budget for soil-crop systems*. Dans: Managing nitrogen for ground water and farm profitability. Soil Science Society of America, Madison, WI, États-Unis, pp. 85-124.
- Ménart J.C. (1996). *La valorisation de la biomasse (résidus organiques) par la technique de compostage in situ*. Forum sur le traitement des lisiers en Chaudière-Appalaches: dans un contexte de développement durable et de cohabitation harmonieuse des usages du territoire. FERTIOR (Coop de fertilisation organique), Cahier des conférences, septembre 1996.
- MENV (2003). Ministère de l'Environnement du Québec, Site internet www.menv.qc.ca, section Critères de la qualité de l'eau de surface, consulté le 15 octobre 2003.

- Miknevich J.P. et D.E. Hassick (1998). *Separation of raw agricultural waste*. Brevet américain no 5.776.350.
- Montgomery D.C. (1984). *Design and analysis of experiments*. 2nd Edition. John Wiley and Sons, New York, NY, États-Unis, 538 pages.
- Moreno A. (2003). *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*. Mémoire de maîtrise. INRS-Eau, Terre et Environnement, Institut national de la recherche scientifique, Université du Québec, Sainte-Foy (Québec), 116 pages.
- Mustin M. (1987). *Le compost: gestion de la matière organique*. François Dubusc (Éditeur), Paris, 954 pages.
- N'Dayegamiye A. (1990). Effets à long terme d'apport de fumier solide de bovins sur l'évolution des caractéristiques chimiques du sol et de la production de maïs-ensilage. *Can. J. Plant Sci.*, 70: 767-775.
- N'Dayegamiye A. et C. Landry (2003). *Valorisation agricole des sous-produits de lisier séparé*. Recueil de textes de conférences, Colloque en agroenvironnement, IRDA, 13 novembre 2003, Drummondville (Québec), 167 pages.
- N'Dayegamiye A., J. Bossanyi et J. Maltais (1998). Étude de la disponibilité de l'azote minéralisable de la matière organique à la culture d'orge en conditions climatiques du Saguenay/Lac St-Jean. *Agrosol*, 10(2): 74-78.
- Novotny R.P. et G. Chester (1981). *Hydrologic considerations*. Dans: Handbook of Nonpoint Pollution-Sources and Management. Van Norstrand and Reinhold Co, New York, NY, États-Unis, pp. 211-267.
- Pinchaud J. (1997). Tendances de la qualité des rivières du Québec, 1979-1994. *Vecteur Environnement*, 30: 43-50.
- Powlson D.S. (1987). *Measuring and minimizing losses of fertilizer nitrogen in arable agriculture*. Dans: Nitrogen efficiency in agricultural soils. Jenkinson D.S. et K.A. Smith (Éditeurs), Elsevier Applied Science, New York, NY, États-Unis, pp. 231-245.

- Robert L. (1992). *Caractérisation et variabilité des engrais de ferme*. Colloque sur la gestion des fumiers, MAPAQ, 20 et 21 octobre 2002, Drummondville (Québec), pp. 203-214.
- Robitaille R., B. Gagnon, R.R. Simard, M. Goulet et R. Rioux (1996). *Impacts de l'utilisation de différents types de composts à base de fumier, de résidus marins et de tourbe, leur effet sur le sol, l'eau et la plante*. Entente auxiliaire Canada-Québec pour un environnement durable en agriculture, Projet no. 13-28750873-044, Rapport final, Direction de l'environnement et du développement durable du MAPAQ, Québec, 195 pages.
- Rochette P., E. Van Bochove, D. Prévost, D.A. Angers, D. Côté et N. Bertrand (2000). Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen. *Soil Sci. Soc. Am.J.*, 64:1396-1403.
- Roshanravan M. (1995). *Apparatus for dissolved gas flotation in anaerobic wastewater treatment*. Brevet américain no 5.437.785.
- Sanfaçon D. (2002). *Le programme Prime-Vert*. Présentation « Power point », MAPAQ, Direction de l'environnement et du développement durable du MAPAQ, Québec, 28 pages.
- Sasseville J.L. et J. Nolet (1994a). *Classification des terres agricoles selon leurs aptitudes physiques à recevoir des engrais de ferme à l'aide d'un système expert*. Rapport de recherche INRS-Eau et Consultants BPR, Méthodologie d'évaluation et choix stratégiques dans la gestion des surplus de fumiers et lisiers, Volume 4, Sainte-Foy (Québec), 124 pages.
- Sasseville J.L. et J. Nolet (1994b). *L'évaluation des technologies de gestion du lisier de porc dans le cadre de l'établissement d'une politique de contrôle de la pollution provenant des productions animales*. Rapport de recherche INRS-Eau et Consultants BPR, Méthodologie d'évaluation et choix stratégiques dans la gestion des surplus de fumiers et lisiers, Volume 5, Sainte-Foy (Québec), 79 pages.

- Seydoux S. (1993). *Effet d'un épandage par rampe de lisier de porc en postlevée sur une culture d'orge de printemps*. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Sainte-Foy (Québec), 90 pages.
- Soltner D. (1988). *Phytotechnie générale : Les bases de la production végétale. Tome I : Le sol, 16^e édition*. Collection sciences et techniques agricoles, Sainte-Gemmes-sur-Loire, France, 466 pages.
- Schwarting (2002). *Schwarting Umwelt GmbH, Installation de méthanisation pour déchets issus du secteur agricole*. Document publicitaire. Site web; www.schwarting-umwelt.de.
- Tétrault M. et D. Grandbois (1999). *Process and system for treatment of pig and swine manure for environmental enhancement*. Brevet américain no 5.885.461.
- Texier C. (1996). *Le traitement biologique du lisier de porc: procédés aérobies de nitrification-dénitrification et méthodes de compostage*. Forum sur le traitement des lisiers en Chaudière-Appalaches. FERTIOR, Cahier des conférences, septembre 1996.
- Thompson P.A., P. Couture, D. Cluis, S.A. Visser, M. Caillier et M. Blackburn (1987). *Évaluation du danger de l'épandage du lisier de porc sur la qualité des eaux de percolation provenant de diverses classes texturales de sol*. Rapport scientifique #207, INRS-Eau, Sainte-Foy (Québec), 57 pages.
- Tran T. Sen (1995). *Efficacité du devenir de l'engrais azoté marqué (¹⁵N) appliqué sur la culture du maïs (Zea Mays L.)*. Thèse de doctorat. Université Laval, Sainte-Foy (Québec), 162 pages.
- Tran T. Sen, D. Côté et A. N'Dayegamiye (1996). Effets des apports prolongés de fumier et de lisier sur l'évolution des teneurs du sol en éléments nutritifs majeurs et mineurs. *Agrosol*, 9(1): 21-30.
- Tran T. Sen, M. Giroux et A. N'Dayegamiye (1992). Utilisation rationnelle des fumures azotées minérales : aspects agronomiques et environnementaux. *Agrosol*, 5(2): 18-25.