

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

Évaluation des émissions de gaz à effet de serre lors de l'entreposage des sous-produits de lisier de porc fractionné par la technologie *LISOX*

par

Louis-César Pasquier

B.Sc. Traitement des sols et de l'eau

Mémoire présenté

Pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examineur Externe

Monsieur Stéphane Godbout
Université LAVAL

Examineur Interne

Monsieur Rajeshwar Dayal Tyagi
INRS-ETE, Université du Québec

Directeur de recherche

Monsieur Guy Mercier
INRS-ETE, Université du Québec

Codirecteur de recherche

Monsieur Jean-François Blais
INRS-ETE, Université du Québec

Décembre 2010

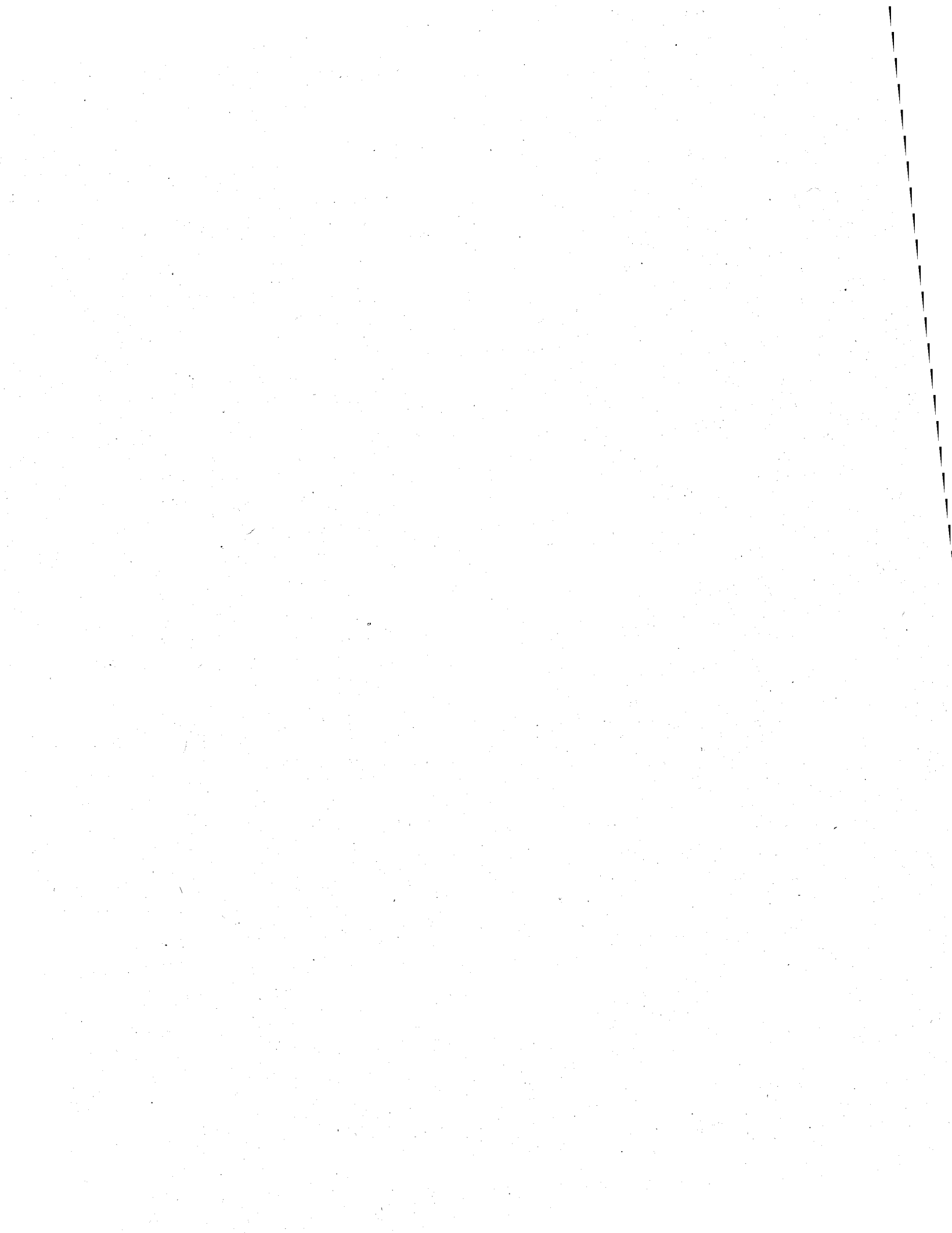
REMERCIEMENTS

Je voudrais remercier dans un premier temps mon directeur de recherche, le professeur Guy Mercier, pour m'avoir offert la possibilité de réaliser cette maîtrise, à travers un sujet novateur et qui m'a permis d'ouvrir mes connaissances aux mesures des gaz à effet de serre.

Je tiens également à remercier mes codirecteurs de recherche, les professeurs Philippe Rochette, Martin Chantigny d'Agriculture Agroalimentaire Canada et Jean-François Blais de l'INRS ETE, pour leurs aides et leurs conseils scientifiques.

Je remercie tout particulièrement Normand Bertrand d'Agriculture et Agroalimentaire Canada, pour son implication, ses conseils essentiels dans la mesure des gaz. Je tiens à saluer le travail profitable à la réalisation de cette étude fourni par Fabien Jeuland, stagiaire de l'équipe d'assainissement. J'aimerais également remercier toutes les personnes qui se sont investies de près ou de loin dans cette étude, sans quoi je n'aurais pu réussir ce travail.

Enfin, je tiens à saluer ma famille, Jessica et mes amis pour leur soutien des plus indispensables.



RÉSUMÉ

La technologie *LISOX* a été développée afin de répondre aux problèmes d'eutrophisation causés par l'épandage excessive des lisiers sur les champs. Cette technologie de séparation solide/liquide est basée sur le principe de la flottation biologique passive et est adaptée aux fermes de moyenne et grande taille. Après traitement, deux fractions sont obtenues. D'une part, une fraction liquide dont la teneur en phosphore est réduite, tout en gardant des qualités fertilisantes, et pouvant être épandue comme un lisier non traité et ce, malgré une surcharge en phosphore des sols. D'autre part, une fraction solide, concentrée en phosphore, qui peut-être facilement exportable vers des zones sans surcharges.

En complément du développement de cette technologie, la présente étude a été menée afin de mesurer les émissions d'ammoniac (NH_3) et de gaz à effet de serre (CO_2 , CH_4 et N_2O) lors de l'entreposage des sous-produits liquide et solide obtenus après le traitement par la technologie *LISOX*. Les différentes fractions, ainsi que du lisier brut, ont été stockés dans des bacs en PVC de 1 000 L pendant 4 mois et demi, de juin 2009 à la mi-octobre 2009. Les mesures des gaz ont été réalisées de façon régulière en utilisant la méthode de chambre ouverte en régime stationnaire.

Tout au long de l'étude, les flux les plus importants de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2) ont été mesurés sur la fraction solide de *LISOX*. Un total de 257 $\text{CH}_4\text{-C kg}^{-1}$ et de 2 601 $\text{mg CO}_2\text{-C kg}^{-1}$ pour 850 L de lisier ont été cumulés pour cette fraction solide au cours de l'expérience. Les plus fortes émissions d'ammoniac (NH_3) ont été mesurées sur la fraction liquide de *LISOX*, avec 76,4 $\text{mg NH}_3\text{-N kg}^{-1}$ de cumulés pour 850 L. Un total de 28,4 $\text{mg N}_2\text{O-N kg}^{-1}$ pour 850 L a été mesuré sur la fraction solide, qui est également la seule fraction ayant

produit du N_2O . Cette étude a mis en avant le rôle de lisier brut inoculé ajouté à une fraction liquide de *LISOX*. La présence de l'inoculum a augmenté les émissions de CH_4 (+23 mg CH_4 -C kg^{-1} pour 850 L) et de CO_2 (+207 mg CO_2 -C kg^{-1} pour 850 L).

Finalement, le bilan des émissions cumulées montre que les pertes des fractions de *LISOX* réunies est supérieur de 19% comparativement aux pertes observées pour un lisier non traité. Cependant les émissions observées en conditions opératoires ayant été plus faibles que les valeurs rapportées dans la littérature pour l'entreposage de lisier à la ferme, il n'est pas possible d'établir des conclusions définitives concernant les émissions réelles au cours d'un entreposage des sous-produits de *LISOX* à l'échelle de la ferme.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES FIGURES	xi
LISTE DES ÉQUATIONS	xiii
ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES	xv
INTRODUCTION	1
1. REVUE DE LA LITTÉRATURE	5
1.1. Définitions et types de lisier de porc	5
1.2. Composantes du lisier de porc	7
1.2.1. Éléments nutritifs	7
1.2.2. Matière organique	9
1.2.3. Microorganismes.....	9
1.2.4. Métaux lourds et antibiotiques.....	9
1.2.5. Inventaire des caractéristiques du lisier de porc	10
1.3. Modes de gestion des rejets de lisier	10
1.3.1. Gestion sous forme liquide	11
1.3.2. Gestion sous forme solide.....	12
1.3.3. Gestion sous forme solide/liquide	12
1.4. Problématique de la gestion des rejets de lisier	13
1.4.1. Contamination des eaux	13
1.4.2. Pollution de l'air	16
1.4.3. Dégradation des sols agricoles.....	16
1.5. Technologies de traitement du lisier de porc	17
1.5.1. Procédés mécaniques	17
1.5.2. Procédés biologiques	19
1.5.3. Procédés chimiques	24
1.5.5. Procédés physico-chimiques.....	26
1.6. Présentation du procédé LISOX	28
1.6.1. Définitions	28

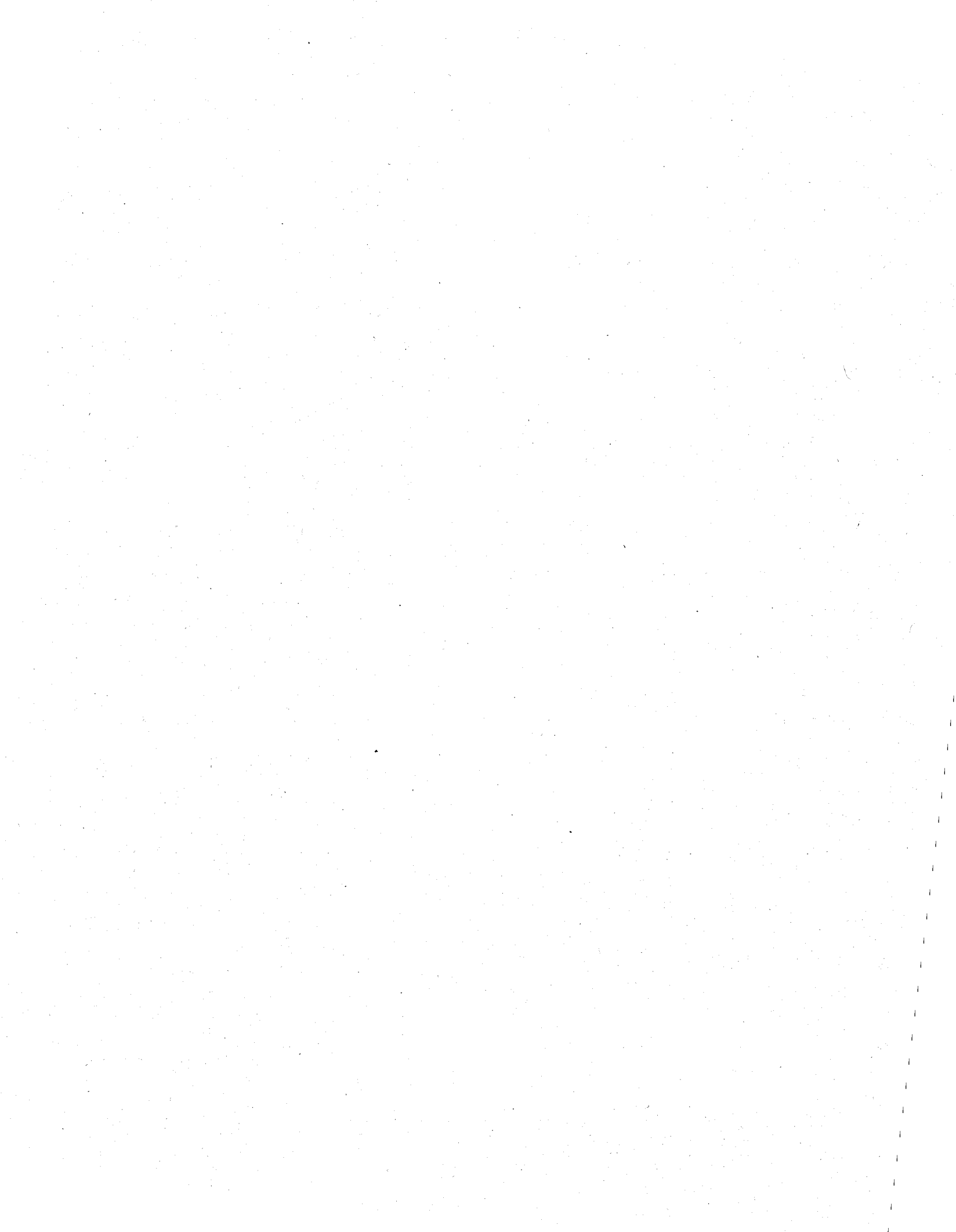
1.6.2.	Paramètres et fonctionnement de la technologie LISOX	28
1.6.3.	Rendements moyens de la technologie LISOX pour le lisier de porc	30
1.6.4.	Avantages de la technologie LISOX	31
1.7.	Gaz à effet de serre.....	32
1.7.1.	Mise en contexte.....	32
1.7.2.	Émissions de GES au sein d'une ferme.....	35
1.7.3.	Synthèse	41
1.7.4.	Calcul des facteurs d'émissions (IPCC, 2006)	43
2.	OBJECTIFS DE RECHERCHE.....	47
3.	MATÉRIELS ET METHODES	49
3.1.	Sites expérimentaux	49
3.2.	Production des fractions.....	49
3.3.	Mesure des gaz	51
3.4.	Échantillonnage des matériaux	55
3.5.	Analyses.....	56
4.	RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	59
4.1.	Caractéristiques du lisier	59
4.2.	Émissions gazeuses.....	63
5.	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	81
	BIBLIOGRAPHIE	85

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	<i>Informations générales sur les lisiers de maternité, de pouponnière et d'engraissement au Québec</i>	6
Tableau 2	<i>Teneurs moyennes pondérées en MO, Na et en oligo-éléments, sur base sèche, et principaux rapports entre éléments (Seydoux et al., 2008)</i>	10
Tableau 3	<i>Avantages et inconvénients des procédés mécaniques</i>	18
Tableau 4	<i>Avantages et inconvénients des procédés biologiques</i>	23
Tableau 5	<i>Avantages et inconvénients des procédés chimiques</i>	25
Tableau 6	<i>Avantages et inconvénients des procédés thermiques</i>	25
Tableau 7	<i>Avantages et inconvénients des procédés physico-chimiques</i>	27
Tableau 8	<i>Principaux gaz à effet de serre et leur potentiel de réchauffement global</i>	33
Tableau 9	<i>Facteurs d'émissions théoriques du méthane pour un lisier non-traité et les fractions de LISOX</i>	45
Tableau 10	<i>Émissions de N₂O pour un lisier brut et les fractions LISOX suivant 2 scénarios</i>	46
Tableau 11	<i>Économies théoriques réalisée pour le CH₄ et le N₂O selon les scénarios 1 et 2</i>	46
Tableau 12	<i>Moyennes cumulées des paramètres physico-chimiques lors de l'entreposage des différentes fractions</i>	60
Tableau 13	<i>Principales émissions de GES et de NH₃ mesurées lors de l'entreposage de lisier de porc</i>	65
Tableau 14	<i>Émissions cumulées pour chaque gaz par traitement (mg gaz L⁻¹ de fumier humide)</i>	77

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Répartitions des formes solubles et non solubles du phosphore et de l'azote (Coillard, 1990).....	8
Figure 2	Schéma de traitement LISOX (Corporation HET).....	30
Figure 3	Répartition des émissions de GES en 2007 (IPCC, 2007).....	34
Figure 4	Plan et répartition des unités de stockage dans la pièce lors de l'étude.....	51
Figure 5	Schéma du système d'échantillonnage des gaz.....	53
Figure 6	Illustration du dispositif d'échantillonnage des gaz.....	54
Figure 7	Exemple de configuration du chromatographe en phase gazeuse pour la détermination du CO ₂ , de l'O ₂ , du N ₂ O et du CH ₄ dans des échantillons d'air (Rochette et al., 2008).....	58
Figure 8	Évolution du pH des différentes fractions de lisier au cours des essais.....	61
Figure 9	Évolution du POR des différentes fractions de lisier au cours des essais.....	62
Figure 10	Émissions d'ammoniac au cours des essais et évolution de la température de la pièce.....	66
Figure 11	Illustration des mécanismes reliés aux émissions d'ammoniac d'un lisier liquide (Ni, 1999).....	67
Figure 12	Illustration de la croûte observée sur le lisier brut aux semaines 1, 9 et 15.....	68
Figure 13	Émissions de méthane lors des essais.....	70
Figure 14	Émissions de CO ₂ lors des essais.....	72
Figure 15	Émissions de N ₂ O lors des essais.....	75
Figure 16	Écarts entre les traitements par rapport au lisier brut (%).....	78
Figure 17	Pertes cumulées corrigées par traitement (kg éq CO ₂ /t lisier).....	79



LISTE DES ÉQUATIONS

Équation 1	Mécanismes de diffusion de l'ammoniac.....	41
Équation 2	Facteurs d'émissions du méthane pour la gestion du lisier $EF_{(T)}=(VS_{(T)} \cdot 365 \text{ jrs an}^{-1}) \cdot [B_{o(T)} \cdot 0,67 \text{ kg m}^{-3} \cdot \sum MCF_{s,k} \cdot MS_{(T,S,k)} / 100]$	43
Équation 3	Émissions directes d'oxyde nitreux pour la gestion du lisier $N_2O_{D(mm)}=[\sum[\sum(N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)})] \cdot EF_{3(S)}] \cdot 44/28$	44
Équation 4	Calcul des flux de gaz émis par le lisier $F_g = (C_g - C_p) M_e \cdot Q_g / V_u \cdot V_u$	53
Équation 5	Mécanismes d'émissions de l'ammoniac à partir de l'urée $CO(NH_2)_2 + H^+ + 2H_2O \rightarrow$ (urease) $\rightarrow 2 NH_4^+ + HCO_3^-$ (a) $NH_4^+ \rightarrow NH_{3(d)} + H^+$ (b) $NH_{3(d)} \rightarrow NH_{3(gaz)}$ (c).....	68
Équation 6	Principales réactions produisant du N_2O lors de l'entreposage de lisiers $NH_4^+ + 0.5 O_2 \rightarrow$ $NO_2^- + H_2O + 2 H^+$ (a) $NO_2^- + 0.5 O_2 \rightarrow NO_3^-$ (b) $NO_3^- + \{CH_2O\} + H^+ \rightarrow 0.5 N_2O_{(g)} + 1.5 H_2O$ $+ CO_{2(g)}$ (c) $NH_4^+ + O_2 \rightarrow 0.5 N_2O_{(g)} + 1.5 H_2O + H^+$ (d).....	74
Équation 7	Voie possible de dénitrification nitrifiante $NH_3 \rightarrow NH_2OH \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$	76

ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
Al	Aluminium
B	Bore
C.V.	Coefficient de variation
C/N	Rapport carbone/azote
C/N _{org}	Rapport carbone/azote organique
CDPQ	Centre de développement du porc du Québec inc.
CF	Coliformes fécaux
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
Cu	Cuivre
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
E.T.	Écart-type
Fe	Fer
FPPQ	Fédération des producteurs de porcs du Québec
GES	Gaz à effet de serre
GIEC/IPCC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat / intergouvernemental panel on climate change
HCFs	Hydrofluorocarbure
IRDA	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
K/Ca+Mg	Rapport potassium/calcium+magnésium
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MAPAQ	Ministère de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation du Québec
MDDEP	Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs
MES	Matières en suspension
Mn	Manganèse
Moy	Moyenne
MS	Matière sèche
N ₂ O	Oxyde nitreux
NH ₃	Ammoniac
NH ₄ -N	Ion ammonium
N-NH ₄ /N	Rapport ammonium/azote
N-NH ₄ /P ₂ O ₅	Rapport ammonium/phosphate

NO_3^-	Ion nitrate
NTK-N	Azote Kjeldahl total
$\text{N}_{\text{urée}}$	Azote provenant de l'urée
P	Phosphore
PFCs	Hydrocarbures perfluorés
pH	Potentiel hydrogène
PO_4^{3-}	Ion phosphate
POR	Potentiel d'oxydoréduction
POS	Floculant
PRP	Potentiel de réchauffement climatique
P_t	Phosphore total
SF_6	Hexafluorure de soufre
ST	Solides totaux
Zn	Zinc

INTRODUCTION

La province de Québec produit plus de 7 millions de porcs par année, répartis dans environ 3 000 fermes. L'industrie porcine québécoise génère 14,7 millions de m³ de lisier par an (FPPQ, 2001). Le lisier contient de fortes teneurs en phosphore total (P_t), azote et microorganismes pathogènes responsables de nombreuses contaminations des terres cultivables, des eaux de surface et souterraine (Ancheng *et al.*, 2002; Gangbazo et Babin, 2000; Imbeah, 1998). En effet, le lisier est utilisé comme un engrais, car il propose des valeurs fertilisantes à court et à long termes. Au Québec, la gestion des lisiers se fait sur la base de la quantité de phosphore que les sols peuvent recevoir, mais il est connu que les bassins versants des rivières de l'Assomption, Chaudière et Yamaska, ont reçu des quantités de lisier de porc de quatre à six fois supérieures à celles admissibles (Cayer, 1989).

La séparation solide/liquide des lisiers permet d'obtenir une phase liquide avec une élimination importante du phosphore et partielle de l'azote, ce qui permet de rencontrer les limitations des sols et les besoins des cultures. La phase solide, concentrée en phosphore total (P_t), peut être valorisée sur des sites éloignés ne présentant pas de problèmes d'excédant de phosphore. De nombreux traitements ont vu le jour (FPPQ, 2001), mais représentent un investissement très important et restent peu adaptés pour une opération à la ferme. Une collaboration entre l'INRS-ETE et l'IRDA, a permis de développer la technologie de séparation *LISOX*, la plus économique sur le marché Québécois.

Le procédé de traitement *LISOX* permet d'obtenir un solide contenant plus de 85% du P_t et représentant de 10 à 20% du volume initial du lisier traité. La phase liquide, réduite en P_t , peut être utilisée comme fertilisant riche en azote.

Outre le souci de la teneur en P du lisier, les émissions de gaz à effet de serre (GES) au cours de l'entreposage des fractions du lisier apparaissent comme problématique majeure dans la gestion du lisier de porc. Les émissions de GES sont généralement associées à l'activité industrielle et humaine, mais selon le GIEC en 2007, 13,5% des émissions mondiales sont issues de la production agricole (7,5% pour la région du Québec; MDDEP, 2008).

Les chercheurs d'Agriculture et Agro-alimentaire Canada (AAC) ont montré que la fertilisation d'une culture de maïs avec le lisier de porc entraîne des émissions de protoxyde d'azote (N_2O) plus élevées que lorsqu'un fertilisant minéral était utilisé (Rochette *et al.*, 2000b). De plus, la production plus importante de N_2O s'explique par une dénitrification plus importante en raison de l'apport, par le lisier, de carbone facilement métabolisable. En effet, lors de l'épandage du lisier, les conditions environnementales affectent le devenir des éléments nutritifs et des émissions de N_2O . Ainsi, une application du lisier à l'automne induisait de plus faibles émissions lors de la saison de croissance suivante comparativement à une application au printemps (Rochette *et al.*, 2004). De ce fait, cette observation remettait en question le fait qu'une application printanière soit moins propice à la production de N_2O qu'une application automnale. Les études ont par ailleurs confirmé que les microorganismes de nos sols peuvent rapidement nitrifier le NH_4 du lisier pendant la saison de croissance (Chantigny *et al.*, 2001, 2004a, b) et hivernale (Chantigny *et al.*, 2002). Les conséquences environnementales de ces observations sont importantes, car les ions nitrates (NO_3^-) produits par la nitrification de NH_3

peuvent s'accumuler dans les sols s'ils ne sont pas prélevés par une culture, augmentant donc le risque de contamination de l'eau par lessivage du NO_3^- et de l'atmosphère par émission de NO_2 . Les études ont également porté sur le méthane (CH_4) et le dioxyde de carbone (CO_2) émis suivant l'épandage. La forte production de CH_4 par le lisier lors de l'entreposage s'arrêtait rapidement une fois le lisier épandu (Rochette et Côté, 2000). Les émissions de CH_4 n'étaient observées que dans les premières heures suivant l'épandage, indiquant que la réduction du temps d'entreposage, diminue le CH_4 total émis. Le CO_2 émis par l'oxydation de la matière organique n'est pas une source *de novo* de CO_2 atmosphérique (car issu de la photosynthèse des plantes agricoles). Cependant, sa mesure permet de suivre la cinétique de la transformation du lisier dans le sol et ainsi, de mieux comprendre son influence sur la dynamique d'autres GES comme le N_2O (Rochette *et al.*, 2000a). Le NH_4 du lisier est partiellement volatilisé et il en résulte des émissions de NH_3 aux différentes étapes de gestion. Le NH_3 n'est pas un GES, mais il représente une potentielle source de N_2O , une fois celui-ci retombé. De ce fait on admet que 1% de NH_3 émis est ensuite transformé en N_2O . Dans le bâtiment, les différents modes de gestions du lisier (plancher latté, litière) induisent plus ou moins d'émissions de NH_3 (Aarnink et Wagemans, 1997). Lors de l'entreposage, les conditions climatiques, ainsi que la formation ou non d'une croûte à la surface du lisier influencent les émissions de NH_3 . Les émissions d'ammoniac varient de 6% à 30% de l'azote total (Sommer, 1997; Harper *et al.*, 2000). Au champs, il a été montré que 50% de la volatilisation totale se produit dès les dix premières heures (Rochette *et al.*, 2001; Chantigny *et al.*, 2004a,b).

Au Québec, 15% du CH_4 et 20% du N_2O généré par l'activité humaine provient de l'entreposage des déjections à la ferme (MEDD, 2004). Les quantités et les proportions émises dépendent du

mode de gestion des déjections (Chadwick *et al.*, 1999). En effet, les conditions physiques induites par le type d'entreposage, influencent fortement les transformations du carbone et de l'azote qui produisent le CH₄ et le N₂O (Sommer *et al.*, 2004). Il est à souligner que l'anaérobiose des fosses à lisier empêche la production de N₂O en bloquant la nitrification (Jungbluth *et al.*, 2001) et que le manque d'oxygène entraîne une production importante de CH₄ par la fermentation des solides s'accumulant au fond de la fosse. La production de CH₄ augmente avec la quantité de matière organique fermentescible et avec la durée de l'entreposage. Les émissions de GES durant l'entreposage des déjections animales ont été quantifiées en Europe (Chadwick *et al.*, 1999), aux États-Unis (DeSutter et Ham, 2005) et au Canada (Kahabarata *et al.*, 1998; Massé *et al.*, 2003; Hao *et al.*, 2004; Thompson *et al.*, 2004; Wagner-Riddle *et al.*, 2006). Cependant, peu d'études présentent les émissions de GES lors de l'entreposage des sous-produits liquides et solides issus d'un procédé de traitement. Ainsi, les mesures proposées dans ce projet ont pour but de caractériser les émissions de GES propres au procédé *LISOX* et fourniraient de nouvelles informations sur les transformations de substrats nouveaux, mais qui vont devenir plus courants avec le développement des procédés de traitement du lisier.

1. REVUE DE LA LITTÉRATURE

La revue de littérature permettra dans un premier temps de définir les composantes du lisier de porc, pour ensuite aborder les différents types de gestion de ses rejets en préambule de la problématique. Nous aborderons ensuite les différentes technologies de traitement, pour introduire le principe de la flottation biologique. Enfin, nous aborderons les émissions de GES, par une mise en contexte. Nous traiterons ensuite des émissions issues d'une ferme bovine et porcine, pour se pencher finalement sur les émissions lors de l'entreposage des lisiers de porc.

1.1. Définitions et types de lisier de porc

Le lisier de porc est essentiellement un mélange hétérogène de fèces (55 à 60%) et d'urines (40 à 45%) (Les Consultants BPR, 1994). À ce mélange initial s'ajoutent les eaux de lavage, les pertes des systèmes d'approvisionnement en eau, les résidus alimentaires, dans certains cas de la litière, les soies ainsi que des objets tels les seringues ou les médaillons d'oreille.

La qualité du lisier dépend de différents facteurs, comme par exemple, de l'espèce et de l'âge des porcs, qui constituent les facteurs intrinsèques. Il faut ensuite considérer le mode d'élevage, à savoir la façon dont l'eau est distribuée dans la porcherie, l'alimentation, la diète ainsi que le mode d'évacuation des déjections.

Avec l'évolution des techniques, les élevages dits traditionnels opérant de la gestation à la finition sont de moins en moins fréquents. La tendance actuelle est à la spécialisation des élevages en fonction des différentes étapes de la production que sont la maternité, la pouponnière et l'engraissement. À la lumière des facteurs exposés ci-haut, il résulte que les lisiers provenant des élevages spécialisés diffèrent les uns des autres. Le Tableau 1, présente

des informations sur la composition générale des élevages (MAPAQ, 1999), sur le nombre de têtes produites pour chaque mode d'élevage à l'échelle du Québec (Drolet et Gilbert, 2000) et sur le volume de lisier produit par porc¹ (MAPAQ, 1999).

Tableau 1 Informations générales sur les lisiers de maternité, de pouponnière et d'engraissement au Québec

	Composition générale des élevages	Nombre de têtes	Volume produit ¹ (L·jr ⁻¹ ·porc ⁻¹)
Maternité	Truies, verrats et porcelets	1 001 143	17,0
Pouponnière	Porcelets (environ de 5 à 30 kg)	371 324	1,8
Engraissement	Porcs (environ 15 à 107 kg)	1 745 717	7,4

¹ Les volumes pour les lisiers de pouponnière et d'engraissement sont des moyennes calculées à partir des données du document du MAPAQ.

Au final, le volume de lisier produit dans les différentes phases de production est en moyenne de 56% pour la maternité, 2% pour la pouponnière et 42% pour le stade d'engraissement.

¹ Noter que les volumes produits incluent les déjections produites, les pertes d'eau normales des équipements (sans système de réduction des pertes d'eau), les eaux de lavage, les refus d'alimentation et un facteur de sécurité. Ils excluent les eaux de précipitation.

1.2. Composantes du lisier de porc

Tout au long du processus de gestion du lisier, les propriétés physico-chimiques vont changer. Le processus comprend de manière générale la production de lisier, l'entreposage en pré-fosse (courte durée), l'emmagasinement en fosse (longue durée), la reprise et l'épandage. Du fait des nombreuses manipulations, mais également le temps et les conditions de stockage, les mécanismes biologiques, physiques et chimiques sont influencés et entraînent, entre autres, des variations au niveau des concentrations des éléments nutritifs tels le phosphore et l'azote. En plus des éléments nutritifs, le lisier contient des matières organiques, des microorganismes, ainsi que des métaux lourds.

1.2.1. Éléments nutritifs

Bien que le lisier de porc contienne du potassium, seul le phosphore et l'azote sont d'intérêt dans cette étude. Le phosphore est issu des aliments, des cellules de l'épiderme et des microorganismes (Theobald, 1992). L'azote, quant à lui, provient essentiellement de l'urée issue du métabolisme du porc, ainsi que des protéines et des acides aminés trouvés dans les aliments et les microorganismes (Nitchou, 1997). Ces éléments nutritifs se retrouvent sous des formes solubles et solides comme illustré à la Figure 1.

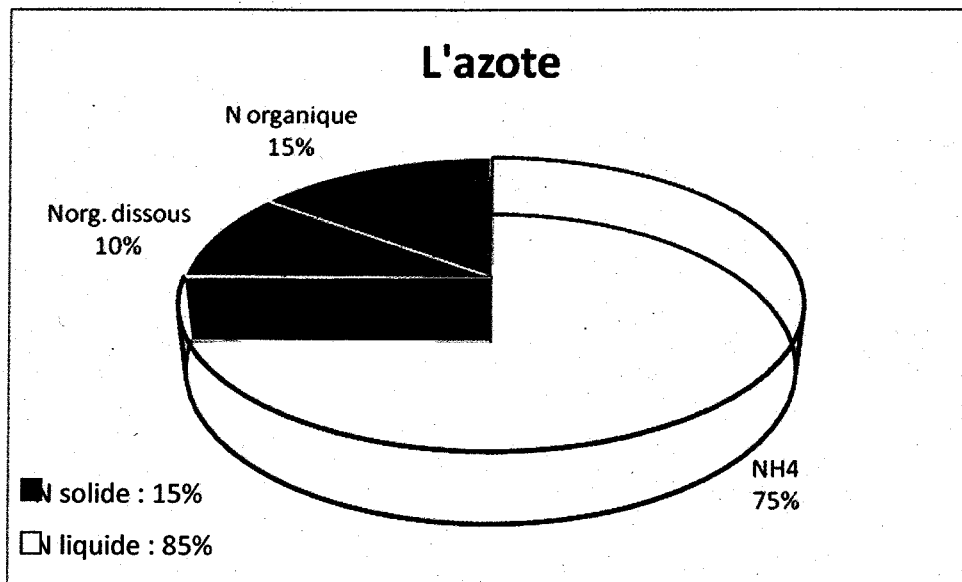
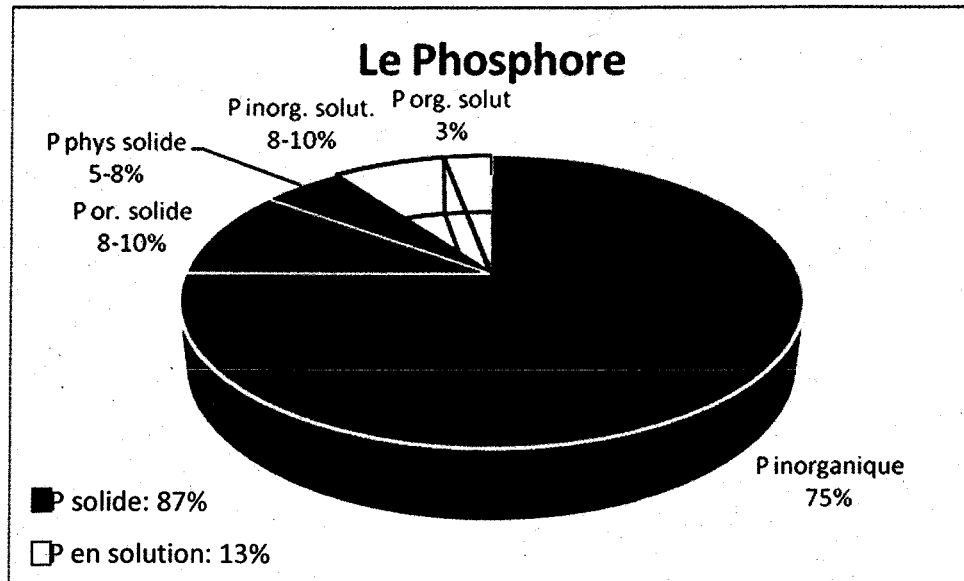


Figure 1 Répartitions des formes solubles et non solubles du phosphore et de l'azote (Coillard, 1990)

1.2.2. Matière organique

Le lisier de porc présente une charge organique cent fois plus élevée comparativement aux eaux usées domestiques (Dutil *et al.*, 1994). Les matières organiques tirent leur origine des parties indigestibles des aliments, de la perte directe d'aliments, de même que des cellules et des microorganismes rejetés par le système digestif (Theobald, 1992). Elles peuvent être solubles ou non.

1.2.3. Microorganismes

Selon Spoelstra (1978), le lisier entreposé constitue un milieu anaérobie. La flore microbienne présente est alors essentiellement de nature anaérobie ou anaérobie facultative. Bisailon *et al.* (1984) ont démontré que la quantité de microorganismes anaérobies était égale tant à la surface qu'à 2-3 m de profondeur dans une fosse de 3 à 4 m de profondeur. Cette même étude a également permis d'observer des dégagements gazeux à la surface du lisier montrant ainsi l'efficacité de l'activité métabolique des organismes anaérobies dans ce milieu en anérobiose. Les principaux groupes bactériens retrouvés dans le lisier sont *Streptococcus*, *Peptostreptococcus*, *Eubacterium*, *Lactobacillus*, *Escherichia*, *Clostridium*, *Propionibacterium*, *Bacteroides* et *Megasphaera* (Zhu et Jacobson, 1999).

1.2.4. Métaux lourds et antibiotiques

Les métaux le plus généralement retrouvés dans les excréments sont le cuivre et le zinc (Lavoie *et al.*, 1994) dû à l'ajout de compléments minéraux dans l'alimentation des porcs. Le cuivre permet de favoriser la croissance, tandis que le zinc est utilisé comme fongicide dans la moulée (Lavoie *et al.*, 1994). De plus des antibiotiques sont incorporés dans les rations alimentaires

pour prévenir les infections et favoriser la croissance des porcs. Ceux-ci peuvent inhiber les activités bactériennes lors de la digestion anaérobie du lisier de porc à des températures inférieures à 20°C (Massé *et al.*, 2000a).

1.2.5. Inventaire des caractéristiques du lisier de porc

Le Tableau 2 qui suit expose les principales caractéristiques des lisiers de porc généralement retrouvés au Québec.

Tableau 2 Teneurs moyennes pondérées en MO, Na et en oligo-éléments, sur base sèche, et principaux rapports entre éléments (Seydoux *et al.*, 2008)

Catégorie		MO	Na	Al	B	Cu	Fe	Mn	Zn	C/N	C/N _{org}	N-NH ₄ /N	N-NH ₄ /P ₂ O ₅	K/ Ca+Mg
		kg t ⁻¹		g t ⁻¹										
Croissance (43)	Moy	723	18,4	649	78	800	1997	512	1438	3,60	8,1	0,56	1,11	1,44
	E.T.	389	6,9	159	25	241	535	106	514	0,95	1,8	0,04	0,28	0,40
	C.V. (%)	5	38	25	32	30	27	21	36	27	22	8	25	28
Maternité (5)	Moy	689	18	764	52	278	2107	475	1672	3,20	9,0	0,64	1,01	0,91
	E.T.	266	3,7	224,3	15	39	935	45	471	0,55	1,4	0,03	0,33	0,23
	C.V. (%)	4	21	29	29	14	44	10	28	17	16	4	32	25
Pouponnière (6)	Moy	619	17,1	1367	138	1662	3806	731	13791	2,70	6,0	0,55	0,92	1,64
	E.T.	311	3,7	429	23	342	684	101	6593	0,54	0,8	0,05	0,22	0,30
	C.V. (%)	5	21	31	17	21	18	14	48	20	13	8	24	18

1.3. Modes de gestion des rejets de lisier

La gestion du lisier rejeté s'inscrit dans toute la série d'étapes que sont la récupération des déjections, l'entreposage (pré-fosse, fosse), la reprise et la disposition par épandage. Le mode de gestion le plus répandu dans le milieu de la production porcine est la gestion sous forme

liquide (lisier). En raison d'impacts divers et variés, les travaux de recherche se sont penchés sur le développement de nouvelles technologies, notamment la gestion solide/liquide et solide.

1.3.1. Gestion sous forme liquide

D'une manière générale, la gestion sous forme liquide consiste à la récupération des déjections dans une rigole sous jacente à un plancher semi-latté. Les rigoles sont vidangées régulièrement par gravité à l'aide d'eau. Le lisier est ensuite pompé vers la pré-fosse puis vers la fosse extérieure sans toiture, où il sera stocké jusqu'à l'épandage (Les Consultants BPR, 1994).

Des différentes formes de gestion (liquide, solide et solide/liquide), la gestion sous forme liquide reste la plus populaire (Lavoie *et al.*, 1994) en raison de la simplicité, de la mécanisation du procédé (Gingras *et al.*, 1998), de ses faibles coûts initiaux, de la réduction d'odeurs dans les bâtiments et des économies d'énergie (Jones *et al.*, 1982).

Cependant, ce mode de gestion présente des inconvénients, notamment d'un point de vue environnemental du fait des volumes d'eau importants utilisés. Il existe néanmoins des systèmes de recyclage du surnageant dans les fermes où le lisier est traité (Chynoweth *et al.*, 1999). Autre désavantage, la dilution du lisier générée par le lavage, les pertes à l'abreuvoir et les précipitations, imposent de disposer d'une fosse de grande taille et induit lors de l'épandage de gros volumes à épandre. De plus, les qualités fertilisantes du lisier sont variables et il y a les risques de bris mécaniques, les possibilités de transmissions de maladies et les besoins de ventilation supplémentaires dans l'étable (Jones *et al.*, 1982) qui s'ajoutent aux inconvénients.

1.3.2. Gestion sous forme solide

La gestion du fumier solide, représente aux yeux de la loi, le mode d'évacuation d'un bâtiment d'élevage ou d'entreposage, de déjections animales, dans lesquelles les liquides ont été absorbés par la litière, présente en quantité suffisante afin d'abaisser la teneur en eau des déjections en dessous de 85% (LQE, c. Q-2, r.18.2).

D'un point de vue pratique, la gestion sous forme solide s'apparente à l'élevage sur litière. Cette technique permet le compostage des déjections directement dans le bâtiment. Elle facilite également la manipulation des déjections et réduit les volumes et atténue les odeurs. Néanmoins, le compostage augmente la production des GES, favorise les pluies acides et favorise la présence de moisissures et de certaines bactéries dans l'air de l'étable (Les Consultants BPR, 1994). Cette forme reste très peu populaire en production porcine.

1.3.3. Gestion sous forme solide/liquide

L'idée de la gestion sous forme solide/liquide a émergé avec le développement de technologies de traitement du lisier de porc. Les buts recherchés sont de faciliter la manutention des phases solide et liquide, de réduire les volumes à gérer et à épandre, de bonifier les valeurs fertilisantes de chacune des phases et de pallier les problèmes d'odeurs.

Ce type de gestion fait appel à une panoplie de possibilités dont la séparation naturelle, la séparation mécanisée (tamis, presseur rotatif, centrifugeuse, toiles filtrantes), la séparation par gravité avec ajout ou non d'agents de conditionnement et la séparation à la source. Le procédé *LISOX*, utilisé pour cette étude, est un procédé utilisant ce mode de gestion.

1.4. Problématique de la gestion des rejets de lisier

La problématique liée à la gestion des rejets de lisier est le niveau de surplus de lisier de porc à gérer. On parle de surplus de lisier lorsque le volume de lisier produit, et par conséquent le volume d'engrais, est supérieur aux besoins en fertilisants des surfaces d'épandage d'une ferme. L'intensification des élevages porcins cumulés au mode de gestion sous forme liquide, génère de gros volumes de lisier. Le problème est également intensifié par la concentration des élevages dans une région, ce qui majore la problématique de surplus. À l'échelle régionale, le lisier est ainsi considéré comme un déchet (Lavoie *et al.*, 1994), du fait de l'impact environnemental induit lors de sa gestion. Cet impact est vaste et touche aussi bien les eaux souterraines et de surface, la qualité de l'air, et contribue à la détérioration de la qualité des terres agricoles.

1.4.1. Contamination des eaux

1.4.1.1. Type de pollutions

Lorsqu'il est question de contamination des eaux, il faut distinguer deux types de pollution: la pollution ponctuelle est la pollution diffuse. La différence résulte du mode d'émission. La première est générée par une source bien définie, tels que des déversements accidentels ou volontaires et le polluant y est généralement concentré. Le second type est issu de grandes surfaces, et la pollution y est plus vaste et étendue.

À l'heure actuelle, la pollution reliée à l'épandage du lisier est préoccupante dans les régions présentant une grande concentration d'élevages intensifs (Gangbazo *et al.*, 1999). Celle-ci est contrôlée par la capacité inhérente des sols à retenir les éléments fertilisants et par la capacité

d'assimilation des cultures (Lavoie *et al.*, 1994). De plus, la technique ainsi que les périodes d'épandage, jouent un rôle dans l'intensité de la pollution (Gingras *et al.*, 1998).

L'interdépendance des eaux de surface et souterraines fait en sorte que les mécanismes de transport des polluants issus de l'épandage des lisiers sont inter-reliés. Il est possible de distinguer quatre voies hydrologiques de transport: ruissellement vers les rivières ou les lacs, percolation verticale à travers la zone non-saturée jusqu'à la nappe phréatique, mouvement latéral à travers la nappe phréatique vers les eaux de surface et reprise par les drains agricoles souterrains vers les eaux de surface (Banton *et al.*, 1994). Le climat, les propriétés du sol, la géologie du site, les pratiques agricoles et les autres formes d'utilisation du territoire influencent également les quantités de polluants transportés (Banton *et al.*, 1994).

1.4.1.2. Eaux de surface

La pollution des eaux de surface est causée principalement par l'érosion et le ruissellement. Les matières polluantes majeures sont le phosphore soluble et les matières en suspension (matière organique et particules fines enrichies) (Lavoie *et al.*, 1994). L'épandage répété provoque l'accumulation du phosphore dans le sol et peut contribuer à l'accélération des pertes de phosphore vers les rivières (Simard *et al.*, 1995; Giroux *et al.*, 1996). Une étude s'échelonnant de 1979 à 1994 a démontré que le phosphore total est l'élément excédentaire qui affecte le plus l'indice de qualité de l'eau dans les régions agricoles (Painchaud, 1997). Une fois acheminé dans les eaux de surface, le phosphore va poser des problèmes d'eutrophisation car il est souvent le facteur limitant à ce phénomène dans les rivières au Québec, en présence d'excès d'azote (Gangbazo *et al.*, 1999).

Le potentiel de contamination des eaux de surface par des microorganismes pathogènes est également un autre risque. Ces derniers peuvent survivre quelques jours après l'épandage (Donham, 2000). Cependant, la durée de vie des microorganismes est écourtée par de faibles températures, un faible teneur en eau dans les sols, un bas pH, les rayons UV et la compétition avec d'autres organismes (Donham, 2000).

1.4.1.3. Eaux souterraines

Les nitrates, forme très soluble de l'azote, une fois lessivé, représente la principale cause de pollution des eaux souterraines (Lavoie *et al.*, 1994). Les nitrates, en concentrations importantes, sont également néfastes pour la santé humaine et animale (Chynoweth *et al.*, 1999).

De plus, le phosphore peut également être lessivé vers les eaux souterraines malgré sa grande affinité avec certaines particules du sol (Lavoie *et al.*, 1994). Ce phénomène semble amplifié par l'accumulation du phosphore qui affecte la capacité fixatrice de phosphore du sol. Simard *et al.* (1993) ont montré qu'il y a accroissement du phosphore soluble au niveau des horizons C, couches de sol qui abritent les drains agricoles, lorsque la capacité d'adsorption des sols en phosphore est dépassée. Étant donné que ces drains s'écoulent vers les cours d'eau, le lessivage du phosphore peut résulter à l'eutrophisation des rivières.

Le risque de contamination des eaux souterraines par des microorganismes pathogènes est similaire à celui des eaux de surface étant donné l'interrelation entre ces deux entités.

1.4.2. Pollution de l'air

Les pollutions atmosphériques générées par le lisier de porc se retrouvent tout au long du processus de gestion. Dépendamment de l'étape, les principaux polluants se retrouvent sous forme gazeuses ou solides. Les principales formes gazeuses sont l'ammoniac (NH_3), le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O) et le sulfure d'hydrogène (H_2S). Les polluants solides sont essentiellement la poussière provenant des porcs et de la nourriture. Il y a également des moisissures, des bactéries et des champignons. Ces différents polluants seront développés ultérieurement.

1.4.3. Dégradation des sols agricoles

La dégradation des sols agricoles se traduit par une diminution de la capacité de production des sols. L'épandage du lisier a, entre autre comme conséquence, de créer l'accumulation de cuivre, qui à trop forte concentration, peu s'avérer toxique pour les végétaux (Lalonde, Girouard, Letendre et Associés, 1990). De manière générale, l'excès d'un ou de plusieurs éléments nécessaires à la croissance des plantes peut entraîner des diminutions de rendement des cultures (Lavoie *et al.*, 1994). Par exemple, un surplus de phosphore soluble limite l'absorption du potassium, du zinc, du fer et du cuivre (Doucet, 1992).

1.5. Technologies de traitement du lisier de porc

Du fait de l'intensification de la production agricole, l'effort de recherche a dû se concentrer sur le développement de traitements, pouvant palier aux différents impacts environnementaux abordés précédemment. Dans cette section, nous allons nous intéresser aux différentes techniques proposées, utilisées ou utilisables.

1.5.1. Procédés mécaniques

1.5.1.1. Séparation mécanique

Les techniques mécaniques de séparation comprennent les tamis, les presses, les centrifugeuses et les toiles filtrantes (Les Consultants BPR, 1994). Le principe général est de recueillir une fraction solide à l'aide d'un tamis ou d'une toile et ainsi de retenir les particules solides du lisier. La différence entre les procédés se situe au niveau de l'application ou non d'une pression sur la fraction solide pour en faire sortir le liquide (Jaulin et Bernard, 1993). Les tamis et les toiles filtrantes n'exercent aucune pression contrairement aux presses et aux centrifugeuses.

La technologie *MANUREX (purin pur)* fait appel à une séparation mécanique pour séparer le liquide du solide, et ainsi offrir un traitement complet de la phase liquide par ultrafiltration et osmose inverse (FPPQ, 2001). D'autres traitements comme *SLS Technologie* (séparation par centrifugation avec ajout de flocculant), *Fan Séparateur* (séparateur à vis) et *Procédé Breton* (séparation par tamisage puis coagulation floculation dans un flocculateur) font également appel à des principes de séparation mécanique (FPPQ, 2001).

1.5.1.2. Filtration

Les types de filtration sont classés en fonction de la taille des particules retenues: osmose (0,1 à 1 nm), ultrafiltration (1 à 100 nm), nanofiltration et microfiltration (1 000 à 100 000 Angström) (Gingras *et al.*, 1998). Néanmoins, ces techniques demandent de grosses quantités d'énergies notamment dû à l'utilisation de pompes. Elles ne sont donc que très peu répandues et peu voire pas commercialisées dans le domaine du traitement des effluents porcins.

Les avantages et les inconvénients des procédés mécaniques sont présentés au Tableau 3.

Tableau 3 Avantages et inconvénients des procédés mécaniques

Séparation mécanique
<u>Avantages:</u> Réduction du volume d'entreposage; Homogénéité de la fraction liquide; Facilité accrue de pompage; Diminution des risques de blocage de la tuyauterie (Svoboda et Jones, 1999).
<u>Inconvénients:</u> Difficulté à séparer les colloïdes auxquels sont associés des nutriments organiques (Hill et Tollner, 1980).
Filtration
<u>Avantages:</u> Haute performance d'extraction de l'azote, du phosphore et du potassium (Gingras <i>et al.</i> , 1998).
<u>Inconvénients:</u> Faible performance des membranes pour les liquides chargés en matières organiques (nécessité d'une séparation mécanique préalable à la filtration); Problèmes de colmatage (Gingras <i>et al.</i> , 1998).

1.5.2. Procédés biologiques

1.5.2.1. *Traitement aérobie*

Le traitement aérobie implique le développement d'une flore microbienne aérobie qui dégradera la matière organique contenue dans le lisier. L'activité des microorganismes aérobies est généralement stimulée par l'apport d'oxygène fourni par des systèmes d'aération. Les systèmes biologiques aérobies utilisés pour le traitement du lisier sont les boues activées, le lagunage aéré, les lits bactériens et l'aération séquentielle (arrêt périodique de l'aération pour créer des conditions anoxiques) (Theobald, 1992). Plusieurs traitements utilisent le traitement aérobie. La technologie *SOLUTION BIOFERTILE* proposait un traitement complet de la phase liquide après séparation solide/liquide via un digesteur aérobie, suivi d'une filtration et d'un polissage électrochimique (*Polipur*). La technologie *F3L* utilise également la digestion aérobie comme mode de traitement (FPPQ, 2001). Cependant ces traitements ne sont plus commercialisés sur le marché Québécois présentement.

1.5.2.2. *Traitement anaérobie*

La digestion anaérobie permet, en milieu dépourvu d'oxygène libre, la dégradation et la stabilisation de la matière organique, la réduction de la DCO et de la DBO (Steinfeld *et al.*, 2006).

Le traitement anaérobie de la matière organique est uniquement possible en l'absence d'oxygène libre. La flore microbienne active diffère selon les deux phases caractéristiques des traitements anaérobies, soit l'acidogénèse et la méthanogénèse. Dans un premier temps, la production d'acides gras volatils est observée d'où le terme acidogénèse. Ces acides gras

volatils sont ensuite transformés en gaz sous forme de méthane (70%) et de dioxyde de carbone (30%), au cours de la méthanogénèse (Blais, 2009). Le fort contenu en protéines du lisier de porc mène aussi à la production de gaz, tels le sulfure d'hydrogène et l'ammoniac (Chynoweth *et al.*, 1999; Theobald, 1992). Lors de l'entreposage du lisier de porc, il n'est pas rare d'observer le début de l'acidogénèse (Chynoweth et Pullammanappallil, 1996). En effet, les bactéries acidogènes ont une croissance plus rapide que les bactéries méthanogènes et elles résistent davantage aux variations de pH et de température (Blais, 2009).

Bien que les procédés mésophiles (30-40°C) et thermophiles (50-60°C) soient les plus couramment utilisés (Chynoweth *et al.*, 1999), les procédés psychrophiles (5-20°C) ont également fait l'objet de recherches (Massé, 1995; Massé et Droste, 1997; Massé et Droste 2000b; Nozhevnikova *et al.*, 1999).

La technologie *BIOREX*[®] est un traitement utilisant la digestion anaérobie pour traiter la fraction liquide obtenue après filtration. Le liquide subi une ultrafiltration et une osmose inverse, ce qui offre une eau rejetable dans un cours d'eau, ainsi qu'un concentré de phosphore/potassium et un concentré d'azote qui peuvent être épandus ou traités (FPPQ, 2001).

1.5.2.3. Compostage

Le compostage du lisier de porc fait appel à la dégradation aérobie de la matière organique. L'oxydation biologique du substrat organique est exothermique. Il y a trois phases d'évolution des températures: mésophile (30 à 40°C), thermophile (jusqu'à 70°C) et refroidissement aux températures ambiantes. La phase thermophile permet l'élimination des organismes pathogènes et des mauvaises herbes (Potvin et Bernard, 1995). La dégradation de la matière

organique lors du compostage mène à la production de dioxyde de carbone et d'eau. Le compost, qui est le produit final, est constitué de matières organiques stabilisées et de minéraux (Potvin et Bernard, 1995).

Maheux *et al.* (1996) ont démontré que l'ajout au lisier de matériaux carbonés permet d'en améliorer la structure, d'en diminuer l'humidité et d'accroître le ratio C/N. D'ailleurs, le processus de compostage est optimisé pour un rapport C/N situé entre 30 et 35, un pourcentage d'humidité de 60 à 75% et une teneur en oxygène variant entre 5 et 15% (Theobald, 1992).

Parmi les traitements faisant appel au compostage, les technologies *Compost Air* et *Éco Compost* qui utilise un compostage en cellules ventilées. La technologie *Marvel-Total Nutrient Management System* propose un compostage en silo couloir avec ventilation et brassage (FPPQ, 2001).

1.5.2.4. Marais filtrants

Ce procédé employé aux États-Unis et en Europe l'est peu au Canada. Le marais filtrant agit comme un filtre pour épurer le lisier de ses éléments fertilisants en utilisant le métabolisme des végétaux. Les plantes sont cultivées dans des étangs artificiels peu profonds et elles doivent être récoltées à la fin de chaque saison végétative afin d'empêcher un retour des fertilisants au fond du marais et d'engendrer la saturation du milieu récepteur. Gingras *et al.* (1998) reconnaissent les marais filtrants comme étant une technologie de polissage d'effluent plutôt que de traitement proprement dit.

1.5.2.5. Biofiltration

La biofiltration est un procédé utilisé dans le traitement des eaux usées. Elle consiste à faire passer l'effluent à traiter à travers un biofiltre contenant un support de biomasse dans lequel évolue une importante flore bactérienne. Les conditions de fonctionnement doivent être modérées afin de maintenir la biomasse dans le biofiltre. Ainsi, le système doit être maintenu à température ambiante, fonctionner en continu, et éviter de fortes concentrations en polluants. Buelna *et al.* (2008) rapportent que l'utilisation d'un procédé utilisant la biofiltration offre de bonnes capacités de traitement pour un lisier de porc et ce, malgré de grandes variations au niveau de la DBO₅, des MES, et des concentrations en azote et en phosphore.

La technologie *BIOSOR* utilise la biofiltration comme traitement d'une fraction liquide, obtenue après une séparation solide/liquide par sédimentation (FPPQ, 2001).

La comparaison entre les points forts et les points faibles des différents procédés de traitement biologiques est possible à l'aide des informations contenues au Tableau 4.

Tableau 4 Avantages et inconvénients des procédés biologiques

Traitement aérobie

Avantages:

Diminution des odeurs;
Enlèvement des surplus d'azote;
Amélioration de la manutention à l'entreposage et à l'épandage (Westerman *et al.*, 2000);
Temps d'épuration assez rapide (Svoboda et Jones, 1999).

Inconvénients:

Pertes d'ammoniac (NH_3) et d'oxydes nitreux (NO_x et N_2O) (Gingras *et al.*, 1998);
Pertes de CO_2 (Theobald, 1992);
Sensible aux variations de charges du lisier.

Traitement anaérobie

Avantages:

Production de biogaz récupérables pour la production d'énergie;
Faible production de boues;
Efficace pour des effluents chargés ($\geq 3000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ DCO);
Faibles coûts d'opération (sans apport d'oxygène) (Blais, 2009);
Réduction des odeurs;
Diminution des pathogènes (Chynoweth *et al.*, 1999).

Inconvénients:

Temps d'épuration assez long (Svoboda et Jones, 1999);
Activités bactériennes réduites à basse température;
Nécessité dans la plupart de cas de post-traitement pour accroître l'enlèvement du carbone et de nutriments résiduels;
Longue période d'acclimatation de la biomasse;
Sensibilité accrue aux variations de pH et à la présence de substances toxiques;
Coûts élevés d'immobilisation;
Opération complexe (Blais, 2009).

Compostage

Avantages:

Réduction du volume de lisier;
Stabilisation de l'azote et de la matière organique;
Atténuation des odeurs;
Diminution de la teneur en eau du lisier;
Concentration de la valeur fertilisante (Potvin et Bernard, 1995).

Inconvénients:

Émissions de N_2O et NH_3 en quantité croissante avec le nombre de retournements
Nécessité d'ajouter un substrat carboné;
Production de lixiviats;
Pertes d'azote et de potassium (Potvin et Bernard, 1995);
Risque d'accumulation de métaux tel le cuivre (Maheux *et al.*, 1996).

Marais filtrant

Avantages:

Réduction d'éléments fertilisants tels le phosphore et l'azote (Gingras *et al.*, 1998).

Inconvénients:

Performance réduite pendant la saison hivernale;

Nécessité d'étangs de grandes surfaces dans le cas d'effluents chargés, obligation de récolter les végétaux (Gingras *et al.*, 1998).

Biofiltration

Avantages:

Bonne efficacité de traitement avec un effluent variable (Buelna *et al.*, 2008);

Réduction des volumes à gérer;

Réduction des odeurs (Buelna *et al.*, 2008).

Inconvénients:

Nécessité de maintenir la biomasse active;

Peu augmenter les émissions de GES;

Nécessité de filtrer l'air ambiant (FPPQ, 2001).

1.5.3. Procédés chimiques

Les procédés chimiques visent à transformer chimiquement les composantes du lisier de porc et, par le fait même, ses caractéristiques physiques, biologiques ou chimiques. Les produits chimiques ajoutés sont généralement des oxydants (peroxydes, permanganates, persulfates, ozone), des acides ou de la chaux. Ces produits permettent d'inhiber l'activité bactérienne responsable entre autres des odeurs désagréables. Dans le cas du chaulage, il y a également amendement du lisier.

Le Tableau 5 résume l'essentiel des avantages et des inconvénients associés aux procédés chimiques.

Tableau 5 Avantages et inconvénients des procédés chimiques

Acidification, oxydation et chaulage

Avantages:
Diminution des odeurs;
Stabilisation de la fraction solide du lisier;
Désinfection (Gingras *et al.*, 1998).

Inconvénients:
Accroissement du volume dans le cas du chaulage;
Émissions importantes de gaz dont le sulfure d'hydrogène (H₂S) et l'ammoniac (NH₃);
Manipulation de produits potentiellement dangereux (Gingras *et al.*, 1998).

1.5.4. Procédés thermiques (séchage)

Le principe général des procédés thermiques du lisier de porc consiste en l'évaporation de la fraction liquide de ce dernier pour obtenir un solide riche en fertilisants qui peut être mis en cubes ou en granules.

Les bénéfices et les désavantages des procédés thermiques sont énumérés au Tableau 6.

Tableau 6 Avantages et inconvénients des procédés thermiques

Séchage thermique

Avantages:
Destruction des pathogènes;
Conservation des fertilisants: le phosphore et une partie de l'azote et du potassium (Gingras *et al.*, 1998);
Diminution des odeurs (Theobald, 1992).

Inconvénients:
Importants besoins en énergie (Gingras *et al.*, 1998).

1.5.5. Procédés physico-chimiques

1.5.5.1. Oligolyse

L'oligolyse permet d'empêcher la croissance des microorganismes contribuant aux mauvaises odeurs via un procédé électrochimique. L'insertion d'électrodes cuivre-carbone, cuivre-cuivre ou fer-fer introduites dans des réservoirs à lisier (Gingras *et al.*, 1998), permet de générer des électrolytes tels le Cu^{2+} et le Fe^{3+} afin d'inhiber toute activité microbienne (Dutil *et al.*, 1994).

1.5.5.2. Décantation avec coagulation et/ou floculation

Le procédé de décantation avec coagulation et/ou floculation met en jeu le principe chimique des coagulants et des floculants avec le principe physique de décantation. La coagulation consiste en l'ajout de sels métalliques qui permettent de neutraliser les répulsions inter colloïdales et, ainsi, permettre aux particules de se rencontrer. La floculation, quant à elle, permet l'agglomération des agrégats de colloïdes et constituer un floc (gros amas) et, ainsi, permettre la décantation. Il est à noter que les performances de la séparation mécanique sont également bonifiées par la coagulation et la floculation (Gingras *et al.*, 1998).

Les procédés physico-chimiques possèdent des avantages et des inconvénients qui sont détaillés au Tableau 7.

Tableau 7 Avantages et inconvénients des procédés physico-chimiques

Oligolyse

Avantages:

Réduction des odeurs;

Conservation des éléments fertilisants (Gingras *et al.*, 1998);

Homogénéisation du lisier (Dutil *et al.*, 1994).

Inconvénients:

Accumulation de cuivre dans le lisier (Dutil *et al.*, 1994).

Décantation avec coagulation et floculation

Avantages:

Diminution du phosphore et de l'azote (Theobald, 1992);

Enlèvement des ST, MES, DCO et DBO₅ (Gao *et al.*, 1993).

Inconvénients:

Effets inconnus des coagulants/floculants sur l'environnement et le rendement des cultures (Gingras *et al.*, 1998);

Faible % ST de la fraction solide (<10%) (Voermans et Kleijn, 1988).

1.6. Présentation du procédé *LISOX*

1.6.1. Définitions

Le procédé *LISOX*, utilise le principe de flottation pour opérer la séparation du liquide et du solide. La flottation permet la séparation solide-liquide, ou liquide-liquide, et est fréquemment utilisée dans le traitement des eaux usées domestiques ou industrielles et pour l'épaississement des boues. Il y a trois types de flottation: la flottation naturelle, la flottation assistée et la flottation provoquée. Une production gazeuse est nécessaire dans tout les cas pour permettre la flottation des particules solides. Le gaz peut être produit de façon naturelle (flottation naturelle) par les microorganismes présents dans le lisier, ou bien est fourni par le biais d'un système d'aération dans le cas d'une flottation provoquée.

La flottation biologique passive est le processus utilisé par la technologie *LISOX* (Figure 2). L'ajout de polymère au lisier permet la coagulation des matières en suspension, puis la floculation va rassembler les particules coagulées entres elles pour créer le floc. Ce dernier va ensuite être flotté grâce à l'action des gaz (principalement CH_4 , CO_2 et H_2S) issus de l'activité des microorganismes essentiellement anaérobies ou anaérobies facultatifs déjà présents dans l'effluent à traiter (Blais, 2009).

1.6.2. Paramètres et fonctionnement de la technologie *LISOX*

Les données présentées ici sont tirées du brevet américain de *LISOX* (Blais *et al.*, 2007). La technologie *LISOX* fait appel au principe de flottation biologique passive et est facilement applicable en mode batch, semi-continu ou continu. Les données correspondent à la

configuration d'une unité de traitement à la ferme en mode continu. Les différentes phases de traitement sont les suivantes:

- **Séparateur primaire:** Le lisier stocké dans une pré fosse est pompé, puis envoyé sur un tamis d'une ouverture de maille de 3 mm, afin d'éliminer les particules solides les plus grossières avant la flottation.
- **Flottation primaire:** par la suite, le liquide épuré est mélangé au polymère (floculant) à la concentration requise pour assurer une flottation efficace et obtenir un liquide avec une quantité de MES suffisamment faible. Le liquide est ensuite envoyé dans le flottateur principal caractérisé par un temps de rétention hydraulique de 4 à 24 h. Lors de la flottation, le lisier produit des gaz (CO_2 , H_2S , NH_3 , etc.) en quantité suffisante pour permettre la flottation des MES floculées qui remontent alors en surface. Les solides flottants sont raclés en surface par un racleur mécanique qui les achemine vers un réservoir. Les solides décantés sont recueillis par un racleur de fond situé dans le flottateur et passent ensuite par un système de vidange, avant d'être envoyés dans le réservoir à solides.
- **Flottation secondaire:** dans la troisième phase, le liquide subi une deuxième étape de flottation avec ajout de polymère dans la même cuve de flottation. Cette phase est caractérisée par un temps de rétention hydraulique se situant entre 0,5 et 4 h. Les solides récupérés par les racleurs sont acheminés dans le même réservoir que les solides recueillis au cours des deux premières phases.
- **Égouttage des solides:** Les solides issus de la flottation sont envoyés sur un tamis rotatif pour être essorés avant le stockage.

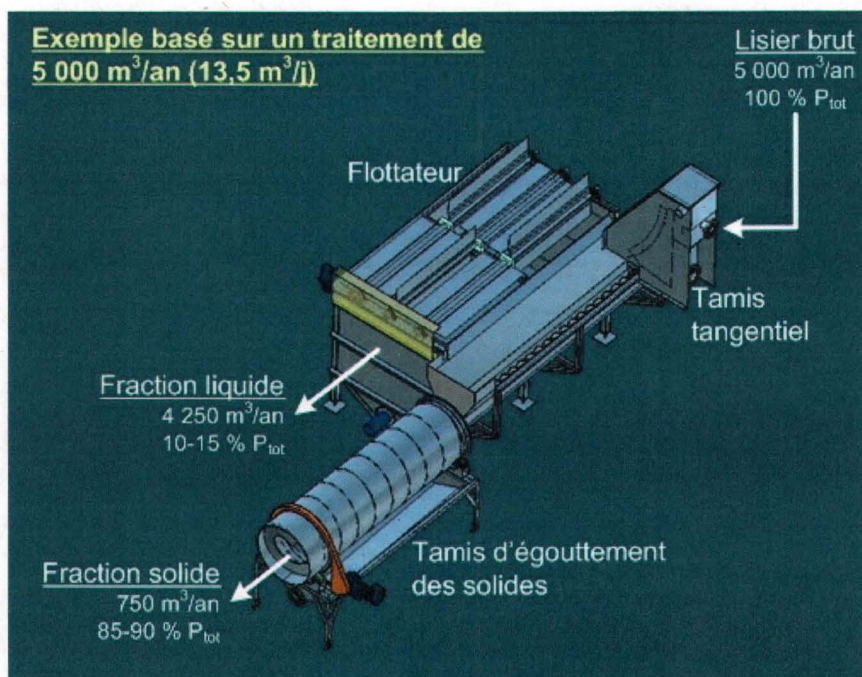


Figure 2 Schéma de traitement LISOX (Corporation HET)

1.6.3. Rendements moyens de la technologie LISOX pour le lisier de porc

Les rendements pour une teneur initiale en ST des boues comprise entre 5 et 70 g L⁻¹ se situent entre 70 et 90% pour les MES, la DCO et le phosphore total (P_{tot}). L'effluent après le traitement présente un rapport NH₄⁺/P_t > 7, ce qui permet son utilisation comme eau fertilisante (apport d'azote) allégée en phosphore dans les zones où les sols subissent des surcharges en phosphore (Meunier *et al.*, 2009).

Le mélange des solides sortant de chaque phase du procédé présente une siccité se situant entre 7 et 17% et une valeur moyenne d'environ 15 à 20%² de solides totaux. La fraction solide est donc exportable vers des régions sans surcharge des sols en phosphore.

1.6.4. Avantages de la technologie LISOX

La technologie *LISOX* présente de nombreux avantages. Dans un premier temps, les coûts d'exploitation peuvent être diminués voir même annulés par la mise en vente de la fraction solide comme engrais naturel. De plus, les installations sont simples d'entretien et l'automatisation du procédé fait que celui-ci est quasi autonome et peut être opéré par le fermier lui même. De ce fait, *LISOX* s'adresse aux fermes de petite à moyenne tailles. Un support technique est toutefois requis en cas de problème. Enfin, les coûts d'implantation peuvent être réduits, en utilisant des infrastructures présentes (pré fosse, fosse de stockage). La technologie est novatrice, car c'est la seule du marché proposant une flottation biologique naturelle sans ajout de gaz pour la flottation. De plus, l'agencement et la configuration des phases de la séparation des solides constituent un procédé nouveau, efficace et économique. Elle permet donc avec un système utilisant la flottation biologique d'obtenir un solide compostable et exportable, ainsi qu'un liquide appauvri en phosphore pouvant être épandu sur les terres agricoles avoisinant la porcherie, et ce malgré une surcharge en phosphore de la région.

² Dans le mémoire, 1% de ST = 10 g L⁻¹, comme indiqué à la section 1.2.5.

1.7. Gaz à effet de serre

1.7.1. Mise en contexte

L'activité humaine et certaines variables naturelles contribuent aux changements climatiques. Ceux-ci correspondent à une variation durable de paramètres statistiques du climat global de la terre ou de ses divers climats régionaux. Les changements climatiques anthropiques sont générés par les gaz à effet de serre (GES). Les GES sont des composants gazeux qui absorbent le rayonnement infrarouge émis par la surface terrestre, contribuant à l'effet de serre (IPCC Guidelines, 2006).

Les principaux GES sont le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), les hydrofluorocarbures (HFCs), les hydrocarbures perfluorés (PFCs) et l'hexafluorure de soufre (SF_6). Indépendamment des facteurs d'émission de chaque gaz, les GES sont classés selon leur potentiel de réchauffement planétaire (PRP). Ces valeurs fixées par le groupement d'expert international sur l'évolution du climat (GIEC), comparent le pouvoir de radiation d'un tonne d'un GES à une tonne de CO_2 pendant un temps donné (100 ans). Les valeurs sont présentées au Tableau 8.

Tableau 8 Principaux gaz à effet de serre et leur potentiel de réchauffement global

Gaz à effet de serre	Potentiel de réchauffement global (PRG) ¹
Dioxyde de carbone (CO ₂)	1
Méthane (CH ₄)	21
Oxyde nitreux (N ₂ O)	310
Hydrofluorocarbures (HFCs)	140-11 700
Hydrocarbures perfluorés (PFCs)	6 500-9 200
Hexafluorure de soufre (SF ₆)	23 900

¹ IPCC (2006).

Les émissions de GES sont dépendantes de l'émetteur. La répartition des émissions mondiales en 2007 sont présentés à la Figure 3. Le graphique 3a) représente l'évolution des émissions en gigatonnes de CO₂ équivalents au fil du temps. Les principales sources d'émissions sont présentées.. Le graphique 3b), présente la répartition des GES, sur les émissions totales de 2007. Il est à noter que les différentes sources sont considérées pour le CO₂ et que les plus grosses émissions sont générées par l'utilisation des énergies fossiles. Enfin le graphique 3c) présente les principales sources d'émissions par rapport aux émissions globales de 2007. Il est indiqué qu'en 2007, 13,5% des émissions de GES mondiales étaient issues de l'agriculture, ce qui place le domaine au quatrième rang des plus grosses sources.

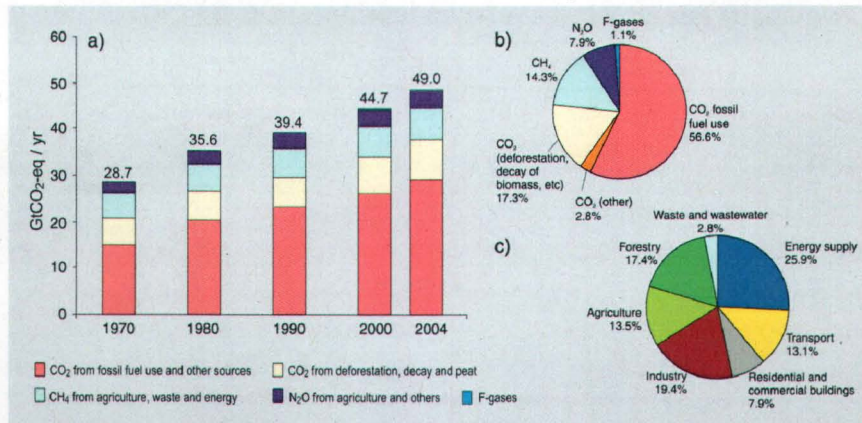


Figure 3 Répartition des émissions de GES en 2007 (IPCC, 2007)

Selon Environnement Canada (2010), 734 Mt d'équivalents CO₂ ont été émis au Canada en 2008, soit une baisse de 2,1% comparativement à 2007. Le secteur de l'énergie est le plus gros émetteur canadien avec 81% des émissions. L'agriculture représente, quant à elle, 8,3% des émissions de 2008, soit une augmentation de 28,8% depuis 1990.

1.7.2. Émissions de GES au sein d'une ferme

1.7.2.1. Émissions de GES et de NH_3 lors de l'entreposage de lisier de porc

Le méthane est un des GES principalement relâché lors du stockage de lisier de porc. Une étude de Wagner-Riddle *et al.* (2006) indique effectivement que les réservoirs de stockage de lisier sont des sources importantes de CH_4 mais pas de N_2O . Cependant, il est primordial d'inoculer les réservoirs de stockage lorsqu'on débute une étude en laboratoire afin de pouvoir observer ces émissions (Sommer *et al.*, 2007). Seulement 10% de lisier sur la quantité totale de stockage, suffit à lancer la production de CH_4 (Sommer *et al.*, 2007). Lors de l'entreposage de lisier de porc dans des lagunes, une étude de DeSutter et Ham (2005) démontre que les flux de CO_2 , N_2 et CH_4 sont très saisonniers. L'allure des flux mesurés suggère que le début de la production de gaz en forte quantité est gouverné par la température, alors que la diminution de la production de gaz, à la mi-juin, est causée par la limitation du substrat (lisier). La composition moyenne du gaz était de 0,71 L de CH_4 L⁻¹ de biogaz. La quantité de CH_4 relarguée des réservoirs était de 86,3 t an⁻¹, ce qui correspondait à 38 g de CH_4 kg⁻¹ de gain de poids animalier. La densité moyenne du flux de biogaz échappé des réservoirs était de 382 mol m⁻² an⁻¹ ou 728 mol an⁻¹ animal⁻¹ pour une population totale de 10 500 têtes. Une étude de Thompson *et al.* (2004) s'est penchée sur l'influence du compostage du lisier de porc sur l'émission de GES. En compostant sans aération forcée, les émissions de CH_4 ont été 24 fois supérieures à celles mesurées avec aération. Cependant, l'absence d'aération forcée n'a eu aucun effet significatif sur la production de N_2O . Comparativement aux émissions issues du stockage de lisier non composté, le compostage du lisier de porc avec aération forcée a réduit les émissions totales de N_2O et de CH_4 jusqu'à 30%.

Au contraire, le compostage non aéré a augmenté les émissions jusqu'à 330% par rapport au liquide stocké.

En ce qui a trait au NH_3 , Olesen et Sommer (1993) démontrent qu'il est possible de prédire par un modèle les taux de pertes en NH_3 issues du stockage de lisier de porc. Les pertes en NH_3 augmentent de manière curviligne lorsque la vitesse du vent approche les 6 m sec^{-1} . Le coefficient de transport de l'azote ammoniacal dans le lisier de porc stocké a été calculé comme étant 10 fois plus élevés que le coefficient de diffusion de l'ammonium dans l'eau. Ceci est probablement causé par un phénomène de convection (Olesen et Sommer, 1993).

En résumé, le stockage de lisier de porc constitue une source potentielle importante de CH_4 . C'est aussi une source non négligeable de N_2O et CO_2 . Toutes ces émissions sont sous l'influence des facteurs climatiques, principalement la température, qui agissent eux-mêmes sur l'activité de la flore microbienne contenue dans le lisier entreposé. Le NH_3 est également un gaz d'importance de part sa mobilité. Le compostage du lisier est un procédé qui peut augmenter davantage ou bien diminuer les émissions de GES tout dépendamment de l'aération du processus. D'autre part, une étude de Conn *et al.* (2007) insiste sur l'importance du facteur de dilution dans la différenciation des propriétés physicochimiques du lisier, en comparaison à d'autres facteurs tels que le régime des porcs, l'emploi d'additifs alimentaires ou d'antibiotiques, la localisation des réservoirs ainsi que leur organisation (couverts ou mixtes).

1.7.2.2. Émissions de GES et de NH₃ provenant des sols agricoles, suite à l'épandage d'engrais de ferme

L'épandage d'engrais de ferme sur les sols agricoles est également susceptible d'entraîner des émissions de gazeuses dans l'atmosphère.

Tout d'abord, la volatilisation de l'ammoniac se produit sur les terres agricoles suite à l'épandage de lisier de porc. L'intensité de ce processus est sous l'influence de plusieurs facteurs tels que le type de lisier et les caractéristiques du sol. L'étude de Chantigny *et al.* (2004a) a démontré que les processus biologiques tels que l'immobilisation et la nitrification jouent un rôle important dans l'utilisation du NH₄⁺ dans les lisiers. La volatilisation de NH₃ est majoritairement liée au pH du sol et au contenu en NH₄⁺ dans les deux premiers centimètres du sol. De plus, une grande partie du NH₃ qui est volatilisé lorsque le lisier est épandu avec des résidus de culture, peut être conservée si les résidus et le lisier sont rapidement incorporés dans le sol (Rochette *et al.*, 2001). Le type de sol possède un effet significatif sur le devenir de l'azote du lisier dans les différents compartiments du sol et sur le prélèvement de l'azote par la plante, durant l'année d'application (Chantigny *et al.*, 2004b). Certaines interactions survenant entre les lisiers et les résidus de culture influencent également la disponibilité de l'azote du sol au cours de leur décomposition et ont donc un impact également sur les émissions de N₂O (Chantigny *et al.*, 2001). L'étude de Chantigny *et al.* (2001) montre que la production de N₂O représentait moins de 0,3% de l'ammonium provenant du lisier. D'autre part, en accompagnant l'épandage de lisier avec de la paille, la quantité de N₂O produite après 28 jours dans le sol diminue de deux fois, en comparaison avec l'épandage de lisier uniquement. Ceci reflète une moins grande disponibilité d'azote dans le sol amendé avec de la paille (Chantigny *et al.*, 2001).

Par ailleurs, la même étude démontre qu'au cours des premières heures après l'épandage, les flux de CO_2 ont été très élevés dans les parcelles amendées avec du lisier. Ceci a été attribué à une dissociation des carbonates du lisier dans le sol. Une forte interaction est donc observée entre les cycles du carbone et de l'azote du sol dans les études de terrain (Chantigny *et al.*, 2001). Les applications annuelles de lisier de porc sur un sol pendant 18 années consécutives ont provoqué des effets résiduels positifs sur l'activité enzymatique dénitrifiante en comparaison aux parcelles témoins (Rochette *et al.*, 2000). Suite à l'épandage de lisier de porc, une augmentation rapide et importante des flux de N_2O ($> 350 \text{ ng m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$) a été observée à la surface du sol. Les émissions de N_2O ont augmenté avec les doses de lisier de porc épandues. Ceci est causé par une plus grande disponibilité de N-NO_3^- à la dénitrification. Les effets du lisier de porc sur les émissions de N_2O se sont limités aux 30 jours suivant l'épandage, avec des flux bas ($< 10 \text{ ng m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$) durant le reste de la période de mesure (Rochette *et al.*, 2000). Par ailleurs, en comparaison à une fertilisation minérale, l'épandage de lisier de porc augmente souvent l'activité enzymatique dénitrifiante, les concentrations de N_2O du sol et les flux de N_2O à la surface du sol (Rochette *et al.*, 2000).

D'autre part, l'étude de Rochette et Côté (2000) suggère que l'épandage de lisier de porc peut modifier l'équilibre du méthane contenu dans les sols agricoles, non seulement en provoquant des émissions suite à l'application du lisier, mais aussi en diminuant les taux de prélèvement net. En résumé, les épandages successifs de lisier de porc, pendant 18 ans, sur un sol agricole, ont un effet sur les échanges de CH_4 entre l'atmosphère et le sol. Les flux de CH_4 mesurés, ont été faibles et négatifs sur les parcelles témoins, du au phénomène d'absorption. Les flux ont aussi été négatifs sur les parcelles recevant du lisier de porc, excepté les 4 jours suivants

l'épandage. Bien que de courte durée, les émissions de NH_3 ont été quasiment équivalentes à la quantité de CH_4 absorbée durant tout le reste de l'expérience.

Dans l'étude de Rochette *et al.* (2000), la température et l'humidité du sol, ainsi que le C extractible du sol ont été mesurés afin d'expliquer les variations des émissions de CO_2 et de la flore microbienne du sol, qui ont été observées. De fortes émissions de CO_2 ($1,5 \text{ mg CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ sec}^{-1}$) se sont produites pendant deux jours, suite à l'épandage de lisier de porc. Par la suite, après ce pic d'émission, le lisier se décomposa rapidement. La moitié des émissions totales mesurées a eu lieu durant la première semaine suivant l'application. Cette décomposition initiale rapide de l'amendement s'est effectuée de manière exponentielle et a été attribuée à la décomposition de la fraction labile du carbone contenu dans le lisier. La seconde phase de décomposition fut linéaire et plus lente, probablement due au carbone plus récalcitrant à la décomposition. La décomposition annuelle cumulative a été proportionnelle au taux d'épandage, avec des pertes à l'hectare de 769 et 1 658 kg de C initialement présent dans le lisier appliqué aux doses respectives de 60 et 120 t ha^{-1} . L'épandage de lisier de porc cause une augmentation rapide de l'activité microbienne du sol (de 100 à 370 mg C kg^{-1} de sol) signalée par un pic dans les concentrations de C extractible et les émissions de CO_2 mesurées. Les estimations de l'activité respiratoire microbienne spécifique ont suggéré que les différences observées pour la respiration du sol entre les deux taux d'épandage étaient dues à une différence de taille entre les biomasses microbiennes induites, plutôt qu'à une différence d'activité spécifique.

En conclusion, l'épandage de lisier de porc augmente les émissions de NH_3 , N_2O , CH_4 et CO_2 en comparaison à l'application d'une fertilisation minérale. La plupart des variations observées se

produisent dans les 30 jours suite à l'amendement. Toutes ces émissions dépendent des caractéristiques du lisier épandu, du type de sol et des pratiques culturales. Tandis que le comportement du NH_3 est majoritairement lié au pH du sol et à son contenu en ions NH_4^+ dans les deux premiers centimètres du sol, les émissions de N_2O dépendent surtout de l'activité enzymatique dénitrifiante du sol ainsi que du type de matière organique présente et incorporée. C'est sur ce point que le cycle du carbone et le cycle de l'azote interagissent fortement. Le profil d'émissions de CO_2 , quant à lui, est directement lié à la dégradabilité de la matière organique du sol par la flore microbienne. Une grande partie du CO_2 est relâché dans les premiers jours suivant l'épandage. C'est le cas également pour le CH_4 , favorisé sous conditions anaérobies, bien que ses émissions soient infimes et compensées par le phénomène d'absorption dans le sol. Afin de diminuer les émissions de GES, il est finalement recommandé d'accompagner l'application de lisier de porc avec de la paille et d'incorporer au sol le lisier avec les résidus de cultures présents. Cependant, les stratégies visant à minimiser les émissions de GES, et surtout de N_2O , en provenance de la gestion des fumiers solides, devraient davantage se concentrer sur la gestion du stockage de ces matériaux plutôt que sur l'épandage (Thorman *et al.*, 2007).

1.7.3. Synthèse

1.7.3.1. NH_3

Le comportement de ce gaz issu des engrais de ferme est régi par différents facteurs. Le NH_3 émis est essentiellement issu de l'hydrolyse de l'urée contenue dans l'urine. Les réactions de formation d'ammoniac et de volatilisation montrées, ci-dessous, peuvent se produire dans l'établissement d'élevage, lors du stockage de l'engrais de ferme et lors de l'épandage sur les sols agricoles.

Équation 1 Mécanismes de diffusion de l'ammoniac

Urée $CO(NH_2)_2$

Acide urique $C_5H_4O_3N_4 \leftrightarrow NH_4^+ \leftrightarrow NH_{3(aq)} \leftrightarrow NH_{3(atmosphérique)}$

Protéines non digérées

1.7.3.2. CH_4

Dans les élevages de porcs, la plupart du méthane provient des fumiers du fait des conditions anaérobies dans ce dernier. Les stratégies de réduction les plus efficaces pour le CH_4 comportent une approche à la source, à savoir, modifier les diètes du bétail pour une meilleure efficacité. Les émissions de CH_4 , cependant, peuvent aussi être efficacement réduites par une utilisation optimale des gaz produits, issus des fumiers pour des fins énergétiques, par exemple. Un enlèvement fréquent et complet du fumier, dans les bâtiments d'élevage, combiné à une

production de biogaz, sur la ferme, est un exemple d'une solution intégrée sur une ferme (Monteny *et al.*, 2006).

1.7.3.3. N_2O

Les principales sources de N_2O sont les engrais chimiques azotés, le fumier appliqué au champ et l'urine déposée par les animaux en pâture. Réduire l'impact des fertilisants azotés, leur forme, l'ajout d'inhibiteurs de nitrification, la gestion du drainage des parcelles, et la réduction de la compaction des sols par un pacage réduit, sont les meilleurs moyens de diminuer les émissions de N_2O en provenance des fermes agricoles, tandis que la gestion des matériaux des litières et du fumier solide réduit ces émissions lors de la manutention et du stockage des engrais de ferme (Monteny *et al.*, 2006). D'autres mesures de réduction d'émission de N_2O interagissent avec des problématiques environnementales, telles que la réduction du lessivage des nitrates et des émissions d'ammoniac (Monteny *et al.*, 2006). Les stratégies d'abattement des émissions de GES devraient aussi minimiser la pollution diffuse (Monteny *et al.*, 2006).

D'une manière générale, des systèmes basés sur des modifications de la diète des animaux ainsi que sur des gestions de fumier favorisant le stockage de formes solides semblent être des pratiques prometteuses de réduction d'émission de GES (Chadwick *et al.*, 1999), cependant ce type de gestion est plus propice aux émissions de N_2O . La diffusion des gaz est finalement un facteur important pour le contrôle des émissions de GES. Des concentrations de GES plus élevées mesurées dans les unités expérimentales ne signifient pas forcément une production plus importante ou des taux d'émission plus élevés au niveau des structures (Hao *et al.*, 2001).

1.7.4. Calcul des facteurs d'émissions (IPCC, 2006)

L'IPCC (GIEC) à mis au point un guide permettant d'effectuer l'inventaire des émissions de GES. Ce guide est constitué de cinq volumes, qui traitent respectivement d'un domaine émetteur de GES. Le volume concernant l'agriculture, est le quatrième. Le chapitre 10 concerne plus précisément la gestion des lisiers. Afin de calculer les facteurs d'émissions, il faut tenir compte de certains scénarios, et en fonction des données connues, utiliser différentes équations. Les calculs et les comparaisons des facteurs d'émissions du méthane (CH₄) et des émissions directes d'oxyde nitreux (N₂O) pour un lisier non-traité et les sous-produits de LISOX sont exposés.

Les équations permettant les calculs sont les suivantes:

Équation 2 Facteurs d'émissions du méthane pour la gestion du lisier

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \cdot 365 \text{ jrs an}^{-1}) \cdot [B_{o(T)} \cdot 0,67 \text{ kg m}^{-3} \cdot \sum MCF_{S,k} \cdot MS_{(T,S,k)} / 100]$$

Où:

- $EF_{(T)}$ = Facteur d'émissions annuelles de CH₄ pour le lisier de catégorie T, kg CH₄ animal⁻¹ an⁻¹;
- $VS_{(T)}$ = Solides volatils excrétés par jour pour le lisier T, kg de matière sèche animal⁻¹ jr⁻¹;
- $B_{o(T)}$ = Capacité maximale de production de CH₄ pour le lisier T, m³ CH₄ kg⁻¹ de VS excrétés;
- $MCF_{(S,k)}$ = Facteur de conversion du CH₄ pour chaque système S de gestion du lisier par région climatique k, %;

- $MS_{(T,S,k)}$ = fraction de lisier T géré par le système S de gestion dans la région climatique k, sans dimensions.

Équation 3 Émissions directes d'oxyde nitreux pour la gestion du lisier

$$N_2O_{D(mm)} = [\sum [\sum (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)})] \cdot EF_{3(S)}] \cdot 44/28$$

Où:

- $N_2O_{D(mm)}$ = Émissions directes de N_2O lors du traitement du lisier, $kg N_2O an^{-1}$;
- $N_{(T)}$ = Nombre de têtes de la catégorie T;
- $Nex_{(T)}$ = Moyenne annuelle d'azote excrété par tête de la catégorie T, $kg animal^{-1} an^{-1}$;
- $MS_{(T,S)}$ = Fraction totale d'azote excrété par la catégorie T dans le lisier géré par le système S, sans dimensions;
- $EF_{3(S)}$ = Facteur d'émissions directes de N_2O du système S de gestion, $kg N_2O-N/kg N$ en lisier géré par le système S.

Dans le cas de la fraction liquide du traitement *LISOX*, deux scénarios ont été étudiés pour les émissions de N_2O . Le scénario 1 considère la formation d'une croûte à la surface du lisier brut (non *LISOX*) et le scénario 2 n'en considère pas. Il est en effet reconnu que la présence d'une croûte à la surface du lisier modifie les émissions de N_2O . Il est donc nécessaire de considérer tout les cas possibles.

Le Tableau 9 présente les résultats des calculs pour le CH_4 :

Tableau 9 Facteurs d'émissions théoriques du méthane pour un lisier non-traité et les fractions de LISOX

Type de lisier	VS (kg MS animal ⁻¹ jr ⁻¹)	Bo (m ³ CH ₄ kg ⁻¹ VS)	MCF (%)	Poids/animal (kg)	EF (kg CH ₄ / (1000 kg PV.an))
Lisier brut non-traité	0,27	0,48	17	46	117
Fraction liquide LISOX	0,27	0,48	17	46	23,4
Fraction solide LISOX	0,27	0,48	2	46	11,2

¹ kg de CH₄ par tonne de poids sec animalier et par an).

Le Tableau 10 présente les émissions directes de N₂O pour les deux scénarios.

Au final, le traitement LISOX, d'un point de vue théorique, permettrait de réduire les émissions de méthane et d'oxyde nitreux. Les économies sont présentées dans le Tableau 11.

Les calculs théoriques montrent que lors de l'entreposage des sous-produits de LISOX, une économie des émissions peut-être réalisée. Dans le scénario 1, une économie de 2 156 kg d'équivalent CO₂ par tonne et par an est réalisée. Dans le scénario 2, les émissions de N₂O calculées sont supérieures pour la fraction LISOX, mais le bilan final reste positif avec une économie totale de 1 731 kg d'équivalent CO₂ par tonne et par an.

Tableau 10 Émissions de N₂O pour un lisier brut et les fractions LISOX suivant 2 scénarios

Type de Lisier	N _{ex} (kg N/(1000 kg.jr))	EF ₃ (kg N ₂ O/kg N)	Poids/animal (kg)	Émissions de N ₂ O (kg N ₂ O/(1000 kg PV.an))*
Scénario 1:				
Lisier Brut non-traité	0,5	0,005	46	1,43
Fraction liquide LISOX	0,3	0	46	0
Fraction solide LISOX	0,2	0,005	46	0,57
Scénario 2:				
Lisier Brut non-traité	0,5	0	46	0
Fraction liquide LISOX	0,3	0	46	0
Fraction solide LISOX	0,2	0,005	46	0,57

*PV; Poids Vifs animalier

Tableau 11 Économies théoriques réalisée pour le CH₄ et le N₂O selon les scenarios 1 et 2

	Émissions (kg CH ₄ -N ₂ O/(1000 kg PV.an))	Équivalents CO ₂ (kg CO ₂ /(1000 kg.an))
Scénario 1:		
Économie réalisée pour le CH ₄	83	1 901
Économie réalisée pour le N ₂ O	0	254
Total LISOX		2 156
Scénario 2:		
Économie réalisée pour le CH ₄	83	1 901
Économie réalisée pour le N ₂ O	-12	-169
Total LISOX		1 731

2. OBJECTIFS DE RECHERCHE

L'objectif général de cette étude consiste à quantifier les émissions de GES et de NH_3 durant l'entreposage des sous-produits liquide et solide du traitement *LISOX*. Les émissions de N_2O , CH_4 , CO_2 , et NH_3 du lisier entier non-traité (témoin) et des fractions solides et liquides produites par *LISOX* seront mesurées périodiquement durant leur entreposage. L'objectif global étant de mesurer s'il y a réduction ou augmentation de l'émission de GES par l'application du procédé *LISOX* comparativement à un cas pour lequel aucun procédé n'est appliqué. L'expérience pourra aussi permettre de comprendre davantage les mécanismes d'émission et permettre d'élaborer les meilleures pratiques possible lors de l'implantation du procédé *LISOX* afin de minimiser l'émission de GES.

3. MATÉRIELS ET METHODES

3.1. Sites expérimentaux

L'étude des émissions de GES lors de l'entreposage du lisier de porc fractionné par la technologie *LISOX* s'est déroulée à la ferme expérimentale de Chapais (Agriculture et Agroalimentaire Canada) à Lévis (QC, Canada).

Les fractions solide et liquide de *LISOX* ont été produites à la ferme expérimentale du Centre Québécois d'Expertise en Production Porcine (CQEPP) à La Pocatière (QC, Canada). Cette ferme est composée d'une maternité nurserie qui peut accueillir 125 porcelets et 830 cochons à l'engraissement.

3.2. Production des fractions

L'usine de traitement *LISOX* utilisée pour la production des fractions a été installée sur le site par *LISOX Corporation*. Le lisier après avoir été stocké en pré-fosse dans la ferme est ensuite transféré dans une seconde fosse. Le lisier est ensuite pompé et acheminé sur un tamis tangentiel de 1/8" de maille (3,18 mm). Cette étape permet de séparer les éléments solides les plus grossiers. Les solides récupérés tombent dans un convoyeur à vis. Le liquide récupéré est stocké dans un réservoir d'alimentation. Ce liquide est ensuite pompé à l'aide d'une pompe doseuse, puis mélangé au polymère avant d'entrer dans le flottateur de 3 m³ (2 m x 2 m x 0,8 m). Le polymère est également pompé via une pompe doseuse pour que 16,5% (v v⁻¹) du volume final soit du polymère préparé à 1 g L⁻¹. Le temps de rétention était fixé à 12 h, pour permettre une bonne flottation. Une fois le floc flotté, celui-ci est raclé en surface pour tomber dans le même convoyeur à vis que les solides récupérés au tamisage. Le solide est ensuite

égoutté dans un tamis rotatif de 1/16" de maille (1,59 mm), puis stocké en tas. La liquide épuré est quant à lui recueilli au centre du flottateur, puis il est stocké dans la fosse extérieure déjà existante de la ferme.

Pour cette étude chaque type de produit, à savoir le lisier brut non-traité, la fraction liquide et la fraction solide de *LISOX*, ont été étudiés en triplicata. Un quatrième produit a également été étudié soit une fraction liquide de *LISOX* inoculée avec un lisier brut vieilli 2 mois à température ambiante. Ce traitement permet de reproduire les conditions de stockage de la fraction liquide dans la fosse extérieure contenant déjà lisier brut. Le volume de lisier brut ajouté à la fraction liquide représentait 7,6% du volume final. Au total, ce sont 12 unités expérimentales contenant chacune 850 L de produit qui ont été étudiées. Chaque unité consistait en une cuve de 1m³ en PVC.

Le lisier brut utilisé lors de la production des fractions est du lisier issu de la section d'engraissement de la ferme. La teneur moyenne en solides totaux (ST) du lisier brut était de 4,73%. Un m³ de lisier brut, fourni environ 0,8 m³ de fraction liquide (1,05 ± 0,18% ST) et 0,2 m³ de fraction solide (20,2 ± 0,2% ST). Une fois les fractions produites, celles-ci ont été transportées à Chapais. Les unités (cuves de 1 m³) contenant la fraction liquide issue de procédé *LISOX*, le lisier brut et la fraction liquide inoculée ont été remplies en une seule fois. Du fait du taux de production plus faible, les cuves contenant la fraction solide ont été remplies de manière successive, par des apports d'environ 200 L à la fois. De ce fait, les unités n'ont pas le même t₀, à savoir que le t₀ correspond au temps où l'unité expérimentale a été complètement remplie (850 L).

3.3. Mesure des gaz

Les cuves de 1 m³ ont été disposées dans une pièce (Figure 4) en constante aération pour éviter toute accumulation de gaz dans celle-ci. Aucun chauffage ni contrôle de la température n'a été installé. Les unités ont été exposées aux mêmes températures qu'à l'extérieur, sans toutefois subir de perturbations comme les intempéries, le vent ou le rayonnement solaire direct. La répartition des bacs d'entreposage a été faite de façon aléatoire, pour éviter tout effet de groupe ou lié à l'emplacement dans la pièce.

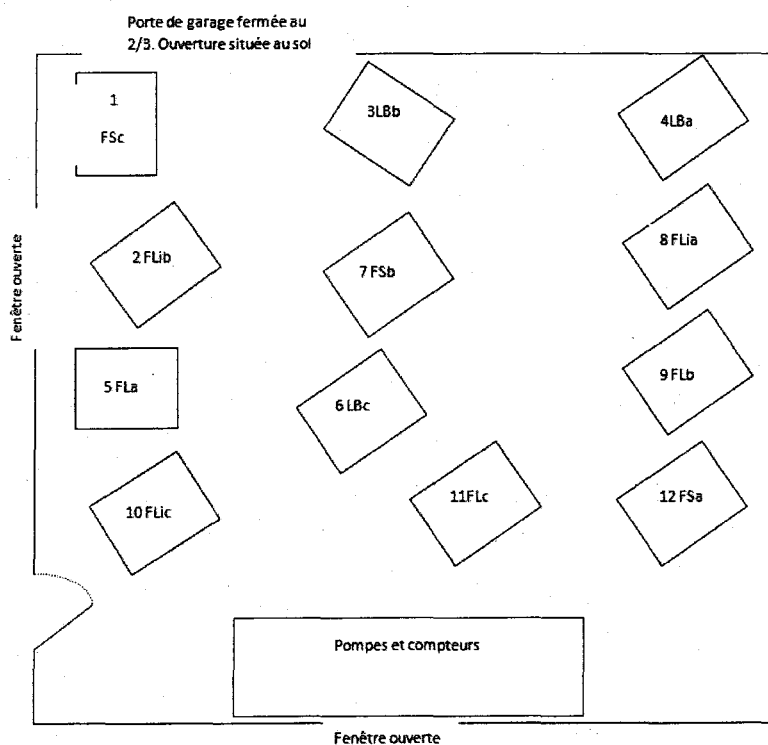


Figure 4 Plan et répartition des unités de stockage dans la pièce lors de l'étude

Chaque unité était perforée (1,6 cm de diamètre) sur 3 des 4 cotés afin de permettre à l'air ambiant de pénétrer dans l'espace d'air entre la surface du matériel et la paroi supérieure du réservoir. L'échantillonnage des gaz s'est fait en utilisant la méthode de la chambre ouverte en régime stationnaire. De ce fait, le gaz émis dans l'espace d'air de chaque unité est aspiré par un système de pompage. L'espace d'air représentait un volume de $0,014 \text{ m}^3$. Le système d'échantillonnage et la prise d'échantillon se trouvait sur le côté non percé de l'unité à 5 cm de la surface du matériel. Le système de circulation et d'échantillonnage de l'air est présenté aux Figures 5 et 6. L'air pénétrant dans l'unité par les perforations sur les trois cotés, passe au-dessus du matériel et se charge des gaz émis par celui-ci. L'air est ensuite aspiré dans le système d'échantillonnage. Dans un premier temps l'air passe dans une trappe acide en verre contenant 100 mL d'acide phosphorique à 0,05 M. Cette trappe permet de capter l'ammoniac. L'air passe ensuite dans un compteur à gaz (*Mod Gallus 2000*), puis dans une pompe à gaz (*Thomas E46046*). Les pompes utilisées dans cette étude pompaient à un débit fixe de $2,5 \text{ L h}^{-1}$. Une fois l'air pompé, une partie de celui-ci est acheminé dans un sac d'échantillonnage (*Tedlar Bags*). La durée d'un échantillonnage était comprise entre 7 et 8 h. Pour permettre le remplissage du sac sur plusieurs heures, une série de « déviations » ont été installées entre la pompe et le sac afin de réduire le débit entrant. Une fois les sacs remplis, les gaz étaient directement prélevés à l'aide de seringues. Les échantillons étaient stockés dans des vials spécifiques à l'échantillonnage des gaz, en attendant d'être analysés. Afin de mesurer la concentration ambiante des gaz dans la pièce, et de pouvoir la déduire de la mesure des unités, deux systèmes d'échantillonnages similaires à ceux utilisés sur les unités ont été installés dans la pièce. Chacun de ses systèmes était muni d'entrées d'air situées à environ 1,2 m du sol, et

réparties dans l'ensemble de la pièce pour fournir un échantillonnage représentatif. Les gaz ont été échantillonnés sur une période moyenne de 135 jours dépendamment du t_0 . La fréquence était de trois échantillonnages par semaine pendant les trois premières semaines, puis deux échantillonnages par semaines pendant cinq semaines et enfin un échantillonnage par semaine pendant les onze dernières semaines. L'expérience c'est déroulée, de juin à mi octobre 2009.

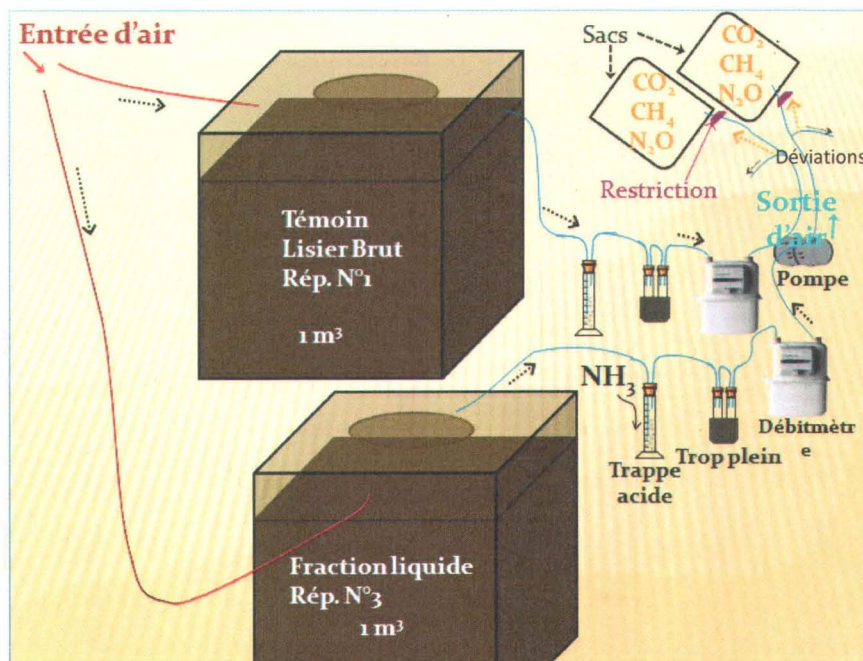


Figure 5 Schéma du système d'échantillonnage des gaz

L'équation 3 a été utilisée pour calculer les flux de gaz émis par le lisier.

Équation 4 Calcul des flux de gaz émis par le lisier

$$F_g = (C_g - C_p) M_e \cdot Q_g / V_u \cdot V_u$$

Avec, F_g le flux de gaz en ($\text{mg h}^{-1} \text{kg}^{-1}$), C_g la concentration en gaz mesurée (ppm), C_p la concentration en gaz mesurée dans la pièce (ppm), M_e le poids moléculaire du carbone ou de l'azote, en fonction du gaz mesuré (mg), Q_g le débit moyen de gaz lors de période d'échantillonnage (L h^{-1}), V_M le volume molaire d'une mole de gaz (24.1 L), V_u le volume de lisier dans chaque unité (0.850 t).



Figure 6 Illustration du dispositif d'échantillonnage des gaz

Des tests d'efficacité ont été effectués pour tester l'étanchéité du système d'échantillonnage. Une bonbonne d'azote était reliée à un sac d'entrée gonflé de façon à ne pas créer de surpression. Une fois le gaz pompé jusqu'au sac d'échantillonnage, la teneur en O₂ était mesurée afin de mesurer la contamination provenant de l'extérieur. Plusieurs tests ont été réalisés afin d'obtenir un débit satisfaisant sur une durée d'environ 8 h, tout en ayant un taux de contamination le plus faible possible. Une fois le tout ajusté, chaque ligne d'échantillonnage a été testée. Les résultats de ces tests montraient que la concentration en O₂ à la sortie était de l'ordre 0,6-0,7%, soit une contamination entre 3 et 4%.

3.4. Échantillonnage des matériaux

En plus des gaz émis, les fractions ont été régulièrement échantillonnées afin de suivre l'évolution de certains paramètres physico-chimiques. Les paramètres mesurés sont le pH, le potentiel d'oxydoréduction (POR), les solides totaux (ST), les matières en suspensions (MES), l'azote ammoniacal (NH₄⁺), les nitrates (NO₃⁻), l'azote total Kjeldahl (NTK), les phosphates (PO₄⁻³) et le phosphore total (P_t). À chaque campagne d'échantillonnage, les échantillons étaient pris en duplicata, à trois profondeurs différentes (20, 40 et 60 cm) afin de mettre en évidence un potentiel gradient de profondeur. Les fractions liquides et le lisier brut ont été échantillonnés à l'aide d'une pompe péristaltique *Masterflex* et d'un tube gradué. La fraction solide à, quant à elle, été échantillonnée à l'aide d'une tarière. Des trous ont été perforés sur les cotés des unités accueillant le solide pour permettre l'échantillonnage. Les unités accueillant la fraction solide de *LISOX* ont également été munies d'un drain dans le fond du bac afin de pouvoir drainer régulièrement le solide. Une fois les échantillons recueillis, les mesures de pH, POR, ST et MES étaient immédiatement prises, puis les échantillons congelés en attendant les prochaines

analyses. La fréquence d'échantillonnage était d'un échantillon par semaine pendant les trois premiers mois, puis un échantillonnage aux trois semaines jusqu'à la fin de l'expérience. En plus de ces paramètres, la température était mesurée en continu à l'intérieur des unités, aux mêmes profondeurs que l'échantillonnage, à l'aide de thermocouples cuivre-constantan reliés à un collecteur de données automatisé (CR-10, Campbell Scientific, Inc.). La température ambiante de la pièce était également mesurée en continu.

3.5. Analyses

Les mesures du pH et du potentiel d'oxydo réduction (POR) ont été faites en utilisant un pH-mètre model *AR 25 Dual Channel pH/Ion meter* de *Fisher Scientific* (Nepean, ON, Canada), équipé d'une double jonction *Cole-Parmer* avec une électrode de pH Ag/AgCl calibrée chaque jour entre 4 et 9 (*Cole Parmer Instrument*, Anjou, QC, Canada). Le potentiel d'oxydoréduction (POR) a été mesuré simultanément avec le même appareil que le pH avec une électrode platine (testée avec une solution de quinhydrone, *Sigma Chemical Co.*). Les ST ont été déterminés en utilisant la méthode standard 2540B (APHA, 1999).

Le NH_4^+ et PO_4^- ont été analysés sous forme soluble après avoir été filtrés sur des membranes *Whatman 934-AH* pour les fractions liquides et le lisier brut. Les échantillons solides étaient extraits dans une solution de 2 M de chlorure de potassium (KCl) (Page *et al.*, 1982). Les mesures de NTK ont été réalisées après digestion, suivant la méthode Quick Chem 13-107-06-2-D. Tous ces paramètres ont été mesurés par un colorimètre automatisé (Modèle QuickChem 8000 FIA+, *Lachat Instruments*, Loveland, CO, États-Unis) en utilisant la méthode Quick Chem 10-107-06-2-B pour le NH_4^+ et le NTK et la méthode Quick Chem 10-115-01-1-B pour le PO_4^{-3} .

Les nitrates ont été mesurés sur la fraction solide par extraction au KCl 2M et analysés sur le même colorimètre. Les échantillons pour le P_t ont, dans un premier temps, été digérés en suivant la méthode standard 3030I (APHA, 1999), puis analysés par spectrophotométrie à émission de plasma induit (ICP-AES) (méthode EPA 6010B) sur un appareil *Varian* (modèle *Vista AX CCO Simultaneous ICP-AES*, Palo Alto, CA, États-Unis).

La concentration en NH_3 a été mesurée en mesurant le NH_4^+ . Ce dernier a été analysé en utilisant la méthode colorimétrique (modèle *Quick Chem FIA + series 8000*, *Lachat Instruments*, Loveland, CO, États-Unis). Les autres gaz (CO_2 , CH_4 et N_2O) ont été analysés par chromatographie en phase gazeuse (Smith et Conen, 2004). Le N_2O a été analysé en utilisant un détecteur à capture d'électrons, tandis que le CO_2 (après un passage par un méthaniseur) et le CH_4 ont été analysés par un détecteur à flamme ionisante. La Figure 7 présente la configuration de l'analyseur.

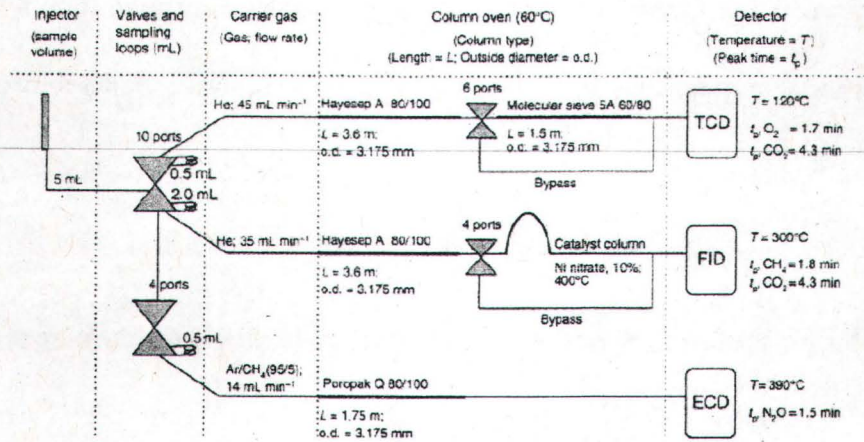


Figure 7 Exemple de configuration du chromatographe en phase gazeuse pour la détermination du CO₂, de l'O₂, du N₂O et du CH₄ dans des échantillons d'air (Rochette *et al.*, 2008)

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1. Caractéristiques du lisier

La séparation solide/liquide du lisier n'agit pas uniquement un rôle sur la concentration en solides totaux de chaque fraction. Les valeurs du pH et du POR sont également influencées, comme présenté au Tableau 12. La fraction liquide de *LISOX* présente le pH typique le plus élevé, tandis que la fraction solide les valeurs les plus basses et le pH du lisier brut est compris entre les deux fractions de *LISOX*. Lors de l'étude, le pH typique n'a pas varié significativement (Figure 8), à l'exception de la fraction solide, qui présente une baisse vers la fin de l'entreposage. En observant les courbes de tendances pour chaque fraction, il est à noter que le coefficient directeur des courbes du lisier brut et de la fraction liquide de *LISOX* est positif. La tendance pour ces fractions est donc à la hausse. Ceci peut-être corrélé avec la production d'ammoniac (équation 1) qui génère des ions H^+ et tend à augmenter le pH. La courbe pour la fraction solide de *LISOX* est, quant à elle, descendante. Ceci traduit le changement de conditions du milieu qui s'est opéré dans cette fraction. La baisse du pH dans la fraction solide est probablement la conséquence de la transformation de l'ammoniac en nitrate. Cependant, dans la fraction solide, la moyenne cumulée pour les nitrates était de $0,172 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$. Aucune accumulation de nitrates n'a été observée. Étant donné les valeurs négatives du POR tout au long de l'incubation, la nitrification a été minimale. De plus les émissions de N_2O observées sur la fraction solide laissent à croire que les nitrates produits ont été transformé en N_2 et N_2O par la nitrification-dénitrification couplée. Contrairement à la fraction liquide de *LISOX*, la fraction liquide inoculée présente un pH constant, sûrement dû à la présence de l'inoculum, et à un pH élevé dès le début de l'étude, contrairement aux autres fractions. Il est à

noter que le pH de la fraction liquide inoculée est systématiquement plus élevé que le pH de la fraction liquide de LISOX.

Tableau 12 Moyennes cumulées des paramètres physico-chimiques lors de l'entreposage des différentes fractions

Paramètres		Fractions			
		Lisier brut	Liquide	Liquide inoc. ¹	Solide
Répartition de masse (kg)		1000	800	800	200
ST (%)		4.73 ± 2,96	1,05 ± 0,18	0,92 ± 0,073	20,2 ± 0,21
pH n=12	Initial	7.13 ± 0.13	7.59 ± 0.15	7.92 ± 0.13	6.98 ± 0.10
	Final	7.53 ± 0.59	7.94 ± 0.26	7.92 ± 0.32	6.74 ± 0.12
	Typique	7.32 ± 0.15	7.64 ± 0.14	7.75 ± 0.10	6.85 ± 0.21
POR (mV) n=12	Initial	-440 ± 1	-449 ± 2	-459 ± 8	-382 ± 9
	Final	-461 ± 15	-474 ± 8	-470 ± 11	-125 ± 26
	Moyenne	-444 ± 14	-458 ± 12	-462 ± 5	-273 ± 84
NH ₄ (g NH ₄ -N kg ⁻¹) n=5	Initial	56.1 ± 9.0	315 ± 52	264 ± 8	7.43 ± 1.92
	Final	77.4 ± 9.0	260 ± 52	214 ± 8	5.11 ± 1.35
	Moyenne	83.0 ± 18.1	265 ± 30	236 ± 19	9.76 ± 3.89
NTK (g N kg ⁻¹) n=5	Initial	104 ± 40	357 ± 59	291 ± 42	22.0 ± 2.3
	Final	92.5 ± 29.0	260 ± 44	243 ± 61	20.5 ± 2.5
	Moyenne	87.5 ± 32.3	273 ± 68	246 ± 44	21.5 ± 1.8
P _t (g P kg ⁻¹) n=4	Initial	26.3 ± 20.0	11.2 ± 1.5	8.99 ± 1.45	14.4 ± 1.9
	Final	26.8 ± 20.0	11.7 ± 2.5	10.3 ± 0.4	13.6 ± 5.7
	Moyenne	23.2 ± 17.2	11.2 ± 2.4	9.91 ± 0.28	14.1 ± 2.2

¹Liquide inoculé

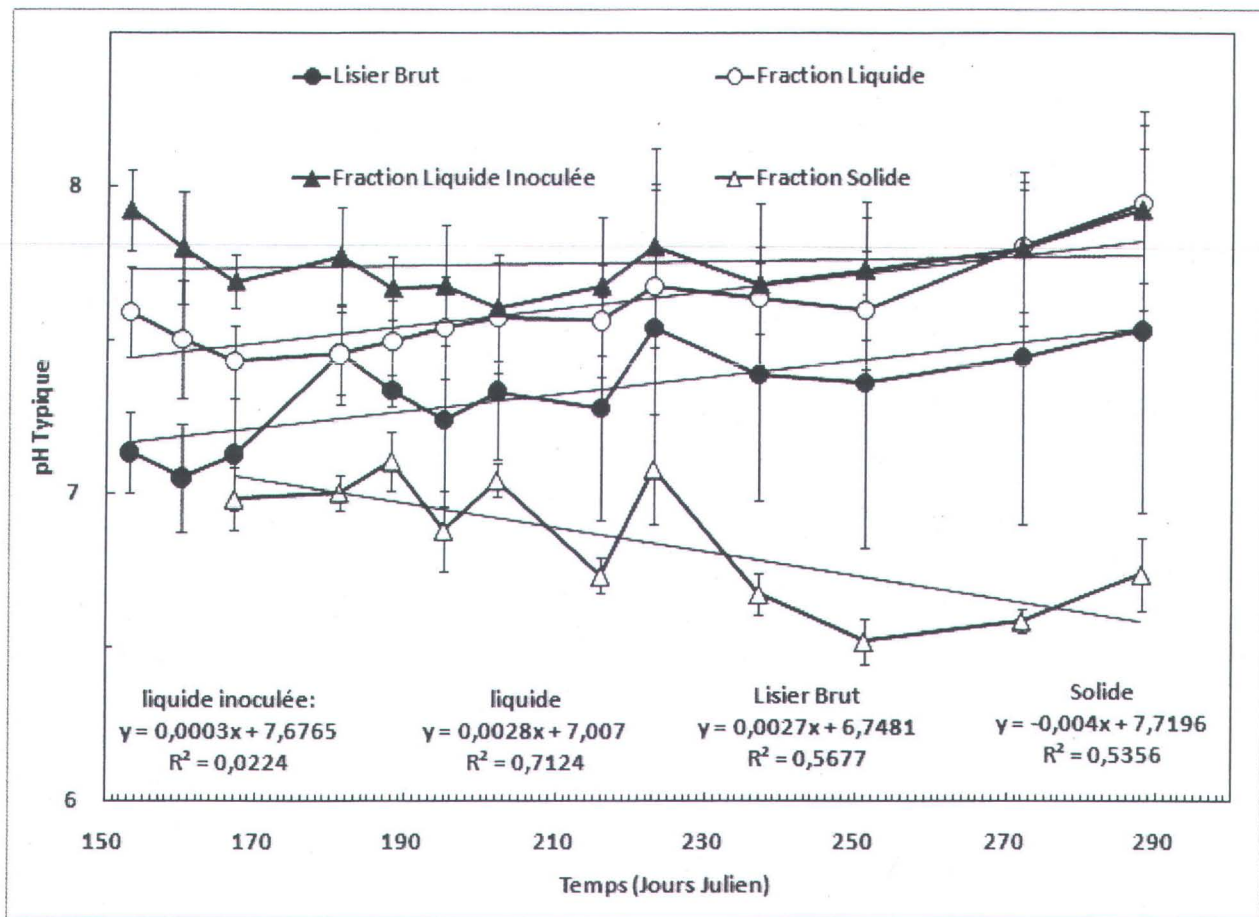


Figure 8 Évolution du pH des différentes fractions de lisier au cours des essais

Les POR des fractions liquides et du lisier brut sont similaires. Les valeurs sont dans un premier temps comprises entre -400 mV et -500 mV et constantes pendant les deux premiers mois de l'étude. Celles-ci diminuent pour se stabiliser aux alentours de -620 mV (Figure 9), puis remontent quelques peu pour atteindre les valeurs initiales. Le POR dans la fraction solide présente quasiment les mêmes variations à la différence que les valeurs sont plus élevées. Au début de l'expérience, le POR est de -382 mV, puis augmente lentement pour diminuer après deux mois. Contrairement aux fractions liquides et au lisier brut, le POR de la fraction solide ne stagne pas mais augmente directement après être descendu à -470 mV. À la fin de l'étude, le

POR à atteint -125 mV. Cette valeur, ainsi que l'augmentation constante sur la fin de l'expérience, traduit le changement des conditions oxydantes du milieu qui s'est opéré dans la fraction solide. Le POR, lorsque négatif traduit des conditions réductrices, et donc un milieu anaérobie. Lorsque le POR tend à se rapprocher de 0 mV, cela montre que les conditions anaérobies se sont dégradées.

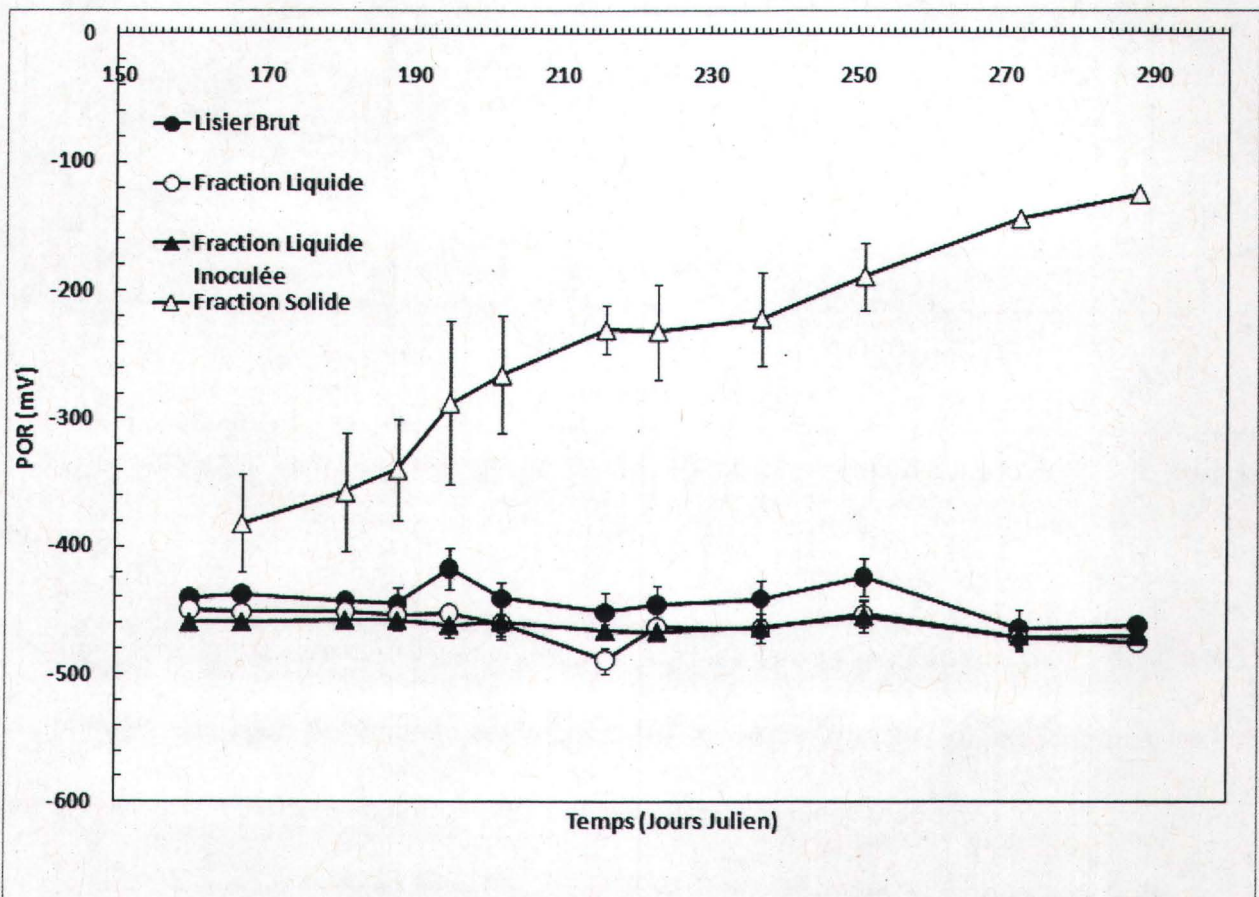


Figure 9 Évolution du POR des différentes fractions de lisier au cours des essais

Dans un lisier de porc, 40 à 75% de l'azote total est sous forme NH_4^+ (Petersen *et al.*, 1998). Ceci explique le peu de différence entre le NTK et le NH_4 dans nos fractions. Il est à noter que la différence entre la teneur en NH_4 du lisier brut et des fractions liquides est explicable par le fait que le NH_4 se présente sous forme soluble. Il est donc logique de le retrouver en plus grand quantité dans les fractions liquides après séparation. De plus, les valeurs sont ici exprimées en g $\text{NH}_4\text{-N kg MS}^{-1}$. La transformation des données initialement exprimées en g $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ induit le fait que les valeurs soient supérieures pour les fractions liquides. À titre d'exemple, lors du premier échantillonnage, les valeurs mesurées étaient de 5,67 g $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ pour le lisier brut, de 4,46 g $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ pour la fraction liquide de *LISOX* et de 3,00 g $\text{NH}_4\text{-N L}^{-1}$ pour la fraction liquide de *LISOX* inoculée. Il en va de même pour le NTK. La moyenne cumulée lors de cette étude est de $4,01 \pm 0,68$ g N L^{-1} pour le lisier brut, de $3,01 \pm 0,52$ g N L^{-1} pour la fraction liquide de *LISOX* et de $2,71 \pm 0,36$ g N L^{-1} pour la fraction liquide inoculée. La température mesurée à l'intérieur des fractions, ne montre pas de variations significatives, et aucun phénomène de compostage n'a été observé dans la fraction solide.

4.2. Émissions gazeuses

Plusieurs études ont été retenues afin de comparer les résultats obtenus. Pour la plupart effectuées au Canada, traitant de différents modes d'entreposage, étudiant différents types de lisier (traités ou non) en utilisant différents types de méthode d'échantillonnage et à différentes périodes de l'année. Les principales informations sont présentées au Tableau 13. Les flux présentés sont les flux les plus importants observés dans ces études. Il est à préciser que la plupart de ces études portent sur des lisiers bruts, mis à part l'étude de Hansen *et al.* (2006) qui

présente les émissions lors de l'entreposage de lisier sous forme solide en tas. On entend dans cette étude par lisier solide, un lisier digéré dans des conditions anaérobies, puis séparé par centrifugation. D'un point de vue général, les émissions rapportées au Tableau 13 sont supérieures aux émissions mesurées lors de cette étude. Les gaz vont être discutés séparément et les valeurs du Tableau 13 reprises par la suite. Dans un premier temps, les flux de gaz, exprimés en quantité de gaz par heure par kg de matière humide, sont présentés. Pour chaque gaz, l'allure générale est présentée et les mécanismes d'émissions discutés. Enfin, les pertes cumulées lors de cette étude, sont discutées pour formuler le bilan des émissions lors de l'entreposage des sous-produits de lisier de porc fractionné par la technologie *LISOX*.

Tableau 13 Principales émissions de GES et de NH₃ mesurées lors de l'entreposage de lisier de porc

Type de lisier	Période d'étude	Méthode	Température	Valeurs mesurées	Unité	Référence
Lisier de porc	Laboratoire 2 mois	Incubation	-	42,3	g CH ₄ jr ⁻¹ m ⁻³	Clark <i>et al.</i> (2005)
Lisier de porc	Laboratoire 26-35 jrs	Digestion anaérobie	10°C 15°C 20°C	0,080(0,002) 0,218(0,022) 0,266(0,014)	L CH ₄ (g DCOT _{fed}) ^{-1y}	Massé <i>et al.</i> (2003)
Lisier de porc	Ferme Juin-Sept. 2004	SES ^x SES MPN ^w	-	455 44 2 30	g CO ₂ jr ⁻¹ m ⁻² g CH ₄ jr ⁻¹ m ⁻² g CO ₂ jr ⁻¹ m ⁻² g CH ₄ jr ⁻¹ m ⁻²	Zhang <i>et al.</i> (2007)
Lisier de porc	Déc-Mai 2006-2007	Fosses (1,5m de profondeur)	-	2,8 52 23,2 3,1	g CH ₄ jr ⁻¹ m ⁻² g NH ₃ jr ⁻¹ m ⁻² g CO ₂ jr ⁻¹ m ⁻² g N ₂ O jr ⁻¹ m ⁻²	VanderZaag <i>et al.</i> (2010)
Lisier digéré (anaérobie) Séparé Fraction Solide	4 mois	Tas non couvert Tas couvert	-	13 110 - 10	g N ₂ O-N jr ⁻¹ t ⁻¹ g CH ₄ -C jr ⁻¹ t ⁻¹ g N ₂ O-N j ⁻¹ t ⁻¹ g CH ₄ -C j ⁻¹ t ⁻¹	Hansen <i>et al.</i> (2006)
Lisier de porc	2 ans (2000-2002)	Fosses extérieures	-	86,4 29,2	g CH ₄ m ⁻² jr ⁻¹ mg N ₂ O m ⁻² jr ⁻¹	Park <i>et al.</i> (2006)
Lisier de porc	Mai-Oct (2007)	Fosse extérieure couverte	-	6,04	mg NH ₃ m ⁻² jr ⁻¹	Bluteau <i>et al.</i> (2009)

^z Température du lisier; ^yDCOT: Demande Chimique en Oxygène Total; ^xSES: Entreposage de lisier en sol (fosse); ^wSES MPN: SES équipée d'une membrane à pression négative (fosse couverte).

4.2.1. Émissions d'ammoniac (NH₃)

Les émissions de NH₃ sont présentées à la Figure 10. La plus forte émission de NH₃ mesurée lors de cette expérience à été de 0,0321 mg N-NH₃ kg⁻¹ h⁻¹. Dans le Tableau 13, VanderZaag *et al.* (2010) rapportent une valeur maximale de 52 g NH₃ j⁻¹ m⁻² (0,5 g NH₃ j⁻¹ m⁻² dans notre cas). L'étude de VanderZaag *et al.* (2010), présente des mesures effectuées sur une fosse extérieure lors de l'hiver 2006-2007 en Nouvelle-Écosse (Canada). Les valeurs de la présente étude semblent donc faibles en comparaison à cette étude antérieure.

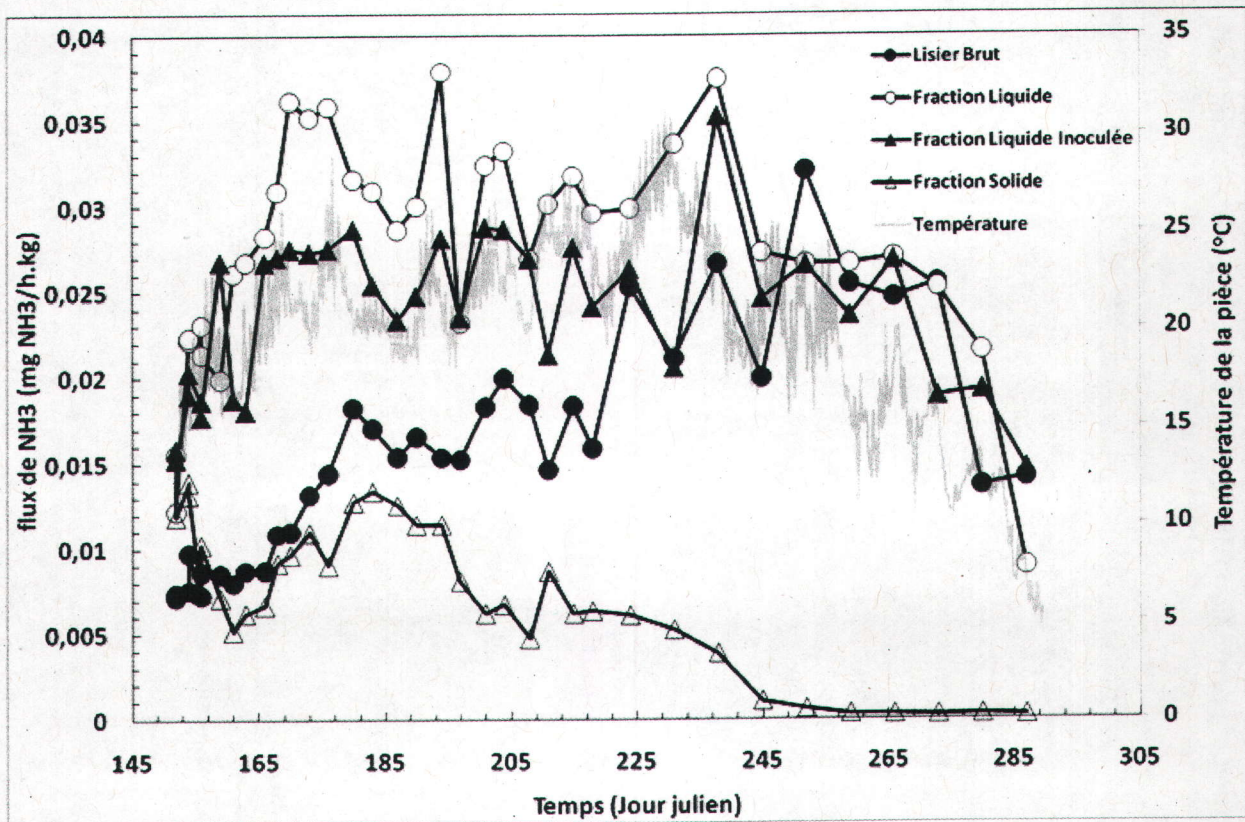


Figure 10 Émissions d'ammoniac au cours des essais et évolution de la température de la pièce

Les principales sources d'émissions d'ammoniac sont représentées à la Figure 11.

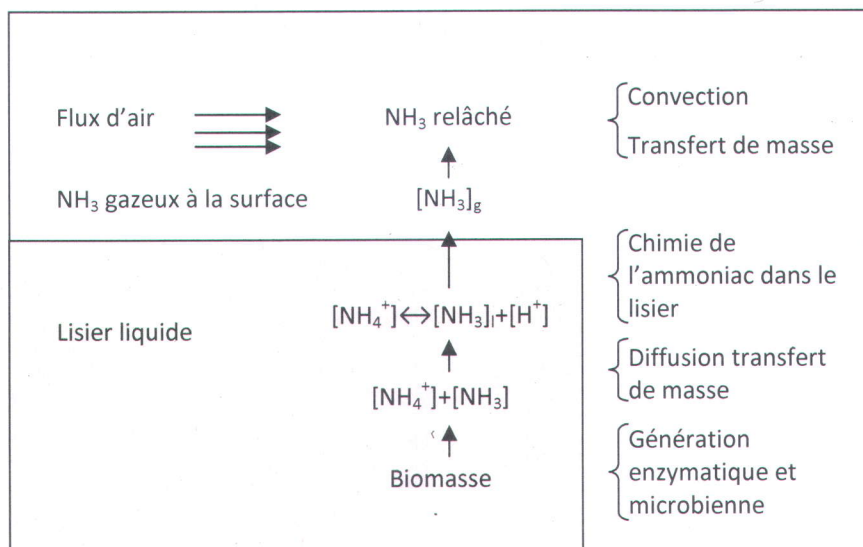


Figure 11 Illustration des mécanismes liés aux émissions d'ammoniac d'un lisier liquide (Ni, 1999)

Les émissions de NH₃ sont extrêmement influencées par les paramètres physiques comme le vent. Dans notre étude, les différentes fractions n'ont subi aucune perturbation lors de l'entreposage. Ceci peut expliquer les faibles émissions de NH₃ observées dans notre cas. D'une façon générale, les plus fortes émissions d'ammoniac ont été mesurées sur les fractions liquides. Ceci peut s'expliquer par le fait que la majeure partie de l'urée se trouve dans cette fraction. L'équation 4(a) présente la dégradation de l'urée en ammonium qui est ensuite dissous en ammoniac (équation 4(b)). Cet ammoniac dissous est ensuite partiellement relâché sous forme gazeuse dépendamment de la température, du pH, du brassage causé par le vent ou à toute autre perturbation qui provoque une sursaturation du gaz dissous dans le lisier (équation 4(c)).

Équation 5 Mécanismes d'émissions de l'ammoniac à partir de l'urée



Au contraire, la fraction solide et le lisier brut, plus pauvres en urée, ont émis de plus faibles quantités d'ammoniac. L'apparition d'une croûte à la surface de ces fractions (Figure 12) peut également être responsable de cet écart. La présence d'une croûte à la surface des lisiers est connue pour limiter les émissions d'ammoniac, qui est alors piégé sous la croûte (Sommer *et al.*, 1993; Sommer, 1997; Misselbrook *et al.*, 2005).



Figure 12 Illustration de la croûte observée sur le lisier brut aux semaines 1, 9 et 15

Il est ainsi normal d'observer des émissions faibles pour la fraction solide et de retrouver les émissions du lisier brut entre les deux fractions de *LISOX*. Toutefois, il est à noter que les émissions du lisier brut sont en constante hausse durant les derniers deux tiers de l'étude. Ceci peut également être associé à l'utilisation de l'ammonium par des processus biologiques compétitifs en début d'étude puis, avec le déclin de l'activité biologique. Les émissions de NH_3 rejoignent les émissions de la fraction liquide, pour ensuite décliner. Comme évoqué précédemment, les émissions de NH_3 sont en dessous des valeurs de la littérature. Outre l'absence de perturbations physiques, le pH des fractions, qui tout au long de l'étude s'est maintenu aux alentours de la neutralité n'a pas favorisé la volatilisation de l'ammoniac, cette transformation étant favorisée à pH basique (Blais, 2009).

4.2.2. Émissions de méthane (CH_4) et dioxyde de carbone (CO_2)

Lors de l'entreposage de lisiers, les conditions du milieu sont essentiellement anaérobies. De ce fait, il est normal d'observer des émissions de méthane et de dioxyde de carbone. Zhang *et al.* (2007) rapportent un maximum de $44 \text{ g CH}_4 \text{ jr}^{-1} \text{ m}^{-2}$ lors d'un entreposage estival et VanderZaag *et al.* (2010) de $2,8 \text{ g CH}_4 \text{ jr}^{-1} \text{ m}^{-2}$ pour un entreposage hivernal. La plus forte émission de méthane enregistrée lors de cette étude a été de $1,8 \text{ g CH}_4 \text{ jr}^{-1} \text{ m}^{-2}$, ce qui est en dessous des valeurs reportées de la littérature. Les émissions de méthane sont présentées à la Figure 13.

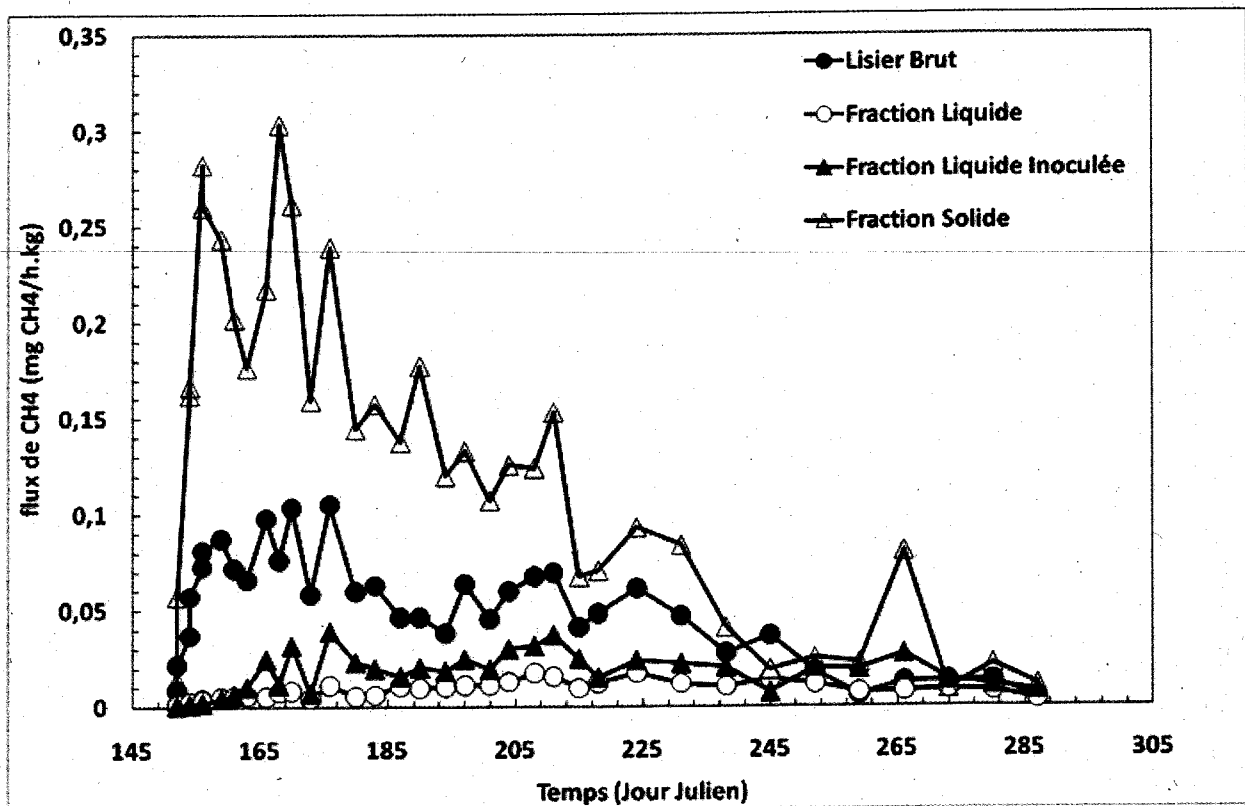


Figure 13 Émissions de méthane lors des essais

Au regard des courbes de la Figure 13, les plus fortes émissions de CH₄ ont été mesurées sur la fraction solide (5,2 g CH₄ jr⁻¹ m⁻² pour la plus importante). Ceci est facilement explicable dû à la forte concentration de matières solides et de carbone disponible. Les plus faibles émissions de CH₄ ont été mesurées sur les fractions liquides. Les émissions du lisier brut sont comprises entre les émissions des fractions de LISOX. Il est à noter que pour la fraction solide et le lisier brut, les émissions ont été fortes dès le début de l'étude. Habituellement, un délai d'une dizaine de jours est observé pour ce gaz (Sommer *et al.*, 2007). En effet, la bactérie méthanogène, a besoin d'un temps d'adaptation ainsi que des conditions favorables à son développement. Dans le cas présent, lors de la première mesure, les unités étaient pour la

plupart à leur deuxième semaine d'entreposage et donc déjà incubées depuis assez longtemps pour permettre l'établissement d'une flore méthanogène. Une fois les valeurs maximales atteintes, les émissions du lisier brut et de la fraction solide sont restées élevées pendant environ un mois, pour ensuite décroître de façon progressive pendant le reste de l'étude. Ce déclin est associable à la diminution du carbone aisément fermentescible. L'augmentation du POR tout au long de l'étude dans la fraction solide confirme le changement du milieu et un possible passage des conditions anaérobies à aérobies. Cette augmentation du POR, peut expliquer le rapide déclin des émissions de CH₄. De plus, le drainage partiel de la fraction solide à possiblement permis une accumulation de liquide dans le fonds de la cuve, et créer des conditions fortement anaérobies. Le drainage graduel de la cuve, à par la suite permis des conditions moins réductrices, d'où la baisse du POR et des émissions de méthane. Durant notre étude, aucun apport de lisier frais n'a été fait et, par conséquent, aucun apport de nutriments ni de bactéries nouvelles. Cette différence comparativement à une fosse traditionnelle, régulièrement remplie de lisier frais peut expliquer les faibles émissions observées dans notre cas. De plus, dans le cas de la fraction solide de LISOX, la compaction du média, a pu empêcher l'émission du méthane. Il faut également considérer que le CH₄ est émis sous forme de bulles. Il est aussi possible que les émissions majeures de méthane n'aient pas été mesurées lors des échantillonnages des gaz. Enfin, il est possible que lors de l'échantillonnage de la fraction de l'oxygène est été introduit dans le milieu et ait induit la formation de poches de conditions aérobies qui ont pu ralentir la méthanogénèse. Les émissions des fractions liquides sont très inférieures aux autres traitements. La faible teneur en matière organique de ces fractions explique les faibles productions de CH₄. Cependant, il est intéressant de noter l'effet de

l'inoculum sur la fraction liquide. L'ajout de 64,6 L (sur un volume total de 850 L) d'un lisier mûr semble augmenter les émissions de méthane. En effet, même si la majeure partie de la matière organique apportée par le lisier brut se trouvait dans le fond des unités, celui-ci influence suffisamment les émissions pour observer une augmentation de $1,69 \text{ mg CH}_4\text{-C kg}^{-1}$ sur les émissions cumulées entre la fraction liquide et la fraction liquide inoculée.

Lors de l'entreposage de lisier, la majeure partie des pertes en carbone est issue des émissions de CO_2 . Les valeurs présentées au Tableau 13 montrent des flux pouvant atteindre $455 \text{ g CO}_2 \text{ jr}^{-1} \text{ m}^{-2}$ lors d'un entreposage en été (Zhang *et al.*, 2007) et $23,2 \text{ g CO}_2 \text{ jr}^{-1} \text{ m}^{-2}$ en hiver (VanderZaag *et al.*, 2010) pour un lisier brut. Le plus gros taux d'émission mesuré dans notre cas est de $122 \text{ g CO}_2 \text{ jr}^{-1} \text{ m}^{-2}$. Les émissions de CO_2 sont présentées à la Figure 14.

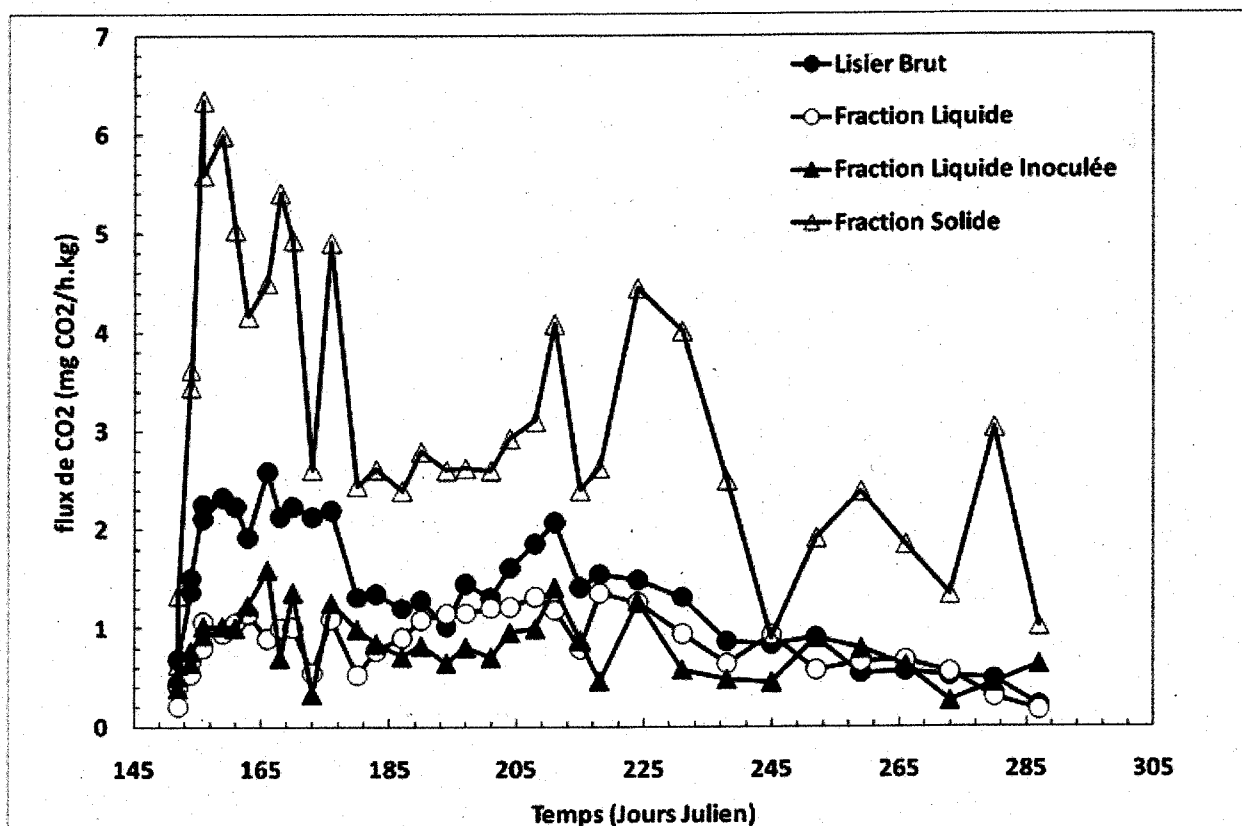


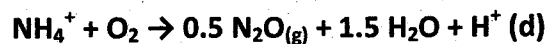
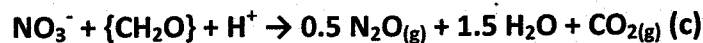
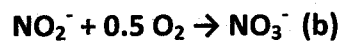
Figure 14 Émissions de CO_2 lors des essais

Les émissions de CO₂ sont principalement issues des processus de fermentation (Sommer *et al.*, 2007). Celles-ci sont favorisées en conditions oxydantes, et sont importantes lors de la décomposition aérobie de la matière organique. Ceci explique pourquoi la fraction solide, comme pour le méthane, présente les plus fortes émissions de CO₂. Le média solide étant plus poreux, notamment à la surface, celui-ci offre une meilleure pénétration de l'air et accélère la minéralisation du carbone. À l'exception du premier mois, les émissions de CO₂ des fractions liquides et du lisier brut sont quasi identiques. Cependant, la présence de lisier mûr dans la fraction liquide augmente les émissions. Les pertes cumulées de la fraction liquide inoculée sont plus élevées de 58% comparativement à la fraction liquide non-inoculée.

4.2.3. Émissions d'oxyde nitreux (N₂O)

Sur une fosse extérieure, le contact de l'air avec la surface du lisier est suffisant pour que des émissions de N₂O soient observées. Sommer *et al.* (2000) et Berg *et al.* (2006) ont constaté que du N₂O est émis en présence d'une croûte sèche à la surface du lisier. Le N₂O est également un sous-produit de l'oxydation incomplète de l'ammonium (équation 5 (d)) ou d'une dénitrification incomplète (équation 5 (a) (b) (c)) (Oenema *et al.*, 2008).

Équation 6 Principales réactions produisant du N₂O lors de l'entreposage de lisiers



Dans la présente étude, seule la fraction solide a émis du N₂O. Les émissions de ce gaz sont présentées à la Figure 15. Les émissions observées sont inférieures à celles présentées par Hansen *et al.* (2006), mais supérieures à celles observées par Park *et al.* (2006) (i.e. Tableau 13). Les émissions rapportées par Park *et al.* (2006) ont été mesurées sur un lisier brut entreposé dans une fosse dans des conditions estivales. Les différences existant entre un lisier non-traité et une fraction solide expliquent le fait que nos émissions soient supérieures. Les émissions mesurées par Hansen *et al.* (2006) ont été observées sur une fraction solide entreposée en tas. Le fait que les émissions de N₂O observées dans cette étude soient inférieures est explicable

par le fait que le mode d'entreposage de la fraction solide de *LISOX*, n'a pas permis un drainage efficace. Comme abordé pour le méthane, la fraction solide de *LISOX*, contrairement à un entreposage en tas, n'a que très peu séchée en surface et est demeurée humide dans l'ensemble. De ce fait, aucune, ou très peu de cavités sèches ont pu se créer et, par conséquent, permettre la nitrification, qui se produit uniquement dans des conditions aérobies. Cependant, du N_2O a pu être produit à la surface du liquide accumulé dans le fond de la cuve. Le NO_3 produit dans certaines zones aérobies de la cuve (surface), a pu se diffuser vers la phase baignant dans le liquide (anaérobie), où du N_2O s'est formé.

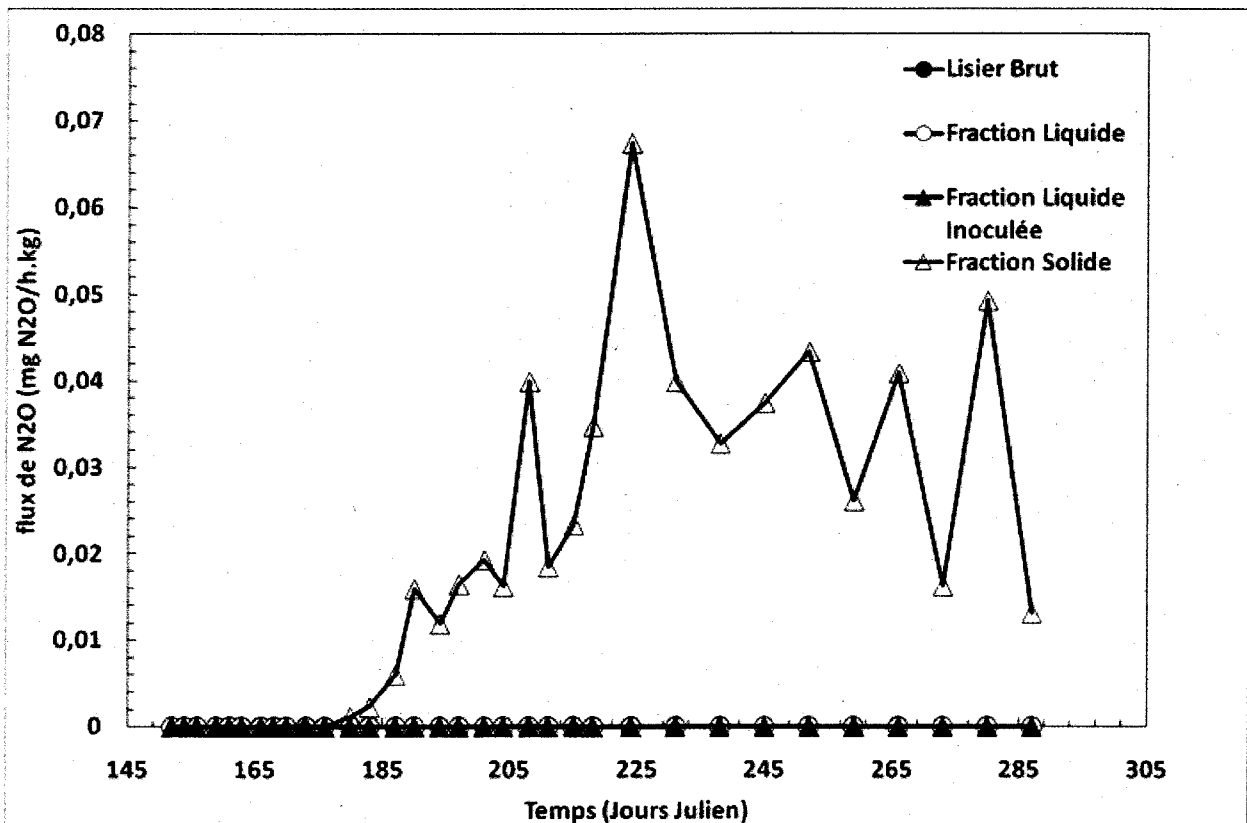


Figure 15 Émissions de N_2O lors des essais

De plus, l'analyse des nitrates révèle de très faibles quantités dans la fraction solide. Du fait qu'il ai fallu un certain temps pour que les liquides s'accumulent vers le bas de la cuve, libérant sans doute assez de volume au-dessus pour créer une zone aérobie permettant la nitrification et la production de NO_3 et l'apparition de N_2O après 20-25 jours d'entreposage (Figure 17). Cette possible nitrification-dénitrification couplée peut expliquer les faibles quantités de NO_3 dans le solide, qui aurait été principalement éliminé par dénitrification et production de N_2O et possiblement de N_2 également. De plus, la baisse du pH observée dans la fraction solide aux alentours du jour 190 peut-être reliée avec la transformation en de l'azote en NO_3 , NO_2 et en N_2O , car les réactions 5a et 5b sont associées avec une production d'ions H^+ . Le N_2O produit par cette voie n'est ici originaire que des premiers centimètres de la fraction. Une autre voie d'émission est également envisageable pour expliquer la production de N_2O dans la fraction solide. Il s'agit de la dénitrification par les nitrificateurs. En effet, Wrage *et al.* (2001) présentent qu'il est possible de produire du N_2O à partir de la dégradation de l'ammoniac dissous en nitrites (équation 6).

Équation 7 Voie possible de dénitrification nitrifiante



Contrairement à une nitrification-dénitrification classique, cette séquence est effectuée par un seul groupe de microorganismes autotrophes, appelés NH_3 -oxydants (Wrage *et al.*, 2001, 2004). De plus, ces transformations sont favorisées à pH faible, ce qui peut être le cas dans la présente

étude (Wrage *et al.*, 2001). En effet, le pH de la fraction solide de LISOX diminue lorsque les émissions de N₂O commencent à être observées. Cette voie reste néanmoins peu connue, mais peut expliquer les émissions de N₂O observées sur la fraction solide et ce, malgré des conditions majoritairement anaérobies au cours de l'entreposage.

4.2.4. Émissions cumulées et bilan des émissions

Compte tenu des faibles émissions mesurées dans notre étude, les émissions seront commentées de façon relative. En considérant les émissions observées sur le lisier brut comme référence, les écarts présentés à la Figure 16 sont obtenus. Ces écarts ont été calculés à partir des cumuls. Pour chaque gaz, l'émission du lisier brut a été assimilée comme étant égale au maximum (100%). Par exemple, pour l'ammoniac, le calcul pour avoir le pourcentage des émissions cumulées pour la fraction liquide de LISOX est le suivant : % des émissions par rapport au lisier brut = (émissions cumulées sur la fraction liquide/émissions cumulées sur le lisier brut)*100 (150% = 50,8 / 76,4 * 100) (Tableau 14).

Tableau 14 Émissions cumulées pour chaque gaz par traitement (mg gaz L⁻¹ de fumier humide)

	N-NH ₃	N-N ₂ O	C-CH ₄	C-CO ₂
Lisier brut	50.8	N.D.	108	1 187
Fraction liquide	76.4	N.D.	27.2	493
F. liquide inoculée	65.7	N.D.	50.2	700
Fraction solide	14.9	28.4	257	2 601

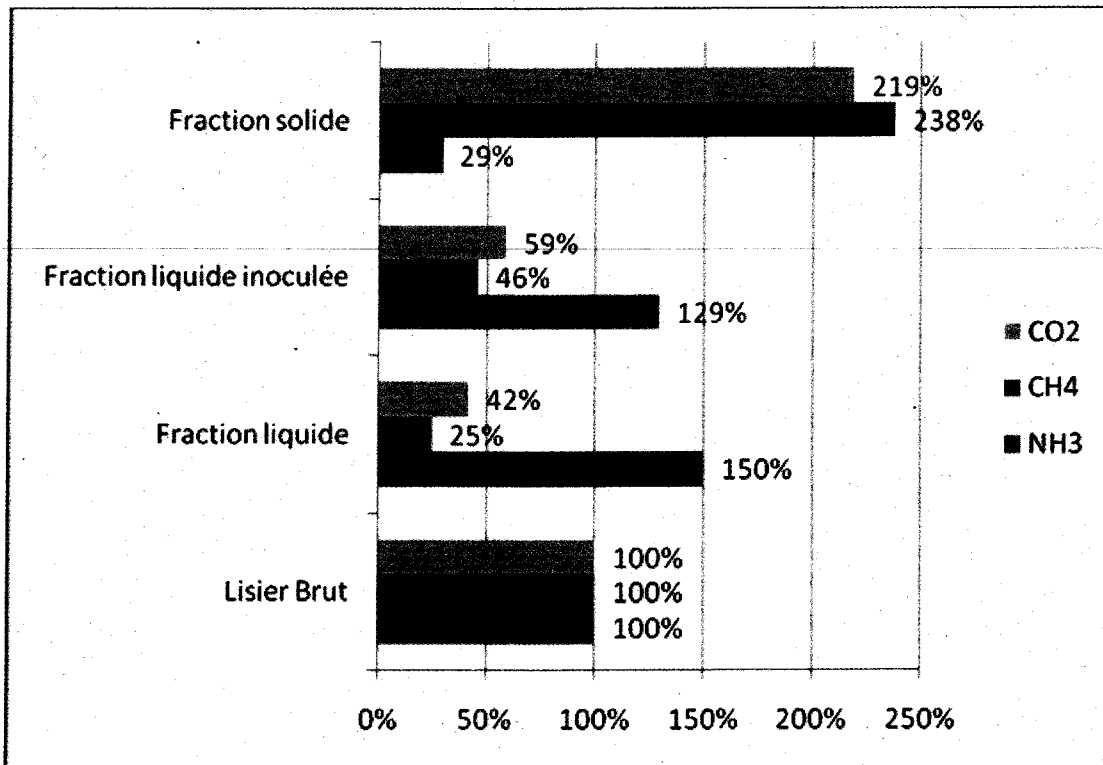


Figure 16 Écarts entre les traitements par rapport au lisier brut (%)

La Figure 16 permet de reprendre les observations faites en commentant les flux de gaz. Il apparaît en effet que les fractions liquides sont les plus grandes sources d'ammoniac. La présence de l'inoculum a permis une réduction des émissions de NH₃ de 21% (150% - 129%) par rapport à la fraction liquide. Cependant, l'inoculum a eu l'effet inverse sur les émissions de méthane et de dioxyde de carbone, avec une augmentation de 21% pour le CH₄ (46% - 25%) et de 17% (59% - 42%) pour le CO₂. Même si sur les cumuls des émissions de CO₂ et de CH₄ sont inférieurs à ceux du lisier non-traité, l'inoculum joue un rôle sur le bilan final. La fraction solide de *LISOX*, quant à elle, émet moins d'ammoniac que le lisier non-traité (-71%; 29% - 100%), mais émet beaucoup plus de méthane (+138%; 238% - 100%) et de dioxyde de carbone (+119%; 219%-100%).

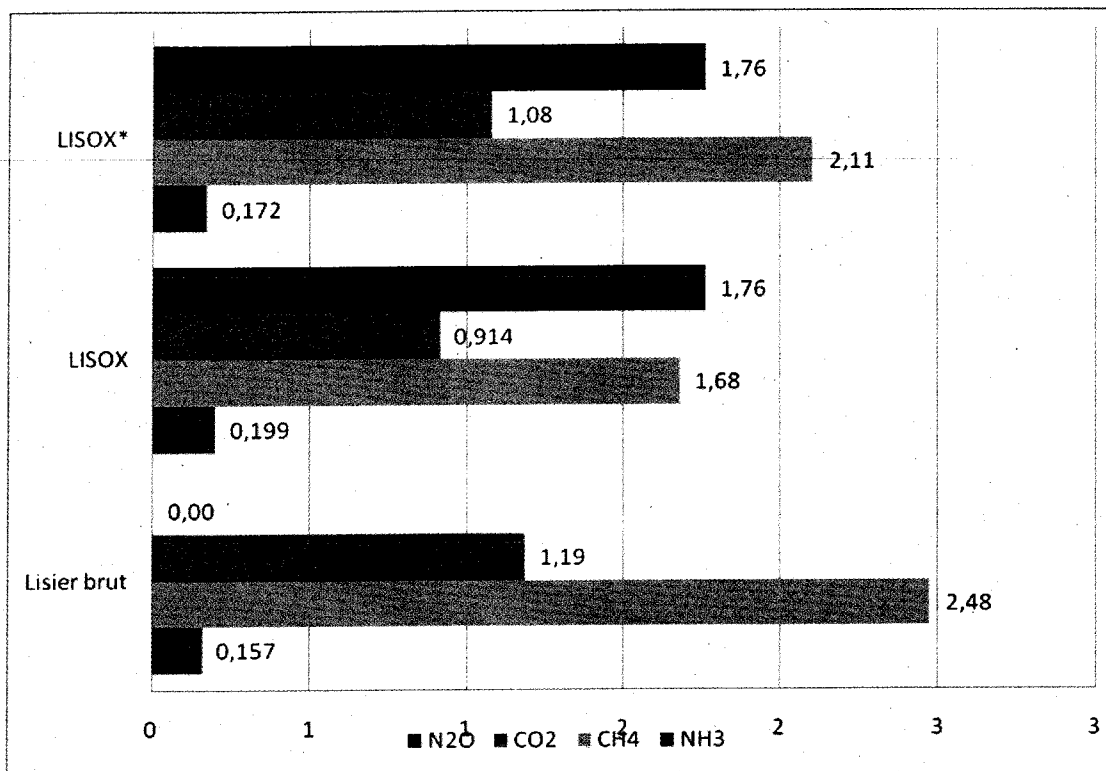


Figure 17 Pertes cumulées corrigées par traitement (kg eq CO₂/t lisier)

La Figure 17 présente les pertes cumulées pour chaque traitement en grammes d'équivalents CO₂ par tonne de lisier. Ces pertes tiennent compte des proportions obtenues après le traitement *LISOX* (80% de liquide et 20% de solide). Le traitement *LISOX** présente les émissions cumulées de la fraction liquide inoculée et de la fraction solide tandis que *LISOX* représente les émissions cumulées de la fraction liquide et de la fraction solide. Si l'on compare les cumuls gaz par gaz, les pertes en ammoniac de *LISOX* et de *LISOX** sont respectivement supérieures de 26% (0,199 kg eq CO₂/t lisier) et 8% (0,172 kg eq CO₂/t lisier) comparativement à un lisier non traité (0,157 kg eq CO₂/t lisier). Pour les émissions de méthane, le traitement

LISOX ainsi que *LISOX** émettent respectivement de 32% (1,68 kg éq CO₂/t lisier) à 15% (2,11 kg éq CO₂/t lisier) de moins de CH₄ que le lisier brut (2,48 kg éq CO₂/t lisier). Il en va de même pour le dioxyde de carbone avec une réduction de 23% pour *LISOX* (0,914 kg éq CO₂/t lisier) et de 9% pour *LISOX** (1,08) par rapport au lisier brut (1,19 kg éq CO₂/t lisier). Pour ce qui est des pertes d'oxyde nitreux, seule la fraction solide de *LISOX* a émis du N₂O. Étant donné le PRP de ce gaz (i.e. 310 fois celui du CO₂), il est normal que même de faibles émissions aient une telle influence sur le bilan final.

Le bilan final peut-être calculé à partir de la Figure 16. Comme le préconise le GIEC, le CO₂ n'entre pas en compte dans le bilan car il est considéré comme étant un gaz produit à partir de la décomposition de la matière organique issue de la photosynthèse et faisant donc partie du cycle interne du carbone de la biosphère. L'ammoniac n'est pas un GES, cependant il est considéré que 1% de l'ammoniac émis, sera transformé en N₂O une fois retombé dans l'écosystème. Le PRP de l'ammoniac est donc fixé à 3,1 (1% du PRP du N₂O). Les pertes cumulées en GES sont donc estimées lors de l'entreposage des sous produits de *LISOX* à 4,56 kg d'équivalents CO₂ par tonnes de lisier et de 5,12 kg d'équivalents CO₂ par tonnes de lisier pour *LISOX**. Comparativement au lisier brut (3,82 kg d'équivalents CO₂ par tonnes de lisier) le traitement *LISOX* présente une augmentation de 19% (34% pour *LISOX**) des émissions; ces émissions étant principalement liés aux émissions de CH₄ et de N₂O mesurées dans la fraction solide.

5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'étude des émissions de GES lors de l'entreposage de sous-produit de lisier de porc fractionnés par la technologie *LISOX* montre que les émissions cumulées pour chacune des fractions sont supérieures à celle d'un lisier non-traité. Cependant, les émissions mesurées dans cette étude apparaissent comme étant inférieures à celles rapportées dans la littérature. Les faibles émissions observées sont attribuables à plusieurs facteurs. Tout d'abord, les conditions d'entreposage des différents traitements ont pu induire une inhibition de certains mécanismes biologiques produisant certains GES, ou encore, limiter les émissions d'ammoniac. En effet, en absence de contraintes physiques, les émissions d'ammoniac, sont moins élevées. Il est dans ce cas imaginable que lors d'un entreposage dans une fosse extérieure, les émissions de NH_3 seraient supérieures à celles mesurées sur la fraction liquide de *LISOX*. D'autre part, lors du stockage en fosse, des apports réguliers de lisier liquide frais maintiendraient le niveau des nutriments et favoriseraient les émissions de CO_2 et de CH_4 sur cette fraction. Ensuite, lors de présente étude, l'entreposage de la fraction solide dans un bac en PVC, n'a pas permis un bon drainage du lisier. Un drain était bien présent sur les unités contenant le solide, mais celui-ci n'a pas permis d'obtenir la même efficacité de drainage des liquides que ce que l'on pourrait retrouver en conditions d'entreposage à la ferme. De plus, la surface en contact avec l'air par rapport au volume entreposé était inférieure à celle d'un tas. Dans les unités utilisées pour cette expérience, la surface au contact de l'air représente seulement le dessus de l'échantillon, alors que pour un tas, l'ensemble des surfaces, excepté celles au contact du plancher, sont au contact de l'air. De ce fait, la fraction solide est restée très humide tout au long de l'entreposage et seulement les premiers centimètres de la fraction ont pu sécher. Ceci a pu

influencer les émissions de N_2O notamment. Dinuccio *et al.* (2008) ont observé des émissions de N_2O supérieures à $200 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ($114 \text{ mg m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ dans notre cas). Il faut dans ce cas s'attendre à de plus fortes émissions d'oxyde nitreux lors d'un entreposage à la ferme. D'autre part, la création d'une plus importante zone sèche nuirait aux émissions de méthane. En effet, Hansen *et al.* (2006) ont noté une forte diminution des émissions de CH_4 après un mois sur un lisier solide séparé après digestion anaérobie entreposé en tas dans des conditions simulées. Cette diminution est attribuable à la création de conditions aérobies jusqu'au centre du tas.

Au vue des constatations précédentes, il est difficile de conclure que les émissions de GES lors de l'entreposage des sous-produits liquide et solide issus de la technologie *LISOX* sont supérieures aux émissions de GES lors de l'entreposage d'un lisier non-traité. Les grandes différences entre un entreposage réel et les conditions opératoires induisent une grande incertitude quand aux émissions mesurées et leur crédibilité. La méthode utilisée dans cette étude pour la mesure des GES et du NH_3 pourrait-être améliorée afin de se rapprocher des conditions réelles d'entreposage à la ferme. Cependant, le bilan dressé par cette étude a permis de mettre en avant certaines observations qui peuvent être utiles à la réduction des GES lors de ce type d'entreposage. En effet, l'impact de la présence d'inoculum sur les émissions de méthane et de dioxyde de carbone issues de la fraction liquide n'est pas négligeable. Il est donc important de procéder à un enlèvement complet du lisier brut qui a pu être stocké auparavant dans la fosse. De plus les projections de certaines émissions dans les conditions réelles d'entreposage, il peut être recommandé de couvrir les tas de solides issus de *LISOX* pour limiter les émissions de N_2O et de CH_4 . Hansen *et al.* (2006) ont observé des réductions de 99% des émissions de N_2O et de 88% pour le CH_4 . Il est donc possible de penser qu'une étude menée dans les conditions réelles

pourrait conclure que les émissions de GES du lisier de porc fractionné par la technologie *LISOX* seraient similaires ou peut-être inférieures à celles d'un lisier brut. Une étude en conditions réelles sur une ferme comparant deux types de gestion du solide serait pertinente pour éclaircir ces points.

BIBLIOGRAPHIE

- Aarnink, A.J.A. et M.J.M. Wagemans (1997) Ammonia volatilization and dust concentration as affected by ventilation systems in houses for fattening pigs. *Trans. ASAE* 40(4): 1161-1170.
- Ancheng, L., Z. Jun et M.N. Pius (2002) *SE—Structures and Environment: Removal of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Pig Manure by Continuous and Intermittent Aeration at Low Redox Potentials. Biosyst. Eng.* 82(2): 209-215.
- APHA (1999). *Standards methods for examination of water and wastewaters, 20th edition.* American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington, DC.
- Arogo, J., P.W. Westerman, A.J. Heber, W.P. Robarge et J.J. Classen (2001) Ammonia in animal production. ASAE Paper 014089, Sacramento, Californie.
- Banton, O., M. Larocque, J.L. Sasseville, J. Lareau, J. Nolet et G. Gagné (1994) *Méthode de détermination des droits de pollution: Formulation des relations doses-réponses: Méthodologie d'évaluation et choix stratégiques dans la gestion des surplus de fumiers et lisiers.* Rapport de recherche No. 374, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, QC, Canada, 71 p.
- Berg, W., R. Brunsch et I. Pazsiczki (2006) Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage. *Agric. Ecosyst. Environment* 112(2-3): 129-134.

Bisaillon, J.G., R. Beaudet, M. Sylvestre, M. Ishaque, A. Morin, E. Di Franco et A.M. Guérin (1984) Aspects microbiologiques du lisier de porc. *Sciences et techniques de l'eau* 17(4): 397-400.

Blais, J.F. (2009) *Assainissement des eaux usées. Cours Eau-454*. INRS-Eau, Terre et Environnement, Université du Québec, Québec, QC, Canada, 645 p.

Blais, J.F., G. Mercier, G. Bélanger, M. Chartier et D. Leblanc. (2007) *Methods and apparatus for treating animal manure*. United States Patent No. 7,156,999 B2.

Bluteau, C.V., D.I. Massé et R. Leduc (2009). Ammonia emission rates from covered concrete manure tanks in eastern Canada. *Trans. ASAE* 52(5): 1733-1739.

Buelna, G., R. Dubé et N. Turgeon (2008) Pig manure treatment by organic bed biofiltration. *Desalination* 231(1-3): 297-304.

Cayer, R. (Fenco Lavalin inc.) (1989) Orientations futures de l'usine expérimentale de traitement aérobie du lisier de porc de St-Elzéar de Beauce. Projet No. 56328, Environnement Québec, Direction de l'Assainissement agricole.

Chadwick, D.R., Sneath, R.W., Phillips, V.R. & Pain, B.F. 1999, "A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock", *Atmospheric Environment*, vol. 33, no. 20, pp. 3345-3354.

Chantigny M.H., Angers D.A., Morvan T., Pomar C., (2004a) Dynamics of pig slurry nitrogen in soil and plant as determined with N-15. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68(2): 637-643.

Chantigny, M.H., Angers, D.A. & Rochette, P. 2002, "Fate of carbon and nitrogen from animal manure and crop residues in wet and cold soils", *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 34, no. 4, pp. 509-517.

Chantigny, M.H., Rochette, P. & Angers, D.A. 2001, "Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: A field experiment", *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 81, no. 2, pp. 131-137.

Chantigny, M.H., Rochette, P., Angers, D.A., Massé, D. & Côté, D. 2004b, "Ammonia Volatilization and Selected Soil Characteristics Following Application of Anaerobically Digested Pig Slurry", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 68, no. 1, pp. 306-312.

Chynoweth, D.P. et P. Pullammanappallil (1996) *Microbiology of solid waste: Anaerobic digestion of solid wastes*. CRC Press, Boca Raton, Floride, États-Unis, 224 p.

Chynoweth, D.P., A.C. Wilkie et J.M. Owens (1999) Anaerobic treatment of piggery slurry: Review. *Asian-Aus. J. Anim. Sci.* 12(4): 607-628.

Clark, O.G., S. Moehn, I. Edeogu, J. Price et J. Leonard (2005) Manipulation of dietary protein and nonstarch polysaccharide to control swine manure emissions. *J. Environ. Qual.* 34: 1461-1466.

Coillard, J. (1990). Le traitement des lisiers de porcs excédentaires. *Courant*, 2 : 40-48.

Conn, K.L., Topp, E. & Lazarovits, G. 2007, "Factors influencing the concentration of volatile fatty acids, ammonia, and other nutrients in stored liquid pig manure", *Journal of environmental quality*, vol. 36, no. 2, pp. 440-447.

- DeSutter, T.M. et J.M. Ham (2005) Lagoon-biogas emissions and carbon balance estimates of a swine production facility. *J. Environ. Qual.* 34(1): 198-206.
- Dinuccio, E., W. Berg et P. Balsari (2008) Gaseous emissions from the storage of untreated slurries and the fractions obtained after mechanical separation. *Atmospheric Environment* 42(10): 2448-2459.
- Donham, K.J. (2000) The concentration of swine production: Effects on swine health, productivity, human health, and the environment. *Veter. Clinics North Am. Food Anim. Prac.* 16(3): 559-597.
- Doucet, R. (1992) *La science agricole*. Éditions Berger, Eastman, QC, Canada, 699 p.
- Drolet, J.Y. et D. Gilbert (2000) *Le Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec: Rapport sectoriel: Porcs*. Union des producteurs agricoles, Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec, Longueuil, QC, Canada, 129 p.
- Dutil, C., J.Y. Drolet, G. Gagné et J.L. Sasseville (1994) *L'évaluation des technologies de gestion du lisier de porcs dans le cadre de l'établissement d'une politique de contrôle de la pollution provenant des production animales: Méthodologie d'évaluation et choix stratégiques dans la gestion des surplus de fumiers et lisiers*. Rapport de recherche No. 374, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, QC, Canada, 79 p.
- Environnement Canada, 2010, Inventaire canadien des gaz à effet de serre pour 2008, 7pages.
- FPPQ (2001) *Évaluation des techniques et technologies. Transfert technologique*. Fédération des producteurs de porcs du Québec, Longueuil, QC, Canada, 46 p.

- Ganbazo G. et F. Babin (2000), Pollution de l'eau et des rivières dans les bassins versants agricoles, *Vecteur environnement* 33(4): 47-57.
- Gangbazo, G., D. Cluis et C. Bernard (1999) Connaissances acquises en pollution diffuse agricole au Québec 1993-1998: Analyse et perspectives. *Vecteur environnement* 22(4): 36-45.
- Gao, Y.C., P.H. Liao et K.V. Lo (1993) Chemical treatment of swine wastewater. *J. Environ. Sci. Health A28(4)*: 795-807.
- Gingras, G., D. Bernier, J.G. Bisailon, G. Gagné, S. Godbout, J. Leclair, A. Marquis, D. Massé, D. Naud, S. Pigeon, P. Vallée et S. Richard (1998) *Plan agroenvironnemental de la production porcine: Rapport du groupe de travail «Transfert technologique»: Évaluation des techniques et technologies alternatives de gestion et de traitement du lisier de porc.* Fédération des producteurs de porcs du Québec, Longueuil, QC, Canada, 38 p.
- Giroux, M., D. Carrier et P. Beaudet (1996) Problématique et méthodes de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol* 9(1): 36-45.
- Hansen, M.N., P. Kai, et H.B. Moller (2006) Effects of anaerobic digestion and separation of pig slurry on odor emission. *Appl. Eng. Agric.* 22: 135-139.
- Hao, X., Chang, C. & Larney, F.J. 2004, "Carbon, Nitrogen Balances and Greenhouse Gas Emission during Cattle Feedlot Manure Composting", *Journal of environmental quality*, vol. 33, no. 1, pp. 37-44.
- Hao, X., Chang, C., Larney, F.J. & Travis, G.R. 2001, "Greenhouse gas emissions during cattle feedlot manure composting", *Journal of environmental quality*, vol. 30, no. 2, pp. 376-386.

- Hill, D.T. et E.W. Tollner (1980) Chemical and physical properties of flushed swine waste after screening. ASAE Paper No. 80-4056, St-Joseph, Michigan, États-Unis.
- Imbeah, M. (1998) Composting piggery waste: a review. *Bioresource Technol.* 63(3): 197-203.
- IPCC (2006) 2006 *IPPC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Eggleston H.S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara et K. Tanabe (Éditeurs), National Greenhouse Gas Inventories Programme, Intergovernmental Panel on Climate Change, Hayama, Ganagawa, Japon.
- IPCC (2007) Climate change 2007: Synthesis report. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Plenary XXVII, 12-17 Novembre 2007, Valencia, Espagne, 73 p.
- Jaulin, L. et Y. Bernard (1993) *Gestion solide/liquide du lisier de porc: Étude sur les séparateurs à lisier: Rapport final*. Centre de recherche industrielle du Québec, Sainte-Foy, QC, Canada, 27 p.
- Jones, D.D., C.C Barker, R. George et R. Smith (1982) *Flushing systems for swine buildings: Pork industry handbook*. University of Kentucky, Lexington, Kentucky, États-Unis, 5 p.
- Jungbluth, T., E. Hartung et G. Brose (2001) Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores, *Nutrient Cycling Agroecosyst.* 60(1/3): 133-145.
- Kaharabata, S.K., P.H. Schuepp et R.L. Desjardins (1998) Methane emissions from above ground open manure slurry tanks, *Global Biogeochem. Cycles* 12: 545-554.
- Lalonde, Girouard, Letendre et Associés (1990) *Analyse de la situation des surplus de lisier de la région de la Yamaska: Rapport final*. Lalonde, Girouard, Letendre et Associés, Montréal, QC, Canada, 110 p.

Lavoie, S., M.C. Nolin et J.L. Sasseville (1994) *Classification des terres agricoles selon leurs aptitudes physiques à recevoir des engrais de ferme à l'aide d'un système expert: Méthodologie d'évaluation et choix stratégiques dans la gestion des surplus de fumiers et lisiers*. Rapport de recherche No. 374, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, QC, Canada, 124 p.

Les Consultants BPR (1994) *Étude des solutions de rechange à la gestion sous forme liquide des déjections de porcs*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec, QC, Canada, 322 p.

Loi sur la qualité de l'environnement, Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement, (L.R.Q., c. Q-2, a. 23, 31, 66 et 124.1), Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs.

Maheux, B., Y. Paquin, B. Marinier, M. Savard et R. Dumas (1996) *Valorisation du lisier de porc et des résidus des scieries de la MRC de la Mitis: Rapport final*. Rapport No. EE-43-780-537-226, UQAR, Rimouski, QC, Canada, 48 p.

Malayer, J.R., P.J. Hansen et W.C. Buhi (1988) Secretion of proteins by cultured bovine oviducts collected from estrus through early diestrus. *J. Experiment. Zool.* 248(3): 345-353.

MAPAQ (1999) *Fumier de ferme: Production*. Rapport Agdex 538, 400.27, Groupe Géagri, Québec, QC, Canada, 6 p.

Massé, D.I. (1995) *Psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in intermittently fed sequencing batch reactors*. Thèse de doctorat, University of Ottawa, Ottawa, ON, Canada, 271 p.

- Massé, D.I. et R.L. Droste (1997) Microbial interaction during the anaerobic treatment of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. *Can. Agric. Eng.* 39(1): 35-41.
- Massé, D.I. et R.L. Droste (2000b) Comprehensive model of anaerobic digestion of swine manure slurry in a sequencing batch reactor. *Water Res.* 34(12): 3087-3106.
- Massé, D.I., D. Lu, L. Masse et R.L. Droste (2000a) Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. *Bioresource Technol.* 75: 205-211.
- Massé, D.I., F. Croteau, N.K. Patni et L. Masse (2003) Methane emissions from above ground open manure slurry tanks, *Can. Biosyst. Eng.* 45(6): 1-6.
- MEDD (2004) *Inventaire Québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2006 et évolution depuis 1990*. Ministère de l'Environnement et Développement Durable du Québec, Site internet du MEDD, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/changements/ges/2007/index.htm>.
- Meunier, N., M. Chartier, G. Mercier et J.F. Blais (2009) Solid/liquid separation of pig manure by biological flotation: Pilot-scale study. *J. Environ. Eng. Div. ASCE* 135(9): 869-875.
- Misselbrook, T.H., Pain, B.F. & Headon, D.M. 1998, "Estimates of ammonia emission from dairy cow collecting yards", *Journal of Agricultural and Engineering Research*, vol. 71, no. 2, pp. 127-135.
- Misselbrook, T.H., S.K.E. Brookman, K.A. Smith, T. Cumby, A.G. Williams et D.F. McCorry (2005) Crusting of stored dairy slurry to abate ammonia emissions: Pilot-scale studies. *J. Environ. Qual.* 34: 411-419.

- Monteny, G. J., A. Bannink, et al. (2006). "Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry." *Agriculture Ecosystems & Environment* **112**(2-3): 163-170.
- Ni, J. (1999) Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: A review. *J. Agric. Eng. Res.* **72**(1): 1-17.
- Nitcheu, G.C. (1997) *Traitement et valorisation du lisier de porc*. Rapport, INRS-Eau, Université du Québec, Sainte-Foy, QC, Canada, 48 p.
- Nozhevnikova, A.N., O.R. Kotsyurbenko et S.N. Parshina (1999) Anaerobic manure treatment under extreme temperature conditions. *Water Sci. Technol.* **40**(1): 215-221.
- Oenema, O., A. Bannink, S.G. Sommer, J.W. Van Groenigen et G.L. Velthof (2008) Gaseous nitrogen emissions from livestock farming systems. Dans : *Nitrogen in the environment (second edition). Sources, problems, and management*. Hatfield J.L. et R.F. Follett (Éditeurs), Elsevier, Maryland Heights, MO, États-Unis, Chap. 12, pp. 395-441.
- Olesen, J.E. et S.G. Sommer (1993) Modeling effects of wind-speed and surface cover on ammonia volatilization from stored pig slurry. *Atmospheric Environment* **27**(16): 2567-2574.
- Ominski, K.H., Boadi, D.A. & Wittenberg, K.M. 2006, "Enteric methane emissions from backgrounded cattle consuming all-forage diets", *Canadian Journal of Animal Science*, vol. **86**, no. 3, pp. 393-400.
- Page, A.L., R.H. Miller et D.R. Keeney (1982) Method of soil analysis part 2: Chemical and microbiological properties. Dans : *Agronomical monography 9. Second edition*, American Society of Agronomy, Madison, WI, États-Unis, pp. 416-418.

Painchaud, J. (1997) *La qualité de l'eau des rivières du Québec: États et tendances*. Rapport No. EN970111, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec, QC, Canada, 57 p.

Park, K., A.G. Thompson, M. Marinier, K. Clark et C. Wagner-Riddle (2006) Greenhouse gas emissions from stored liquid swine manure in a cold climate. *Atmospheric Environment* 40(4): 618-627.

Petersen, S.O., Lind, A.M., Sommer, S.G., 1998. Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* 130, 69-79.

Potvin, D. et Y. Bernard (1995) *Recherche de techniques de compostage adaptées à une gestion optimale des fumiers: Rapport final*. Centre de recherche industrielle du Québec, Sainte-Foy, Québec, QC, Canada, 334 p.

Rochette, P. and Bertrand, N. (2008). "Soil-Surface Gas Emissions.", in Carter, M.R. and Gregorich, E.G. (eds.) - *Soil Sampling and Methods of Analysis*. 2nd Edition, CRC Press Taylor & Francis, Boca Raton, FL, USA, Chapter 65.

Rochette, P. et D. Côté (2000). CH₄ fluxes and soil CH₄ concentration following application of pig slurry for the 19th consecutive year. *Can. J. Soil Sci.* 80(2): 387-390.

Rochette, P., Angers, D.A. & Côté, D. 2000 a, "Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: I. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 64, no. 4, pp. 1389-1395.

- Rochette, P., Angers, D.A., Chantigny, M.H., Bertrand, N. & Côté, D. 2004, "Carbon dioxide and nitrous oxide emissions following fall and spring applications of pig slurry to an agricultural soil", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 68, no. 4, pp. 1410-1420.
- Rochette, P., Chantigny, M.H., Angers, D.A., Bertrand, N. & Côté, D. 2001, "Ammonia volatilization and soil nitrogen dynamics following fall application of pig slurry on canola crop residues", *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 81, no. 4, pp. 515-523.
- Rochette, P., Van Bochove, E., Prévost, D., Angers, D.A., Côté, D. & Bertrand, N. 2000 b, "Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year: II. Nitrous oxide fluxes and mineral nitrogen", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 64, no. 4, pp. 1396-1403.
- Simard, R.R., D. Cluis et G. Gangbazo (1993) Animal unit density and P loads in soils of Beaurivage watershed. *Can. J. Soil Sci.* 73(4): 653.
- Simard, R.R., D. Cluis, G. Gangbazo et S. Beauchemin (1995) Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *J. Environ. Qual.* 24(5): 1010-1017.
- Smith, K.A. and Conen, F. 2004. Measurement of trace gases I: Gas analysis, chamber methods, and related procedures. In K.A. Smith and M.e. Cresser, Eds, *Soil and Environmental Analysis, Modern Instrumental Techniques*, 3rd ed. Marcel Dekker, Inc., New York, pp. 433-476.
- Sommer, S.G. (1997) Ammonia volatilization from farms tanks containing anaerobically digested animal slurry. *Atmospheric Environment* 31, 863-868.

Sommer, S.G. et H.B. Møller (2000) Emission of greenhouse gases during the composting of deep litter from pig production-effect of straw content. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 134, 327-335.

Sommer, S.G., B.T. Christensen, N.E. Nielsen et J.K. Schjørring (1993) Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover. *J. Agric. Sci. (Cambridge)* 121: 63-71.

Sommer, S.G., Petersen, S.O., Sørensen, P., Poulsen, H.D. & Møller, H.B. 2007, "Methane and carbon dioxide emissions and nitrogen turnover during liquid manure storage", *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 78, no. 1, pp. 27-36.

Sommer, S.G., S.O. Petersen et H.B. Møller (2004) Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management, *Nutrient Cycling Agroecosyst.* 69(2): 143-154.

Spoelstra, S.F. (1978) Degradation of tyrosine in anaerobically stored piggery wastes and in pig feces. *Appl. Environ. Microbiol.* 36: 631-638.

Steinfeld H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales et C. de Haan (2006) *Livestock's long shadow, environmental issues and options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italie, 408 p.

Svoboda, I.F. et A. Jones (1999) Waste management for hog farms: Review. *Asian-Aus. J. Anim. Sci.* 12(2): 295-304.

Theobald, O. (1992) *Les traitements du lisier de porc à la ferme: Tome I: Synthèse bibliographique*. Institut Technique du Porc, Paris, France, 50 p.

- Thompson, A.G., Wagner-Riddle, C. & Fleming, R. 2004, "Emissions of N₂O and CH₄ during the composting of liquid swine manure", *Environmental monitoring and assessment*, vol. 91, no. 1-3, pp. 87-104.
- Thorman, R.E., Chadwick, D.R., Harrison, R., Boyles, L.O. & Matthews, R. 2007, "The effect on N₂O emissions of storage conditions and rapid incorporation of pig and cattle farmyard manure into tillage land", *Biosystems Engineering*, vol. 97, no. 4, pp. 501-511.
- VanderZaag, A.C., R.J. Gordon, R.C. Jamieson, D.L. Burton et G.W. Stratton (2010) Effects of winter storage conditions and subsequent agitation on gaseous emissions from liquid dairy manure. *Can. J. Soil Sci.* 90(1): 229-239.
- Voermans, J.A.M. et J.P.L. Kleijn (1988) Separation of pig slurry by sedimentation. Dans: *Storing, handling and spreading of manure and municipal waste*. Research Institute for Pig Husbandry, Uppsala, Suède.
- Wagner-Riddle, C., Park, K.-. & Thurtell, G.W. 2006, "A micrometeorological mass balance approach for greenhouse gas flux measurements from stored animal manure", *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 136, no. 3-4, pp. 175-187.
- Westerman, P.W., J.R. Bicudo et A. Kantardjieff (2000) Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure. *Bioresource Technol.* 74: 181-190.
- Wrage, N., Velthof, G.L., Laanbroek, H.J. & Oenema, O. 2004, "Nitrous oxide production in grassland soils: Assessing the contribution of nitrifier denitrification", *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 36, no. 2, pp. 229-236.

