

**État de référence des émissions
gazeuses et odorantes provenant des
bâtiments porcins québécois**

Rapport final

Rapport présenté à la :
**Fédération des producteurs de
porcs du Québec**



Institut de recherche
et de développement
en agroenvironnement

Projet IRDA # : 200010

Par :

Stéphane Godbout, ing. P.Eng., Ph.D., agr.
Lorie Hamelin, ing. jr
Joahnn H. Palacios, M. Sc
Frédéric Pelletier, ing., M.Sc.
Stéphane P. Lemay, ing. P.Eng.
Francis Pouliot, ing., M.B.A.

Février 2011

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) est une corporation de recherche à but non lucratif, constituée en mars 1998 par quatre membres fondateurs soit le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et le ministère du Développement économique, de l'Innovation et de l'Exportation (MDEIE).



Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités d'acquisition de connaissances, de recherche, de développement et de transfert visant à favoriser le développement durable de l'agriculture.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

Le rapport peut être cité comme suit :

Godbout, S., L. Hamelin, J. H. Palacios, F. Pelletier, S.P. Lemay et F. Pouliot. 2011. État de référence des émissions gazeuses et odorantes provenant des bâtiments porcins québécois. Rapport final. IRDA. 53 pages.

**État de référence des émissions gazeuses et
odorantes provenant des bâtiments porcins
québécois**

Rapport final

Présenté à :

M. Claude Miville, agr, M.Sc.A.
Directeur, Recherche et développement
Fédération des producteurs de porcs du Québec

Préparé par :

Copie originale signée

Stéphane Godbout, ing., P.Eng., Ph.D. et agr.
IRDA

Copie originale signée

Joahnn H. Palacios, bacc. en génie, M.Sc.
IRDA

Copie originale signée

Frédéric Pelletier, ing., M.Sc.
IRDA

Copie originale signée

Lorie Hamelin, ing. jr, M.Sc.
USD

Copie originale signée

Stéphane P. Lemay, ing., P.Eng., Ph.D.
IRDA

Copie originale signée

Francis Pouliot, ing., M.B.A.
CDPQ

Février 2011

Équipe de réalisation du projet :

Répondant : Stéphane Godbout, ing. P.Eng, agr., Ph.D., IRDA
Responsable scientifique : Stéphane Godbout ing. P.Eng, agr., Ph.D., IRDA
Chargés de projet : Lorie Hamelin, ing. jr, M.Sc., IRDA
Joahnn H. Palacios, bacc. en génie, M.Sc., IRDA
Collaborateurs : Frédéric Pelletier, ing., M.Sc., IRDA
Stéphane P. Lemay, ing. P.Eng., Ph.D., IRDA
Francis Pouliot, ing., M.B.A., CDPQ

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Stéphane Godbout
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
2700, rue Einstein
Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 646-1075
Télécopie : 418 644-6855
Courriel : stephane.godbout@irda.qc.ca

Remerciements :

Les auteurs remercient l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) qui a fourni les ressources nécessaires à la réalisation de l'étude. Des remerciements sont aussi adressés à Johanne Nadeau et Yvonne Richard du Centre de développement du porc du Québec inc. (CDPQ), pour leur assistance professionnelle généreusement fournie. Le projet souligne aussi les apports de la docteure Nancy Lease du ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et de M. Raymond Leblanc de la Fédération des producteurs de porcs du Québec (FPPQ). Le financement a également été fourni par la FPPQ.

Résumé

Les principaux intervenants du secteur porcin québécois ont exprimé un besoin de disposer d'outils leur permettant d'évaluer et de comparer les gains obtenus en matière de réduction des gaz et d'odeurs grâce aux différentes innovations implantées dans la production. En accord avec Payraudeau et van der Werf (2005), les bâtiments porcins constituent la source première des émissions et représentent donc l'unité de base à l'échelle de la ferme. Dans ce contexte, le présent projet a consisté à mettre au point une mesure de performance quant à la réduction des émissions issues du bâtiment porcin.

Pour ce faire, une approche inspirée de celle utilisée dans le cadre d'accords internationaux en matière d'environnement, a été proposée. Il s'agit d'établir un état de référence déterminant les émissions de différentes substances produites à une année donnée (2006 dans ce cas). Ainsi, les performances pour les années à venir seront comparées à la situation qui prévalait sur les fermes porcines du Québec en 2006.

Les caractéristiques d'une ferme « typique » québécoise de production porcine ont été d'abord définies pour l'année de référence. Ensuite, une intensive revue de littérature systématique et la création d'une base de données avec les émissions des principales substances produites ont permis de déterminer le scénario des émissions de référence. Cette revue a permis de conclure que les principales substances émises aux bâtiments de production porcine sont l'ammoniac (NH_3), le méthane (CH_4), l'oxyde nitreux (N_2O), le dioxyde de carbone ou gaz carbonique (CO_2), les particules en suspension (PM) et les odeurs.

D'ailleurs, selon les estimations de référence, le CH_4 et le CO_2 sont les substances avec les émissions les plus importantes à la ferme porcine. Ceci a permis d'indiquer que les efforts dans le développement de techniques de réduction des émissions doivent être faits principalement avec ces deux substances.

Table des matières

| | |
|--|------|
| Résumé | v |
| Table des matières | vi |
| Liste des tableaux | viii |
| Liste des figures..... | viii |
| 1. INTRODUCTION..... | 9 |
| 1.1 Contexte..... | 9 |
| 1.2 Particularité des systèmes agricoles | 9 |
| 2. PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS | 11 |
| 2.1 Les différents embûches | 11 |
| 2.2 Unités fonctionnelles et émissions à considérer..... | 11 |
| 2.3 Incertitude et variabilité..... | 12 |
| 2.4 But et objectifs..... | 13 |
| 3. L'UNITÉ FONCTIONNELLE..... | 14 |
| 3.1 Concept de l'unité fonctionnelle..... | 14 |
| 3.2 Répercussion de l'unité fonctionnelle sur les résultats..... | 14 |
| 3.3 Autres considérations | 16 |
| 3.3.1 Considérations en regard au choix de l'orientation du système | 16 |
| 3.3.2 Considération de l'échelle spatiale..... | 17 |
| 3.4 Propositions quant au choix des unités fonctionnelles..... | 17 |
| 4. PHÉNOMÈNES D'ÉMISSION DES SUBSTANCES CIBLÉES..... | 19 |
| 4.1 L'ammoniac (NH ₃)..... | 19 |
| 4.2 Le gaz carbonique (CO ₂) | 21 |
| 4.3 Le méthane (CH ₄)..... | 21 |
| 4.4 Le protoxyde d'azote (N ₂ O) | 22 |
| 4.5 Le sulfure d'hydrogène (H ₂ S)..... | 23 |
| 4.6 Les odeurs..... | 23 |
| 4.7 Les particules en suspension..... | 24 |
| 5. INVENTAIRE DES ÉMISSIONS CIBLÉES | 25 |
| 5.1 Vue d'ensemble | 25 |
| 5.2 Les étapes réalisées lors de l'inventaire | 25 |
| 5.2.1 Étape 1 | 25 |
| 5.2.2 Étape 2 | 25 |
| 5.2.3 Étape 3 | 26 |
| 5.2.4 Étape 4..... | 26 |
| 5.3 Inventaire des émissions répertoriées systématiquement dans la littérature | 27 |
| 5.4 Discussion relative aux résultats issus de la littérature..... | 31 |

| | |
|--|----|
| 6. LA FERME TYPE..... | 32 |
| 6.1 Établissement..... | 32 |
| 6.2 La ferme type 2006..... | 34 |
| 6.3 Les émissions pour la ferme « type » québécoise (année de référence 2006)..... | 35 |
| 6.4 Discussions..... | 37 |
| 7. CONCLUSIONS..... | 38 |
| 8. RÉFÉRENCES..... | 41 |
| ANNEXE A..... | 47 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Unités de mesure retrouvées dans la littérature pour exprimer les valeurs des émissions gazeuses et odorantes au bâtiment porcin | 12 |
| Tableau 2. Exemple d'unités fonctionnelles utilisées pour différents types d'ACV | 15 |
| Tableau 3. Échelles généralement associées aux différentes catégories d'impact considérées dans les analyses du cycle de vie (adapté de Ménard et Margni, 2005). | 17 |
| Tableau 4 : Résultats de l'inventaire d'émissions à la porcherie pour le stade de maternité | 28 |
| Tableau 5 : Résultats de l'inventaire d'émissions à la porcherie pour le stade de pouponnière | 29 |
| Tableau 6 : Résultats de l'inventaire d'émissions à la porcherie pour le stade de croissance – finition | 30 |
| Tableau 7 : Résumée des paramètres de la ferme type d'élevage porcin au Québec pour l'année de référence : 2006 | 36 |
| Tableau 8 : Scénario de référence des émissions annuelles d'une ferme type calculées à partir des valeurs moyenne de toutes les régions de l'inventaire d'émissions | 37 |
| | |
| Tableau A1. Résumé des émissions inventoriées transformées pour le stade pouponnière | 47 |
| Tableau A2. Résumé des émissions inventoriées transformées pour le stade de maternité | 48 |
| Tableau A3. Résumé des émissions inventoriées transformées pour le stade croissance - finition | 49 |
| Tableau A4. Liste de références correspondantes au résumé des émissions inventoriées transformées | 52 |

Liste des figures

| | |
|--|----|
| Figure 1. Devenir de l'azote ingéré par les porcs en croissance-finition et incidence sur les émissions de NH ₃ (adaptée d'Aarnink, 1997) | 21 |
| Figure 2. Les principaux maillons de la production porcine (adaptée de MAPAQ, 2008) | 34 |
| Figure 3. Détail des maillons « production d'intrants » et « production de porcs » de la production porcine de type naisseur-finisserie | 33 |

1. INTRODUCTION

1.1 Contexte

Depuis les dernières années, le secteur porcin québécois, affiche un vent de dynamisme palpable en matière d'innovation face aux problématiques environnementales de la production. La recherche et les innovations technologiques de cette production n'ont pas cessé de foisonner afin de pallier les difficultés actuelles et d'assurer l'avant-gardisme du secteur quant aux défis à venir.

Dans ce contexte, l'IRDA, à travers de son plan stratégique 2006-2010 (IRDA, 2006) et les principaux intervenants du secteur porcin québécois, ont exprimé un besoin de disposer d'outils leur permettant d'évaluer et de quantifier les gains obtenus en matière de réduction des gaz et des odeurs grâce aux différentes innovations implantées dans la production.

L'approche utilisée pour établir la mesure de performance est similaire à celle choisie dans le cadre des accords internationaux en matière d'environnement, en ce sens les gains ou pertes obtenus sur une période donnée seront comparés par rapport à une période de référence. Pour ce faire, il a été proposé d'établir une mesure de performance qui prendrait comme état de référence l'année du début du plan stratégique de l'IRDA, soit l'année 2006. Ainsi, les performances en matière de réduction des émissions pour la fin de la période du plan stratégique (2010) et pour les années à venir seront comparées à la situation qui prévalait sur les fermes porcines du Québec en 2006.

Le présent projet limite l'état de référence qui sera dressé aux frontières du bâtiment porcin. En effet, le bâtiment constitue la source première des émissions dues à la production de porcs et représente donc l'unité de base de l'action d'une ferme (Payraudeau et van der Werf, 2005).

1.2 Particularité des systèmes agricoles

Les impacts environnementaux associés à la production agricole sont l'expression de phénomènes complexes où plusieurs facteurs (climat, pratiques de gestion du producteur, situation géographique, etc.) interagissent entre eux, ce qui rend difficiles la mesure et la quantification. Halberg et al. (2005) rapportent par ailleurs que la relation entre les activités agricoles et leurs impacts environnementaux n'est pas simple et il n'est généralement pas possible de mesurer directement l'impact environnemental causé par une ferme puisque la majorité des émissions sont diffuses.

Van der Werf et al. (2007) expliquent la particularité des systèmes de production agricole en soulignant qu'autrefois, les fermes n'avaient qu'une fonction principale, soit la production de nourriture et de fibres pour le marché. Or, aujourd'hui, elles ont une seconde fonction, qui est la production de biens non destinés au marché (des services

environnementaux par exemple) (van der Werf et al., 2007; Basset-Mens, 2005). Le rapport rédigé dans le cadre de la Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire du Québec (CAAAQ) (CAAAQ, 2008) abonde par ailleurs en ce sens, en mentionnant que l'agriculture de l'avenir devra être multifonctionnelle et aller au-delà de son rôle nourricier. Toujours selon le rapport de la CAAAQ (CAAAQ, 2008), au Québec, l'agriculture joue quatre rôles : (i) elle contribue à l'alimentation de la population québécoise; (ii) elle représente une activité économique et un mode de vie; (iii) elle constitue un secteur créateur de richesse et d'emplois, et; (iv) elle contribue à l'occupation dynamique du territoire. Le rapport insiste toutefois sur le fait que la finalité première de l'agriculture québécoise est de contribuer de manière significative à nourrir la population du Québec (CAAAQ, 2008).

2. PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS

2.1 Les différentes embûches

Les principales embûches pouvant être anticipées quant à la mise au point de l'état de référence de la production porcine en matière de gaz et d'odeurs au bâtiment sont au nombre de quatre :

- Il n'y a pas de consensus dans l'utilisation d'une unité de mesure fonctionnelle;
- Les émissions mesurées et les conditions spécifiques de l'élevage (débit de ventilation, température, densité animale, etc.) prévalant lors des différents travaux de recherche ne sont pas uniformes, voire même non mentionnées;
- La grande variabilité dans la valeur des différentes émissions;
- L'incertitude reliée aux valeurs de la littérature est souvent inconnue.

2.2 Unités fonctionnelles et émissions à considérer

À ce jour, plusieurs publications ont pu être recensées, tant dans la littérature scientifique québécoise qu'étrangère, au niveau des émissions gazeuses et odorantes émanant des bâtiments porcins. Or, les valeurs retrouvées dans la littérature ne sont pas du même ordre de grandeur, sont exprimées sous une panoplie d'unités de mesure et les conditions spécifiques (type de ventilation, alimentation, etc.) de l'élevage ne sont que très peu souvent indiquées. Afin de comparer ces valeurs, ou de les utiliser pour calculer des moyennes, plusieurs hypothèses doivent être considérées pour effectuer les conversions sous une unité commune.

Le tableau 1 présente un exemple des différentes unités de mesure retrouvées dans la littérature pour exprimer les émissions des composés gazeux et odorants au bâtiment porcin. Ce même tableau illustre qu'il n'y a pas de consensus dans la communauté scientifique relativement au type de composés à considérer ou à mesurer.

Basset Mens (2005) rapporte que l'un des principaux problèmes méthodologiques lié aux analyses d'un système de production agricole est le choix de l'unité fonctionnelle. Ainsi, l'auteur rapporte que l'incertitude reliée à ce choix reflète une variabilité du monde réel : celle liée aux systèmes de valeurs ayant cours à une époque donnée et en un lieu donné. Selon l'auteur, le choix de l'unité fonctionnelle (de mesure), doit être fait en fonction du contexte et des priorités de la société.

Tableau 1. Unités de mesure retrouvées dans la littérature pour exprimer les valeurs des émissions gazeuses et odorantes au bâtiment porcin.

| Auteur | Composé mesuré | Unités de mesure ^[1] | Stade de production |
|--------------------------------------|---|---|--|
| Basset-Mens (2005) ^[2] | NH ₃ , N ₂ O | kg porc ⁻¹ | Pouponnière et engraissement |
| Chadwick et al. (1999) | N ₂ O | g ua ⁻¹ j ⁻¹ | Engraissement |
| Ni et al. (2000) | NH ₃ , CO ₂ | mg m ⁻³ | Engraissement |
| Bos et al. (2003) | NH ₃ | kg truie ⁻¹ an ⁻¹ | Maternité |
| Timmerman et al. (2003) | | | |
| Hayes et al. (2006) | Odeurs | ou _E m ⁻³ | Naisseur-finiisseur |
| Dong et al. (2007) | CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O | g ua ⁻¹ j ⁻¹ | Gestation, mise bas , pouponnière et croissance-finition |
| Van der Peet-Schwering et al. (1999) | NH ₃ | kg place-porc ⁻¹ | Gestation, mise bas et croissance-finition |
| Hobbs et al. (1998) | CO ₂ , CH ₄ , H ₂ S, NH ₃ , phénols, 4-methyl-phenol, 4-ethyl-phenol, indole | mg m ⁻² min ⁻¹ | Croissance et finition |
| | Odeurs | ou m ⁻³ min ⁻¹ | |

^[1] ua : Unité animale (500 kg de masse vivante); ou : unité d'odeurs; ou_E : unité d'odeurs européenne

^[2] Dans le cadre d'une analyse du cycle de vie, une approche par modélisation a été effectuée à la place de mesures directes.

2.3 Incertitude et variabilité

Basset-Mens (2005) a mis en lumière que les données disponibles sur les systèmes agricoles sont entachées d'une importante déficience concernant la question de l'incertitude, expliquée par le manque de références sur la diversité des systèmes existants, de leurs flux vers l'environnement et de l'incertitude de chaque flux, mais aussi en lien avec la complexité des interactions entre les différentes variables clés à l'échelle d'une exploitation. Lorsqu'une valeur de référence est disponible pour les systèmes étudiés, leurs paramètres statistiques (moyenne, écart-type, variance) et leur distribution probabiliste ne sont en général pas disponibles. L'auteure souligne également que les relations mathématiques d'interactions entre ces variables sont rarement disponibles. Dans ce contexte, la mise en œuvre des méthodes statistiques classiques ou probabilistes, telles que les simulations de Monte-Carlo¹, apparaît très délicate et compromise dans l'état actuel de la connaissance des systèmes de production agricole et de leurs flux vers l'environnement.

Dans leur analyse du cycle de vie de trois scénarios de production porcine, Basset-Mens et van der Werf (2005) ont identifié deux secteurs d'activités de la production où

¹ Les méthodes de simulation Monte-Carlo sont des méthodes d'approximation, même s'il s'agit d'approximations au sens statistique du terme. Les méthodes de ce type se caractérisent par l'utilisation du hasard pour résoudre des problèmes centrés sur un calcul (Rubino et Tuffin, 2007).

les incertitudes sur les données d'émissions apparaissent considérables. Parmi ceux-ci, figurent entre autres les émissions de NH_3 et de N_2O en provenance des bâtiments. Basset-Mens (2005) explique que cela est dû à la variabilité climatique et aux différentes pratiques d'élevage des producteurs.

Payraudeau et van der Werf (2005) mentionnent que les incertitudes sur le résultat global d'une évaluation des impacts environnementaux dépendent à la fois des intrants dans le système et des modèles utilisés. Dans le cas de données provenant d'expérimentations, l'incertitude est fonction de la variabilité spatiale et temporelle des variables considérées, du protocole analytique et des erreurs de mesure (Dubus et al., 2003).

2.4 But et objectifs

Le but de ce projet consiste donc à établir l'état de référence des odeurs et des gaz (NH_3 , CO_2 , N_2O , CH_4 et H_2S) émis par les bâtiments porcins. Les objectifs spécifiques du projet sont :

- Déterminer la ou les unités fonctionnelles (de mesure) applicables au modèle québécois et permettant une mesure de performance des techniques de mitigation;
- Déterminer les émissions de gaz et d'odeurs provenant des bâtiments de croissance-finition, de maternité-gestation et de pouponnières;
- Déterminer les émissions de gaz et d'odeurs pour un site naisseur-finisserieur;
- Établir, dans la mesure du possible, un consensus sur le taux d'émissions de référence avec les différents intervenants de la filière.

Le rapport est donc construit de façon à répondre aux objectifs tout en tenant compte des différentes problématiques soulevées.

3. L'UNITÉ FONCTIONNELLE

3.1 Concept de l'unité fonctionnelle

Comme mentionné précédemment, l'un des outils au niveau international (PNUE, 2004) pour réaliser des bilans globaux est l'analyse du cycle de vie (ACV). L'ACV est une méthode orientée sur les produits. En ce sens, elle propose de définir une unité fonctionnelle qui permettra d'exprimer l'utilisation des ressources et les émissions produites par unité de produit (par exemple, émission de GES par kilogramme de porc produit). Les normes ISO 14040 et 14044 (ISO, 2006a; ISO, 2006b) définissent l'unité fonctionnelle comme étant la mesure de la performance des sortants fonctionnels du système de produits. Le tableau 2 présente les unités fonctionnelles des différentes ACV appliquées à la production agricole et à d'autres types de production recensés dans la littérature.

3.2 Répercussion de l'unité fonctionnelle sur les résultats

Van der Werf et al. (2007) expliquent que la majorité des analyses environnementales impliquent la définition de certains indicateurs et la délimitation des frontières du système analysé. Toujours selon ces mêmes auteurs, bien que la façon dont ces éléments sont définis ait un impact énorme sur les résultats de l'analyse, elle n'est que rarement discutée ou justifiée. L'une des principales conclusions de l'étude menée par ces auteurs est que le résultat des analyses de l'évaluation environnementale dépend en grande partie de la méthode d'analyse utilisée.

Basset-Mens et al. (2007) ont effectué une ACV pour trois différents systèmes de production porcine et ils ont rapporté leurs résultats d'émissions à la fois en kilogramme de porc produit et en hectare de terre utilisée. En général, le système correspondant au modèle traditionnel de production présentait les émissions les plus faibles lorsque celles-ci étaient exprimées par kilogramme de porc produit, alors que ce même système présentait les émissions les plus élevées lorsque celles-ci étaient exprimées par hectare de terre utilisée. Van der Werf et al. (2007) ont comparé ces mêmes systèmes, mais avec quatre méthodes d'analyse environnementale différentes permettant d'exprimer les résultats à la fois en unités de surface utilisées et en unités de produit. Il est intéressant de constater que lorsque les résultats sont exprimés en unité de surface utilisée, les quatre méthodes aboutissent au même résultat final quant au classement environnemental des trois scénarios comparés. Résultats qui sont d'ailleurs, les mêmes que ceux obtenus par Basset-Mens et al. (2007). Toutefois, lorsqu'exprimées en unité de produit, deux méthodes donnent le même résultat (meilleur classement pour le système le plus intensif, mauvais classement pour le système le moins intensif), une autre ne permet pas aux scénarios de se distinguer entre eux, et la dernière méthode donne des résultats complètement différents de ceux anticipés (meilleur classement pour le système le moins intensif, moins bon classement pour le système intermédiaire).

Tableau 2. Exemple d'unités fonctionnelles utilisées pour différents types d'ACV.

| Auteur | Type d'ACV | Unité fonctionnelle | Détails |
|---------------------------------------|--|--|----------------|
| A. Production de type agricole | | | |
| Basset-Mens (2005) | Comparaison de trois systèmes de production porcine de type sevrage vente (<i>wean-to-finish</i>) | Émissions occasionnées par 1000 kg de porc produit et émissions occasionnées par ha de terre utilisée | France |
| Eriksson et al. (2005) | Comparaison de l'effet de trois diètes pour des porcs en croissance-finition | Émissions produites par kg de gain de poids | Suède |
| Sandars et al. (2003) | Comparaison de différentes techniques de gestion des lisiers, porcs à l'engraissement | 1000 kg de poids porc mort | Royaume-Uni |
| Cedeberg et Mattsson (2000) | Comparer la production de lait biologique à la production laitière traditionnelle | 1000 kg de lait corrigé en fonction de la teneur en énergie (<i>energy corrected milk</i>) | Suède |
| Casey et Holden (2005) | Comparaison de la production laitière (vaches), de la production de bovins de boucherie et de la production de moutons | Production laitière : production de 1 kg de lait corrigé en fonction de la teneur en énergie sur une période d'un an Bovins et moutons : production de 1 kg de poids vivant sur un an | Irlande |
| Haas et al. (2000) | Comparaison des unités fonctionnelles utilisées pour l'ACV en production laitière | Quatre unités analysées : • Ferme (unité absolue) • Surface (ha) • Bétail (u.a. ^[1]) • Produit | Allemagne |
| B. Autres types de production | | | |
| ISO (2000) | Comparaison de deux types de peinture | Coloration de 20 m ² d'un mur de type X avec une opacité de 98 % et une durabilité de 5 ans | Exemple fictif |
| ISO (2000) | Comparaison d'un sécheur à main électrique aux serviettes en papier | 1000 paires de mains séchées | Exemple fictif |

^[1] u.a = unité animale (*Livestock Unit*), dans ce cas-ci, cela correspond à 500 kg de poids vivant de bovins.

Lorsque la principale fonction du système analysé consiste à créer un produit donné, il peut apparaître intéressant, pour certains décideurs, d'exprimer les impacts environnementaux en fonction de la quantité de produits créés sur un temps donné. Cette approche est particulièrement utilisée lors de l'application de l'ACV, puisque cette méthode propose de définir une unité fonctionnelle qui permettra d'exprimer l'utilisation des ressources et les émissions produites par unité de produit (par exemple, émission de gaz à effet de serre par kilogramme de porc produit).

Plusieurs auteurs ont jugé plus approprié d'exprimer les impacts environnementaux en fonction de la surface utilisée lors de la production d'un bien ou d'un service donné. En général, cela comprend toute la surface de terre utilisée tant pour les activités d'élevage que pour les cultures. De Koeijer et al. (2002) mentionnent qu'il est préférable d'exprimer les impacts par unité de surface afin de prendre en considération la capacité limite de l'environnement.

Finalement, la période sur laquelle les émissions sont considérées doit être suffisamment longue pour couvrir le cycle complet des pratiques à la ferme, de sorte qu'une période d'une année est en général utilisée (Payraudeau et van der Werf, 2005). Ces mêmes auteurs mentionnent que la durée choisie doit considérer le devenir des polluants sur une période suffisamment longue pour être représentative.

3.3 Autres considérations

3.3.1 Considérations en regard du choix de l'orientation du système

Olsthoorn et al. (2001) rapportent que le fait d'exprimer des impacts environnementaux en fonction de la production combine un critère environnemental à un critère de production, et consiste davantage en une mesure d'efficacité qu'une mesure de performance environnementale. Tamminga (2003) mentionne que le fait de ne baser une étude que sur le ratio « impact/unité de production » pourrait faire en sorte de favoriser les systèmes de type « beaucoup d'intrants-beaucoup d'extrants » ce qui, lorsque concentré dans une même région, peut entraîner de lourds impacts environnementaux.

Quant à Van der Werf et al. (2007), ils expliquent que le fait de baser les analyses sur la seule base « impact/unité de surface » pourrait amener à favoriser les systèmes de type « peu d'intrants-peu de produits ». Ce type de système pourrait réduire les impacts au niveau régional mais les productions agricoles demanderont des espaces plus grands, engendrant ainsi d'autres impacts qui n'auraient pas l'effet escompté.

Halberg et al. (2005) résument le problème en mentionnant que le choix entre une analyse orientée sur les produits ou sur la surface occupée en est un politique. Ce choix aura des implications à savoir quelles problématiques environnementales seront priorisées, locales ou globales, et quelles fonctions du système de production devraient être mises en valeur.

3.3.2 Considération de l'échelle spatiale

Hermann et al. (2007) soulignent que les impacts environnementaux auront une importance différente dépendamment de l'échelle géographique qui est étudiée. Les auteurs distinguent donc trois principales échelles, à savoir l'échelle locale, régionale et globale.

Si, en analyse du cycle de vie, chaque impact est associé à une échelle, tel que présenté au tableau 3, la littérature ne fournit pas de définition fixe pour ces trois types d'échelles, de sorte qu'elles peuvent être définies selon le système étudié. Gaillard et al. (1997) mentionnent que les impacts locaux, régionaux et globaux sont considérés selon la distance entre la source de l'émission et l'endroit affecté par chaque type d'impact. Selon ce concept, l'odeur et le bruit seraient des impacts locaux puisqu'ils sont perceptibles à quelques kilomètres de la source seulement. L'eutrophisation et l'acidification seraient à la fois des impacts locaux et régionaux puisqu'ils peuvent affecter tant l'environnement immédiat que l'environnement situé à plusieurs centaines de kilomètres de la source des émissions (Payraudeau et van der Werf, 2005). Les changements climatiques et l'utilisation de sources d'énergie non renouvelable constitueraient quant à eux des impacts globaux.

Tableau 3. Échelles généralement associées aux différentes catégories d'impact considérées dans les analyses du cycle de vie (adapté de Ménard et Margni, 2005).

| Échelle globale | Échelle régionale | Échelle locale |
|--------------------------------------|-------------------|---------------------------------|
| Changement climatique | Acidification | Écotoxicité |
| Appauvrissement de la couche d'ozone | Eutrophisation | Toxicité humaine |
| Épuisement des ressources abiotiques | | Odeurs et bruits ^[a] |
| Épuisement des ressources biotiques | | |
| Utilisation des terres | | |

^[a] D'après Payraudeau et van der Werf (2005)

3.4 Propositions quant au choix des unités fonctionnelles et des contaminants

Le choix des unités servant à exprimer les impacts environnementaux d'un système de production dans une optique d'évaluation des performances environnementales est donc complexe et nécessite une réflexion approfondie.

Dans le cadre du présent projet, l'objectif est d'obtenir une mesure de performance environnementale au niveau des émissions de gaz et d'odeurs au bâtiment porcin. Pour ce faire, certaines options, comme celle d'exprimer les émissions à la fois en hectare de terre utilisée et en kilogramme de porc produit, ont été suggérées dans la littérature. Or, cette option implique une charge de travail non négligeable qui pourrait décourager les principaux acteurs de la production d'appliquer une telle mesure de performance. Cela implique aussi un lot de paramètres qui varient énormément d'une ferme à l'autre, rendant difficile la comparaison entre les différents résultats.

Une approche propre au contexte porcin et basée sur une approche transparente serait souhaitable. Il est donc proposé d'exprimer les contaminants en absolu considérant une période assez longue, soit en kg de contaminant émis par année. De plus, il serait primordial de compiler les conditions d'élevage pour chaque gaz ciblé (par exemple, le nombre de porcs, la grandeur du bâtiment, le type de ventilation, la surface de plancher latté, etc.).

Il convient de rappeler que les émissions sont d'abord et avant tout reliées à la composition des déjections. Par conséquent, les principaux gaz à compiler sont le CH₄, le N₂O, le CO₂ le H₂S et le NH₃.

Finalement, compte tenu du contexte actuel, les émissions d'odeurs et de poussières devraient être incorporées aux paramètres de recherche des valeurs dans la littérature. Dans le cas spécifique des émissions d'odeurs, puisqu'il n'est pas possible de les additionner entre les stades de production, il est suggéré de les exprimer en UOE/s par stade de production.

4. PHÉNOMÈNES D'ÉMISSION DES SUBSTANCES CIBLÉES

4.1 L'ammoniac (NH₃)

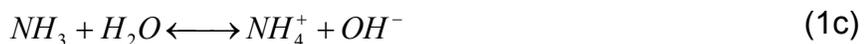
Au niveau mondial, plus des deux tiers des émissions d'ammoniac sont causées par l'élevage de bétail (Steinfeld et al., 2006). L'ammoniac (NH₃) est émis dans l'air suite à la décomposition des déjections des animaux qui séjournent un certain temps dans le bâtiment (Marquis et Marshall, 1998). Produit en conditions aérobies et anaérobies lors de la décomposition des protéines en acides aminés, l'ammoniac résulte principalement de la dégradation de l'urée présente dans l'urine (Degré et al., 2001).

Dans ce dernier cas, les émissions se produisent selon trois phases : production, volatilisation et émission. La phase de production débute lorsque les surplus d'azote ingéré par les animaux sont excrétés sous forme d'urée (CO(NH₂)₂) dans l'urine de ces derniers. Les réactions produisant l'ammoniac débutent lorsque l'urée de l'urine entre en contact avec les fèces. Ainsi, les réactions s'activent sous l'effet catalytique de l'enzyme uréase, laquelle est présente dans les fèces (Braam et Swierstra, 1999). Ces réactions, présentées aux équations 1a et 1b, conduisent aussi à la formation d'acide carbonique (H₂CO₃) et se déroulent en milieux aqueux (Mobley et Hausinger, 1989).



Les réactions 1a et 1b mettent en évidence qu'une mole d'urée a le potentiel de dégager deux moles d'ammoniac. Or, le taux de conversion de l'urée en ammoniac n'est pas toujours de 100 %. Le taux de conversion maximal de l'urée en ammoniac est par ailleurs désigné sous le terme activité de l'uréase.

Comme l'ammoniac est une base faible, elle ne s'associera que partiellement avec l'eau pour former de l'ammonium (NH₄⁺), tel que présenté à l'équation 1c. Il est à noter que cette réaction, tant dans un sens que dans l'autre, doit obligatoirement se produire en milieu aqueux. L'ammoniac et l'ammonium vont donc coexister dans la solution. Cet équilibre dépend fortement du pH. Quant à l'acide carbonique, il va se dissocier, tel que présenté aux équations 1d et 1e (Mobley et Hausinger, 1989).



La phase de volatilisation consiste en la libération de l'ammoniac de la frontière liquide à la frontière gazeuse. Elle se réalise selon un gradient de concentration; de la plus forte vers la plus faible (Portejoie et al., 2002). L'ammoniac de la couche liquide est donc volatilisé en NH_3 gazeux dans l'air du bâtiment (Braam et Swierstra, 1999). Le taux de volatilisation de l'ammoniac dépend ainsi des concentrations de NH_3 déjà présentes dans l'air et dans les surfaces liquides, mais il dépend également du coefficient de transfert de masse convectif (Cortus, 2006). Ce dernier est fonction de la température et de la vitesse de l'air dans les bâtiments et la littérature rapporte que sa valeur se situe généralement entre $1,30 \times 10^{-6}$ à $11,7 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ (Ni, 1999).

La majorité des pertes d'azote sous forme d'ammoniac se produisent au bâtiment, puisqu'il constitue le lieu source où les déjections sont produites (EPA, 2005). L'émission de l'ammoniac débute lorsque l'air intérieur, et donc le NH_3 volatilisé qu'il contient, est échangé par le système de ventilation et remplacé par de l'air frais (Braam et Swierstra, 1999). Le taux d'émissions d'ammoniac provenant des bâtiments, des structures d'entreposage et de l'épandage est favorisé lorsque les déjections animales :

- contiennent de l'azote provenant des aliments non digérés;
- ont un pH élevé;
- ne sont pas séparées en fonction des phases liquides et des phases solides;
- bénéficient de larges surfaces d'émissions;
- ont une température élevée.

Et lorsque :

- le mouvement de l'air est important à la surface des déjections;
- la surface de contact entre l'air et les déjections est importante.

Le pH des déjections intervient aussi dans la volatilité de l'ammoniac. En effet, un lisier plus acide perdra moins d'ammoniac (Rochette, 2008). Le pH des déjections de lisier gérées sous forme solide peut se situer entre 7,5 à 8,5, ce qui résulte en une volatilisation rapide de l'ammoniac (EPA, 2005). Selon ces mêmes auteurs, les déjections gérées sous forme de lisier tendent à avoir des pH plus faibles.

Pour les porcs en engraissement (sur plancher complètement latté), Poulsen et al. (2001) proposent que les émissions d'ammoniac en provenance du lisier entreposé au bâtiment correspondent à 16 % de l'azote dans les déjections fraîches (ammoniac exprimé en $\text{NH}_3\text{-N}$). Aarnink (1997) détaille le devenir de l'azote et l'incidence sur les émissions de NH_3 suite à l'ingestion de la moulée, pour les porcs en croissance-finition, tel que présenté à la figure 1.

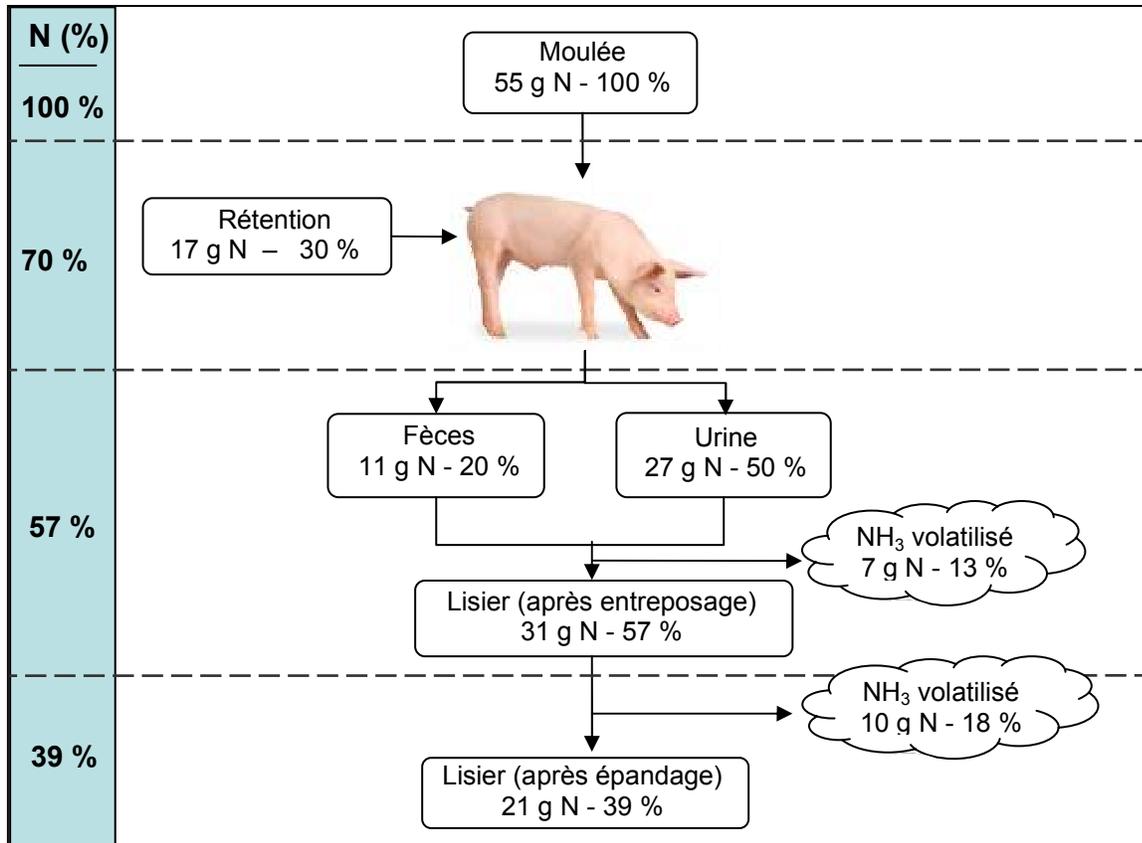


Figure 1. Devenir de l'azote ingéré par les porcs en croissance-finition et incidence sur les émissions de NH_3 (adaptée d'Aarnink, 1997).

4.2 Le gaz carbonique (CO_2)

Le gaz carbonique (CO_2) est produit par le métabolisme des animaux. La presque totalité du gaz carbonique (96 %) est produit par la respiration des animaux, le reste provient de la décomposition des déjections (Marquis et Marchal, 1998) et par les gaz de combustion des systèmes de chauffage par propane. Ce CO_2 , produit en même temps que le méthane tel que démontré par l'équation de Buswell (Symons et Buswell, 1933), peut être contrôlé par le biais de différentes mesures de mitigation au bâtiment. Hamelin et al. (2010) ont d'ailleurs démontré que le CO_2 émis par le lisier de porcs, peut être estimé en multipliant les émissions de CH_4 par un facteur de 1,42 kg $\text{CO}_2/\text{kg CH}_4$.

4.3 Le méthane (CH_4)

En production animale, le méthane (CH_4) provient de deux sources, la fermentation entérique chez les ruminants (digestion de la cellulose) et la décomposition du lisier en conditions anaérobies. Seule la seconde source s'applique dans le cas de la production porcine.

Au niveau du bâtiment, lorsque les déjections sont gérées sous forme solide, en conditions aérobies, la production de méthane est minime. Sous des conditions anaérobies, la production de méthane varie avec la température et la composition du lisier.

Selon l'ASAE (1997), des températures d'environ 35 °C sont considérées idéales pour la production de méthane à partir du lisier. De plus, des concentrations explosives de méthane peuvent être relâchées durant le brassage du lisier.

La composition du lisier étant fonction de l'alimentation des animaux, plus cette dernière est digestible et a un haut contenu énergétique, plus grande est la capacité de production de méthane par le lisier (Marquis et Marchal, 1998). D'après l'IPCC (IPCC, 2006), le CH₄ peut être calculé selon l'équation 2.

$$CH_4 = SV \times B_0 \times 0,67 \times FCM_{S,k} \quad (2)$$

où : CH₄ = quantité de méthane émis, kg

SV = quantité de solides volatils, kg

B₀ = capacité maximale de production de CH₄ pour le fumier produit, kg_{CH₄} * m⁻³_{CH₄}; correspond à 0,45 m³_{CH₄} * kg⁻¹_{solides volatils} à la sortie des animaux pour les porcs de marché (IPCC 2006)

0,67 = facteur de conversion de m³ de CH₄ en kg de CH₄

FCM_(S,k) = facteur de conversion du méthane pour le système de gestion du fumier S par région climatique k, %

Pour le FCM, les valeurs peuvent être prélevées des valeurs présentées par l'IPCC (2006), lesquelles sont fonction du type de gestion du fumier et de la température ambiante moyenne. En effet, la gestion du lisier à des températures élevées facilite la formation du méthane et, conséquemment, son émission. Sous ces conditions, la valeur du FCM varie par exemple entre 44 et 80 %. D'autre part, lorsque les déjections sont gérées comme un matériel sec et solide, la formation de méthane est presque nulle et le FCM varie entre 2 et 5 % (IPCC, 2006). Il est à noter que le choix du FCM a une importance majeure sur la quantité des émissions générées au bâtiment, tel que discuté par Wesnæs et al. (2009) de même que Hamelin et al. (2010).

Il convient aussi de préciser que certains auteurs, tels que Sommer et al. (2004), préconisent une évaluation des émissions de méthane au bâtiment (et à l'entreposage) basée sur une relation d'Arrhenius.

4.4 Le protoxyde d'azote (N₂O)

La formation du protoxyde d'azote a lieu au cours du processus de nitrification-dénitrification qui se produit lors de l'entreposage des déjections. En fait, c'est lors de

la dénitrification que le N_2O est émis, mais pour ce faire, la nitrification doit d'abord avoir lieu.

La nitrification est le processus par lequel l'ammonium (NH_4^+) est converti en nitrite (NO_2^-), puis en nitrate (NO_3^-). En présence de conditions « presque anaérobiques », il n'y a pas suffisamment d'oxygène pour les microorganismes présents dans le lisier et ces derniers vont prélever l'oxygène dont ils ont besoin à partir du nitrate (NO_3^-). Il est à noter que cela ne peut se produire en conditions anaérobiques complètes, puisque ces microorganismes ne peuvent alors survivre. Le nitrate est alors réduit en N_2O puis en N_2 . Or, lorsque la réaction n'est pas complète (par exemple, dû à la présence soudaine d'oxygène dissous), le N_2O est émis. Cette émission de N_2O est désignée comme « émission directe » par l'IPCC (IPCC, 2006).

L'IPCC (IPCC, 2006) distingue également les émissions de N_2O « indirectes ». Ces émissions sont le résultat de l'ammoniac ou des oxydes d'azote (NO_x) émis à partir du lisier dont le devenir final est la transformation en N_2O .

4.5 Le sulfure d'hydrogène (H_2S)

Selon l'ASAE (1997), le H_2S est le gaz le plus dangereux des gaz produits par les déjections animales. Il est souvent relié à des problèmes de santé chez les travailleurs et est même parfois cause de décès. D'ailleurs, des concentrations très basses de H_2S (30 ppb) sont suffisantes pour être détectées par 83 % de la population (Schiffman et al., 2002).

Le H_2S est produit par des bactéries sulfato-réductrices et, quelques jours après l'entreposage, par la décomposition anaérobie du soufre des composés organiques du lisier (Arogo et al., 2000). Les mêmes auteurs affirment que la concentration de sulfure dans le lisier est plus importante durant les premiers cinq à dix jours d'entreposage. Lorsque la température est faible et que le lisier est stagnant, la production de H_2S est généralement très lente. Cependant, emmagasiné sous forme de bulles, le H_2S peut être libéré en grande quantité au moment de la reprise du lisier.

4.6 Les odeurs

La majeure partie des odeurs associées aux productions animales sont produites par la décomposition des fumiers et des lisiers. Les odeurs produites dans les bâtiments sont transportées de l'intérieur vers l'extérieur par le système de ventilation. De façon générale, les odeurs sont constituées d'un mélange complexe de plusieurs composés chimiques. Par exemple, dans le but d'identifier les composants odorants clés, Martel et al. (2010) ont récemment identifié 176 composés organiques volatils.

La quantité d'odeurs produites varie en fonction du débit de ventilation, spécifique à chaque stade de croissance. Cependant, la quantité d'odeurs est aussi fonction de la surface de contact entre le lisier ou le fumier et l'air. Selon Pelletier et al. (2004), la charge des odeurs provenant des bâtiments est relativement constante. Toutefois, en

hiver, la perception des odeurs peut être diminuée par des débits de ventilation moins élevés.

4.7 Les particules en suspension

L'Agence de protection environnementale des États-Unis (EPA, 2010) définit les particules en suspension comme un mélange complexe de particules extrêmement petites et de gouttelettes. D'ailleurs, selon Zhang (2004) cité par Cambra-López et al. (2010), les particules en suspension aux bâtiments de production animale diffèrent d'autres types de particules pour trois raisons :

- Leur concentration est généralement 10 à 100 fois plus grande que d'autres environnements intérieurs;
- Elles sont des vecteurs d'odeurs et de gaz;
- Elles sont biologiquement actives, contenant généralement une grande variété de bactéries et micro-organismes.

Les particules en suspension ont des répercussions importantes sur la santé et le bien-être tant chez les travailleurs que chez les animaux. Les conséquences sont principalement liées à des problèmes respiratoires. Cependant, selon Ogink et al. (2010), de grandes concentrations de particules causent des altérations dans un écosystème et des problèmes au niveau des changements climatiques.

La mise en suspension des particules et des poussières dans les bâtiments est liée à l'activité des animaux et du personnel y travaillant. Les poussières produites par les animaux proviennent surtout des débris de peau, des déjections et de la litière.

La concentration de poussières dans l'air des bâtiments varie selon plusieurs facteurs tels que l'humidité relative, la température, le niveau d'activité des animaux, le type et le mode de distribution des aliments et la présence de litière (Pelletier et al., 2004).

5. INVENTAIRE DES ÉMISSIONS CIBLÉES

5.1 Vue d'ensemble

Dans un premier temps, afin de déterminer les émissions de la ferme type, la méthodologie de l'inventaire du cycle de vie décrite par l'ISO 14044:2006 (ISO, 2006b) a été appliquée. Les données quantitatives et qualitatives concernant les émissions issues des porcheries, considérées remarquables et pertinentes, ont été collectées suite à une revue exhaustive de littérature. Ensuite, quatre étapes ont été développées afin de mettre en rapport la ferme de référence et les données d'émissions recueillies. Il est à noter que des considérations statistiques pour le traitement de la variabilité des données ont été prises en compte.

5.2 Étapes réalisées lors de l'inventaire

5.2.1 Étape 1

À partir de la littérature disponible, la première étape consistait à regrouper les données des émissions reliées aux porcheries, plus précisément, les émissions issues du bâtiment. Dans ce cas, seules les publications décrivant le type de porcherie similaire à la ferme de référence (décrite à la section 4.2) ont été prises en compte. Par exemple, les données de fermes à gestion organique ou d'agriculture extensive n'étaient pas considérées. Également, les données des expériences dont l'élevage s'est réalisé sur litière n'ont pas été retenues non plus, car ce système ne représente pas la ferme typique québécoise.

De même, toute autre information pouvant avoir une influence sur l'émission des substances générées aux bâtiments a aussi été méthodiquement compilée, par exemple, le système de gestion des déjections dans le bâtiment, le système de ventilation et le débit, la température intérieure et extérieure, la durée totale des expériences, la fréquence d'échantillonnage, etc. Toute donnée reliée à l'incertitude ou à la variabilité d'un paramètre spécifique a été aussi compilée.

Les données ont ensuite été regroupées par région et par stade de croissance. Au total, quatre régions ont été identifiées, soit l'Europe, le Québec, le Canada et les États-Unis. Les stades de croissance considérés sont en accord avec ceux définis dans l'établissement de la ferme type soit, la maternité, la pouponnière et la croissance-finition. Le stade de maternité comprend tant les truies en gestation comme les truies en maternité avec leurs porcelets.

5.2.2 Étape 2

La deuxième étape a consisté à homogénéiser les unités de mesure des données compilées. Les unités les plus fréquentes dans la littérature ont été choisies comme patron d'expression, ainsi les données exposant des unités différentes ont été transformées en conséquence. Cependant, même si la conversion d'unités était basée

sur l'information fournie par chaque étude, dans certains cas, des hypothèses ont dû être assumées, spécialement à propos du poids des animaux. De plus, les données dont la publication ne présentait pas de l'information suffisante pour émettre des hypothèses raisonnables pour la conversion d'unités des données ont été rejetées à cette étape.

5.2.3 Étape 3

À la troisième étape, les valeurs extrêmes pour chaque stade de croissance ont été rejetées à l'aide d'un diagramme de quartiles. Les quartiles Q1 et Q3 ont été déterminés, puis les valeurs à la limite supérieure et à la limite inférieure de la distribution ont été déterminées au moyen des équations 3 et 4 respectivement (Hines et Montgomery, 1990).

$$LS < Q3 + 1,5(Q3 - Q1) \quad (3)$$

$$LI > Q1 - 1,5(Q3 - Q1) \quad (4)$$

où : LS = limite supérieure : valeur la plus élevée qui peut être prise en compte dans la distribution

LI = limite inférieure : valeur la plus petite qui peut être prise en compte dans la distribution

$Q1$ = quartile 1

$Q3$ = quartile 3

5.2.4 Étape 4

Une fois les valeurs extrêmes de chaque distribution rejetées, la moyenne, la médiane et l'écart type ont été calculés pour chaque substance à chaque stade de croissance. L'intervalle de confiance, c'est-à-dire l'intervalle qui contient avec un certain degré de confiance la valeur à estimer, a aussi été calculé (équation 5) (Bendat et Piersol, 2000). Le degré de confiance choisi pour le présent projet est de 95 %, ce qui correspond à un niveau de signification de 0,05.

$$IC(95\%) = t_{0,05,v} \frac{s}{\sqrt{n}} \quad (5)$$

où : $IC(95\%)$ = intervalle de confiance avec un degré de confiance de 95 %

$t_{0,05,v}$ = valeur de la distribution *t-student* à un niveau de signification de 0,05 avec v degrés de liberté ($v = n-1$)

s = écart type de la série de données

n = nombre de données pour lequel un intervalle de confiance est calculé

Afin de comparer les expériences québécoises et les résultats au reste du monde, les paramètres statistiques de cette étape ont aussi été calculés pour chacune des régions identifiées à chaque stade de croissance.

5.3 Inventaire des émissions répertoriées systématiquement dans la littérature

Les tableaux 4 à 6 résument, par stade de croissance, l'inventaire de données répertoriées systématiquement dans la littérature. Une case vide indique qu'aucune donnée n'était présente pour le paramètre concerné, ou qu'elle a été rejetée lors des différentes étapes du recensement. Dans chaque tableau, les données sont séparées en fonction de leur provenance géographique, soit l'Europe, le Québec, le Canada et les États-Unis. Puisque l'intérêt principal de cet exercice est de comparer les données de porcherie québécoises à celles répertoriées ailleurs dans le monde, les données pour le Québec sont présentées à part. Pour chacune des régions géographiques, les données sont subdivisées selon le type de composé mesuré : gaz, odeurs et poussières.

Pour le stade de maternité, seules les données issues de l'Europe et du Canada ont été retenues suite aux différentes étapes de sélection (tableau 4). En général, la substance la plus documentée est l'odeur avec 29 données retenues.

Les mêmes substances considérées au stade de maternité, à l'exception de la poussière totale, ont été retenues au stade de pouponnière (tableau 5). Le nombre de données retenues pour chaque substance varie entre 1 et 12, l'odeur étant encore une fois la substance la plus référencée. Il est à noter que même si, contrairement au reste des régions, le Québec ne présente pas de données de cette dernière, il présente le plus grand nombre de données retenues pour le reste des substances.

La majorité des données obtenues proviennent d'études portant sur le stade croissance-finition (tableau 6), où la substance la plus documentée a été l'ammoniac (NH_3), avec 77 données au total. En plus de retenir toutes les substances documentées dans les deux derniers stades, d'autres substances comme le matériel particulaire (MP_{10} et $\text{MP}_{2.5}$), le sulfure d'hydrogène (H_2S) et la mesure du caractère agréable ou désagréable d'une odeur (caractère hédonique) se sont classifiées dans l'inventaire de ce stade. Cependant, les données répertoriées du $\text{MP}_{2.5}$ proviennent uniquement de l'Europe et celles du H_2S uniquement des États-Unis.

Le nombre de digits des données aux tableaux 4, 5 et 6 ne doit pas être pris en tant que précision de mesure. Ces valeurs sont le résultat de différents calculs et ont pour but de servir de base pour de futurs calculs. Un aperçu de l'inventaire global est présenté à l'annexe A (tableaux A1 à A4).

Tableau 4. Résultats de l'inventaire des émissions à la porcherie pour le stade de maternité.

| Stade de croissance: maternité (valeurs par truie, incluant les porcelets) | | | | | | | | |
|--|--------------------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|-------------|------------------|------------|
| Région | Paramètre | Substance | | | | | | |
| | | NH ₃ | CH ₄ | N ₂ O | CO ₂ | Odeurs | MP ₁₀ | MP totale |
| | | g/j*truie | g/j*truie | g/j*truie | kg/j*truie | UOE/s*truie | mg/h*truie | mg/h*truie |
| Toutes | Moyenne* | 14,2 | 50,44 | 0,0 | 5,29 | 29,26 | 8,2 | 50,0 |
| | Écart type | 2,9 | 34,11 | 0,0 | 2,26 | 16,15 | 2,55 | |
| | Médiane | 13,5 | 48,07 | 0,0 | 4,75 | 30 | 8,2 | 50,0 |
| | n | 5 | 8 | 8 | 8 | 29 | 2 | 1 |
| | IC | 3,5 | 28,5 | | 1,9 | 6,1 | 22,9 | |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | 25 % | 57 % | | 36 % | 21 % | 279 % | |
| Europe | Moyenne | 14,2 | 57,7 | | | 31,2 | 8,2 | 50,0 |
| | Écart type | 2,9 | | | | 16,3 | 2,55 | |
| | Médiane | 13,5 | 57,7 | | | 33 | 8,2 | 50,0 |
| | n | 5 | 1 | | | 25 | 2 | 1 |
| | IC | 4 | | | | 7 | 23 | |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | 25 % | | | | 22 % | 279 % | |
| Canada | Moyenne | | 59,90 | 0,00 | 5,29 | 51,56 | | |
| | Écart type | | 45,13 | 0,00 | 2,26 | 53,45 | | |
| | Médiane | | 48,07 | 0,00 | 4,75 | 25,53 | | |
| | n | | 8 | 8 | 8 | 6 | | |
| | IC | | 37,7 | | 1,9 | 56,1 | | |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | | 63 % | | 36 % | 109 % | | |

*L'analyse statistique pour l'ensemble des régions a identifié, dans certains cas, des données extrêmes différentes à l'analyse par région. C'est pour cela que l'émission moyenne présentée pour toutes les régions ne correspond pas à la moyenne des émissions moyennes des régions.

Tableau 5. Résultats de l'inventaire des émissions à la porcherie pour le stade de pouponnière.

| | | Stade de croissance : pouponnière | | | | | | |
|---------------|--------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------------------|---|---------------------------------------|
| Région | Paramètre | Substance | | | | | Poussière respirable mg/ h*porcelet | Poussière totale mg/ h*porcelet |
| | | NH ₃ g/ j*porcelet | CH ₄ g/ j*porcelet | N ₂ O g/ j*porcelet | CO ₂ kg/ j*porcelet | Odeurs UOE/ s*porcelet | | |
| Toutes | Moyenne | 0,39 | 2,77 | 0,01 | 0,55 | 8,50 | 6,4 | |
| | Écart type | 0,35 | 4,11 | 0,01 | 0,03 | 7,94 | | |
| | Médiane | 0,28 | 0,56 | 0,01 | 0,55 | 4,60 | 6,4 | |
| | n | 7 | 7 | 7 | 6 | 10 | 1 | |
| | IC | 0,3 | 3,8 | 0,01 | 0,036 | 5,7 | | |
| | IC*Moyenne⁻¹ | 82 % | 137 % | 67 % | 6 % | 67 % | | |
| Europe | Moyenne | 0,94 | 10,7 | | | 10,69 | 6,4 | |
| | Écart type | 0,85 | | | | 8,05 | | |
| | Médiane | 1,1 | 10,7 | | | 7,35 | 6,4 | |
| | n | 5 | 5 | | | 12 | 5 | |
| | IC | 1,6 | | | | 5,1 | | |
| | IC*Moyenne⁻¹ | 165 % | | | | 48 % | | |
| Québec | Moyenne | 0,33 | 0,49 | 0,01 | 0,56 | | | |
| | Écart type | 0,14 | 0,1 | 0,002 | 0,02 | | | |
| | Médiane | 0,28 | 0,53 | 0,01 | 0,56 | | | |
| | n | 5 | 5 | 5 | 5 | | | |
| | IC | 0,2 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | | | |
| | IC*Moyenne⁻¹ | 53% | 26% | 27% | 4% | | | |
| Canada | Moyenne | | 6,3 | 0,0 | 0,96 | 2,50 | | |
| | Écart type | | | 0,0 | 0,67 | 0,69 | | |
| | Médiane | | 6,3 | 0,0 | 0,96 | 2,5 | | |
| | n | | 1 | 2 | 2 | 2 | | |
| | IC | | | 0,0 | 6,0 | 6,2 | | |
| | IC*Moyenne⁻¹ | | | | 624 % | 248 % | | |
| USA | Moyenne | | | | | 1,36 | | |
| | Écart type | | | | | 1,23 | | |
| | Médiane | | | | | 1,36 | | |
| | n | | | | | 2,00 | | |
| | IC | | | | | 11,0 | | |
| | IC*Moyenne⁻¹ | | | | | 810 % | | |

Tableau 6. Résultats de l'inventaire des émissions à la porcherie pour le stade de croissance – finition.

| Région | Paramètre | Substance | | | | | | | | | | |
|--------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------|---------------------------------------|-----------------------------------|------------------------|-------------------------|----------------------------|-----------------------------|
| | | NH ₃ g/j*porc | CH ₄ g/j*porc | N ₂ O g/j*porc | CO ₂ kg/j*porc | Odeurs UOE/s* porc | Poussière respirable mg/h* porc | Poussière totale mg/h* porc | Caractère hédonique | H ₂ S g/j | MP ₁₀ g/j*UA | MP _{2,5} g/j*UA |
| Toutes | Moyenne | 6,48 | 5,54 | 0,66 | 1,92 | 8,02 | 6,9 | 63,00 | 2,40 | 60,12 | 4,00 | 1,97 |
| | Écart type | 3,81 | 4,72 | 1,39 | 1,05 | 4,63 | | 4,12 | 0,08 | 111,16 | 2,56 | 1,21 |
| | Médiane | 6,05 | 4,03 | 0,09 | 1,62 | 7,5 | 6,9 | 63,9 | 2,44 | 1,62 | 3,63 | 2,02 |
| | n | 77 | 29 | 6 | 32 | 57 | 1 | 3 | 6 | 8 | 8 | 6 |
| | IC | 0,9 | 1,8 | 1,46 | 0,4 | 1,2 | | 10,2 | 0,1 | 92,9 | 2,1 | 1,3 |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | 13 % | 32 % | 220 % | 23 % | 15 % | | 16 % | 3 % | 155 % | 53 % | 64 % |
| Europe | Moyenne | 7,75 | 12,42 | 2,72 | 2,25 | 13,75 | 6,9 | | | | 4,71 | 1,97 |
| | Écart type | 4,95 | 10,41 | 3,26 | 0,87 | 8,23 | | | | | 2,50 | 1,21 |
| | Médiane | 7,65 | 10,00 | 1,88 | 2,26 | 10,60 | 6,9 | | | | 5,06 | 2,02 |
| | n | 40 | 12 | 4 | 12 | 22 | 1 | | | | 6 | 6 |
| | IC | 1,6 | 6,6 | 5,19 | 0,5 | 3,6 | | | | | 2,6 | 1,3 |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | 20 % | 53 % | 191 % | 24 % | 27 % | | | | | 56 % | 64 % |
| Québec | Moyenne | 5,48 | 2,26 | | 1,40 | 5,90 | | 63,0 | 2,40 | | | |
| | Écart type | 2,07 | 1,22 | | 0,33 | 2,46 | | 4,12 | 0,08 | | | |
| | Médiane | 5,83 | 1,69 | | 1,28 | 6,25 | | 63,9 | 2,44 | | | |
| | n | 26 | 12 | | 14 | 26 | | 3 | 6 | | | |
| | IC | 0,8 | 0,8 | | 0,2 | 1,0 | | 10,2 | 0,1 | | | |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | 15 % | 34 % | | 15 % | 16 % | | 16 % | 3 % | | | |
| Canada | Moyenne | | 7,41 | 0,04 | 2,59 | 17,78 | | | | | | |
| | Écart type | | 5,40 | 0,04 | 2,21 | 17,80 | | | | | | |
| | Médiane | | 5,25 | 0,04 | 3,39 | 6,32 | | | | | | |
| | n | | 5 | 3 | 5 | 5 | | | | | | |
| | IC | | 6,7 | 0,09 | 2,7 | 22,1 | | | | | | |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | | 90 % | 248 % | 106 % | 124 % | | | | | | |
| USA | Moyenne | 5,50 | 16,31 | | 2,19 | 6,83 | | | | 60,12 | 1,88 | |
| | Écart type | 3,32 | 18,12 | | | 4,79 | | | | 111,16 | 1,59 | |
| | Médiane | 4,78 | 6,90 | | 2,19 | 5,26 | | | | 1,62 | 1,88 | |
| | n | 12 | 3 | | 1 | 8 | | | | 8 | 2 | |
| | IC | 2,1 | 45,0 | | | 4,0 | | | | 90,6 | 14,3 | |
| | IC*Moyenne ⁻¹ | 38 % | 276 % | | | 59 % | | | | 151 % | 762 % | |

5.4 Discussion relative aux résultats issus de la littérature

L'inventaire réalisé a permis de définir des émissions de gaz (NH_3 , CH_4 , N_2O , H_2S et CO_2), de particules (poussière respirable, poussière totale, MP_{10} et $\text{MP}_{2.5}$) et d'odeurs produits en fonction du stade de croissance de l'animal : maternité, pouponnière et croissance-finition. La distinction des stades de croissance est une méthode appropriée pour la présentation des émissions du secteur porcin à la différence d'autres études (par exemple dans IPCC, 2006) qui présentent un facteur global d'émissions.

L'inventaire a cependant entraîné des variations importantes pour chaque paramètre (entre 3 et 279 %). Pour le stade de pouponnière, par exemple, ils atteignent des valeurs supérieures à 50 %, à l'exception du CO_2 ($\text{NH}_3 = 82$ %, $\text{CH}_4 = 137$ %, $\text{N}_2\text{O} = 67$ % et odeurs = 67 %) (Tableau 5). Dans le cas du méthane par exemple, où l'intervalle de confiance est supérieur à 100 %, l'incertitude est plus grande que la même valeur de référence.

Pour le stade de maternité, le méthane est toujours le gaz ayant le plus grand pourcentage de variabilité (57 %), en excluant les particules en suspension (MP_{10}) dont seules deux données ont été inventoriées pour ce stade (Tableau 4). Par contre, pour le stade de croissance-finition, une quantité beaucoup plus grande de données a pu être inventoriée. À l'exception du N_2O et le H_2S (où l'IC = 220 % et 155 % respectivement), ce stade présente les émissions avec les variations les moins importantes des trois stades (Tableau 6). Toutefois, la grande variabilité du N_2O dans les systèmes d'élevage n'est pas surprenante et elle est un sujet largement discuté (Oenema et al., 2005). En accord avec Oenema et al. (2005), Jungbluth et al. (2001) et Arogo et al. (2003), une des causes de ces résultats, est le manque de données précises.

Les données présentées aux tableaux 4 à 6 doivent être interprétées avec précaution, spécialement celles produites à partir d'un petit nombre de références (par exemple, les particules en suspension). En établissant un scénario à des fins d'évaluation environnementale, il est toujours mieux de prendre en compte les données brutes qu'aucune donnée du tout, car les valeurs que l'on ne fournit pas sont souvent interprétées comme « des valeurs zéro » (Weidema, 2006).

La méthode de l'inventaire utilisée dans le cadre de ce projet a donc été considérée à la hauteur pour documenter un nombre acceptable de paramètres appropriés avec exactitude. Une approche systématique pour obtenir les données les plus représentatives a donc été établie et de hauts niveaux de confiance ont été choisis dans l'établissement des intervalles de confiance afin d'éliminer les valeurs extrêmes des données recueillies. Malgré cela, la méthodologie actuelle traite toujours avec le problème de moyenniser des données de contextes expérimentaux différents. Par exemple, dans le cas des émissions d'odeurs, les valeurs sont parfois calculées avec la formule de moyenne arithmétique et d'autre fois en forme de moyenne géométrique. Dans la présente étude, cette distinction n'a pas été prise en compte, de façon que les données ont été regroupées ensemble pour calculer les émissions moyennes.

L'inventaire fait dans cette étude ne prétend pas être basé sur une revue de tous les résultats publiés relativement aux émissions de gaz, d'odeurs et de particules issues des porcheries; mais des efforts ont été faits pour rassembler autant de données que possible. Le peu de données obtenues pour quelques stades de croissance (par exemple à la pouponnière) est décevant, mais cela peut être dû au fait que peu de projets expérimentaux ont été effectués. En fait, un grand nombre de publications portent sur les émissions du lisier de porcs en croissance-finition, mais très peu traitent des émissions de la ferme entière. En fait, quelques études ont présenté des émissions pour la ferme entière mais ces données n'ont pu être converties en raison d'un manque d'informations par rapport au protocole expérimental (par exemple, le nombre d'animaux).

L'inventaire a aussi permis de mettre en évidence quelques faits et tendances de la littérature publiée sur les substances émises par les porcheries. Par exemple, l'odeur, tant pour le stade maternité que pouponnière, est le paramètre avec le plus de données en inventaire. Cela reflète la préoccupation pour les émissions d'odeurs dans le secteur porcin. Pour le stade croissance-finition, l'odeur a été le deuxième paramètre le plus documenté (57 données), après l'ammoniac (77 données). D'un autre côté, des émissions de certaines substances, telles que le H₂S et le MP_{2.5}, ont été obtenues seulement pour ce stade à partir d'études réalisées dans une seule région.

6. LA FERME TYPE

6.1 Établissement

Afin de déterminer le scénario des émissions de référence des gaz et des odeurs d'une porcherie québécoise, une ferme « typique » a été d'abord définie pour l'année de référence choisie (2006, dans ce cas). En plus de déterminer la base de la génération des émissions, cette ferme est aussi la référence dans la comparaison de l'efficacité de technologies de mitigation des émissions.

À cet égard, afin de définir les paramètres clés d'une ferme porcine représentative du Québec en 2006, différents représentants du secteur porcin québécois

Les paramètres pouvant influencer les différentes émissions au bâtiment ont été identifiés. Tel que mentionné dans la section précédente, la production porcine est constituée de plusieurs maillons qui vont bien au-delà de la seule production à la ferme. La figure 2 illustre cet exemple.

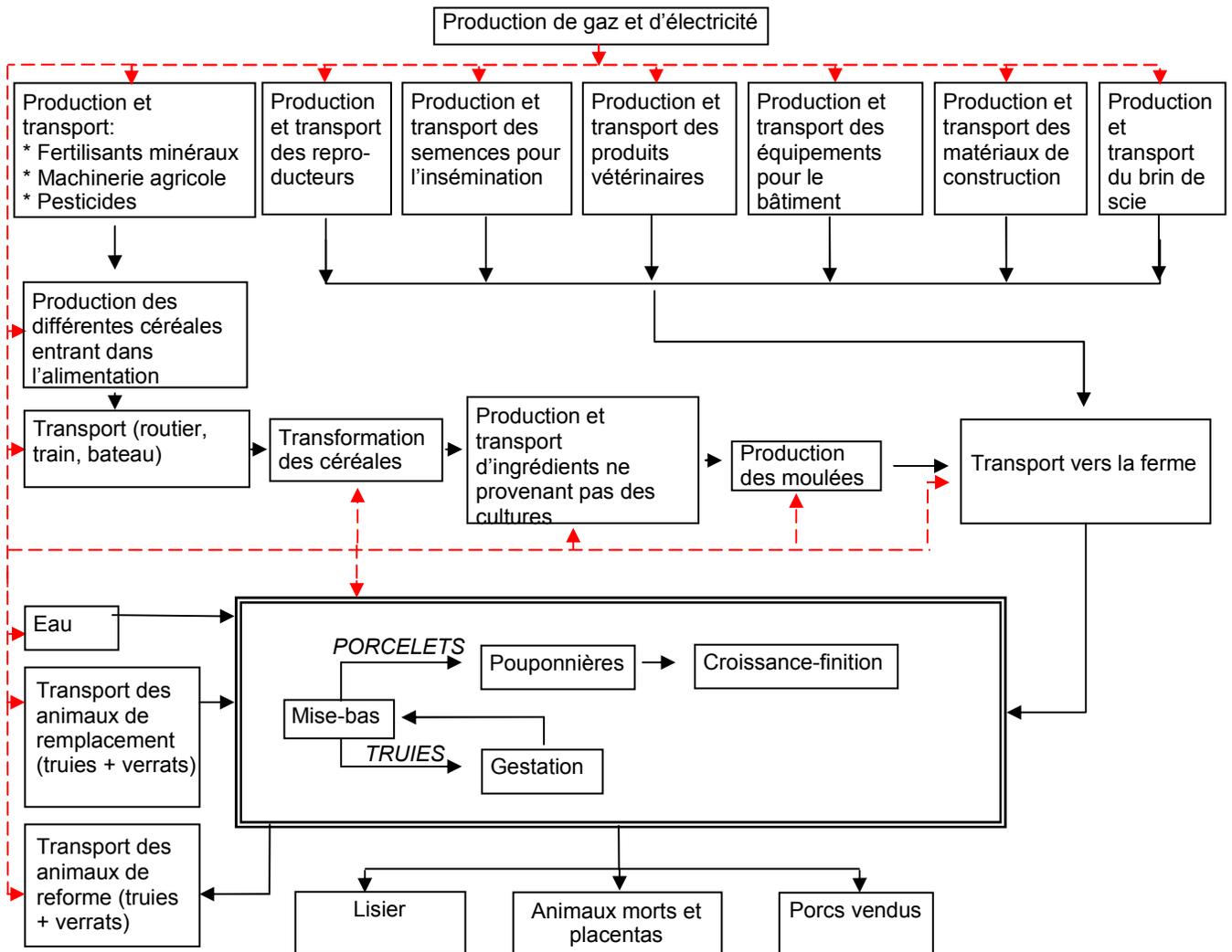


Figure 2. Détail des maillons « production d'intrants » et « production de porcs » de la production porcine de type naisseur-finisser.

La figure 3 détaille les compartiments « production d'intrants » et « production de porcs » du diagramme présenté à la figure 2, pour une entreprise porcine de type naisseur-finisser qui ne produit pas sa moulée. Le compartiment « production d'intrants » a été simplifié pour les besoins de représentation. De plus, seules les émissions associées au compartiment « production de porcs » ont été analysées dans la présente étude. Comme l'intérêt du présent projet réside dans l'établissement d'un état de référence afin d'évaluer la performance de technologies permettant de réduire les émissions biogéniques seulement (soit d'origine biologique et non fossile), seuls les gaz d'origine biogénique seront considérés (par exemple, la consommation de propane est exclue de l'état de référence).

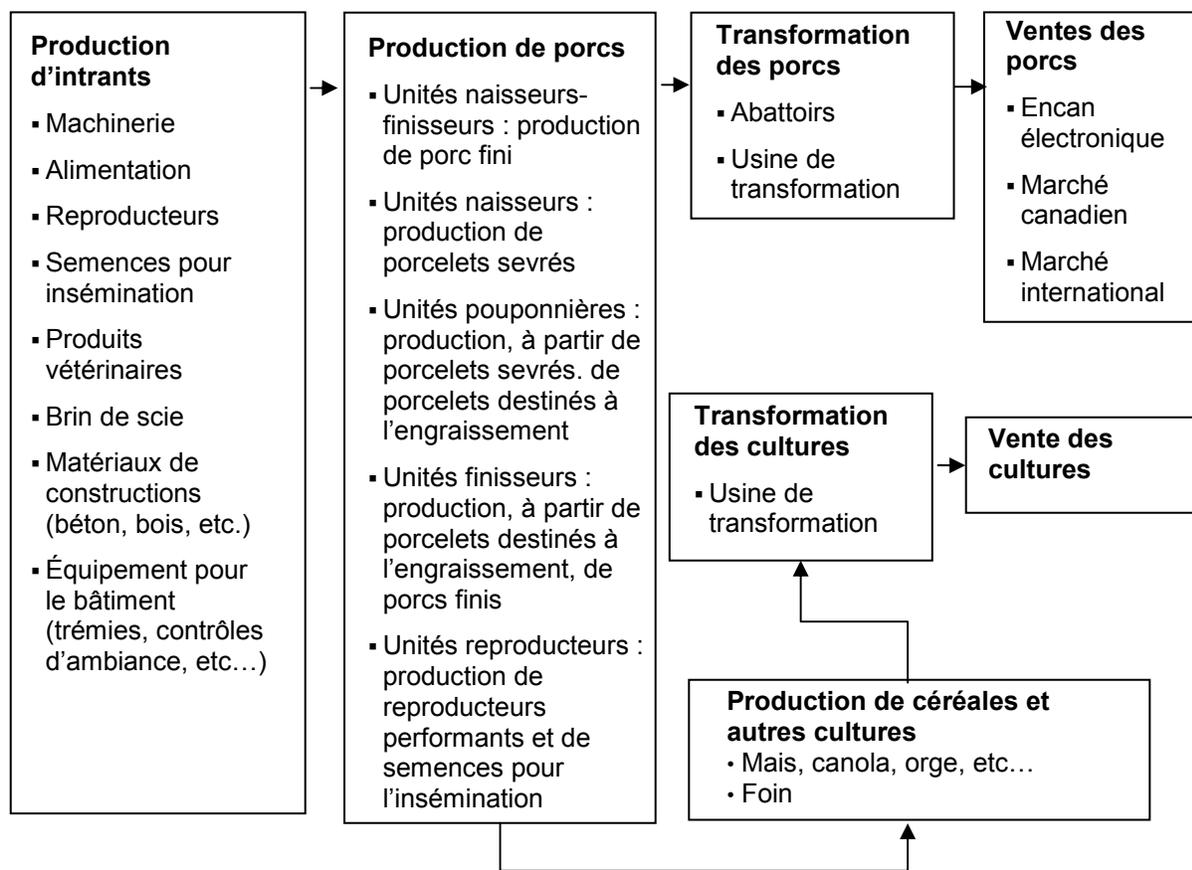


Figure 3. Principaux maillons de la production porcine (adaptée de MAPAQ, 2008).

Par la suite, la quantité totale émise de chaque substance pour la ferme type en entier a été calculée à partir de l'addition de l'émission de chaque stade de croissance. Cette mise à l'échelle a été effectuée à partir des émissions issues de l'ensemble des régions plutôt que du Québec seulement.

6.2 La ferme type 2006

Selon les sources consultées et l'avis des représentants du secteur porcin québécois, il a été établi que le type d'élevage de la ferme type doit être représenté par un stade de production « naissance – finition » incluant trois sous-stades : croissance-finition, pouponnière et maternité. Ce dernier stade comprend autant les truies gestantes que les truies allaitantes avec leurs porcelets.

Le tableau 7 présente les différents paramètres nécessaires pour établir les émissions annuelles de gaz, d'odeurs et de poussières d'une ferme typique québécoise. Il doit être mis en évidence que tous les paramètres présentés au tableau 7 ont été établis par un expert national (Richard, 2008) du Centre de développement du porc du Québec

inc. (CDPQ, décrit dans Falardeau, 2006) et validés par une revue de littérature exhaustive.

Les valeurs présentées au tableau 7 ne représentent pas la moyenne des fermes porcines québécoises. Les valeurs de référence ont plutôt été considérées comme représentatives des systèmes d'élevage porcin du Québec.

6.3 Les émissions pour la ferme « type » québécoise (année de référence 2006)

Les données présentées aux tableaux 4 à 6 ont servi de base à l'estimation préliminaire du potentiel d'émissions des gaz et des particules à chaque stade de croissance de la ferme « type ». Pour les substances dont le IC (95 %) ne pouvait pas être calculé dû au manque de données (< 2 données), un facteur de 1 a été appliqué pour exprimer l'incertitude. Ainsi, l'incertitude correspond à la valeur moyenne multipliée par 1. Ensuite, le potentiel d'émissions du site entier comprend l'addition de l'émission de chaque stade de production (tableau 8).

Tableau 7. Résumé des paramètres de la ferme type d'élevage porcin au Québec pour l'année de référence (2006).

| Stade de croissance | Paramètre | Valeur | Spécifications |
|-----------------------|--|--------|--|
| Maternité | Inventaire du nombre de truies productives | 417 | |
| | Verrat | 2 | |
| | Portées/inventaire de truies*année | 2,23 | |
| | Porcelets/portée | 11,2 | |
| | Porcelets nés/année | 10 415 | Calculé comme suit : 417 inventaire de truies x 2,23 portées/inventaire de truies*année x 11,2 porcelets/litière |
| | Mortalité de porcelets (de la naissance au sevrage), % | 11,7 | |
| | Type de chauffage | | Propane |
| | Gestion des déjections | | Liquide |
| | Type de plancher | | En béton 100 % latté Logement avec des cages de mise bas |
| Pouponnière | Nombre de nouveaux porcelets/année | 9 196 | Calculé comme suit : 10 415 porcelets nés/année – (10 415 porcelets nés/année x 11,7 % de mortalité) |
| | Poids des nouveaux porcelets, kg | 5,8 | |
| | Poids des porcelets à la fin du stade, kg | 26,5 | |
| | Mortalité, % | 3,0 | |
| | Nombre de porcelets quittant la pouponnière /année | 8 921 | Calculé comme suit : 9 196 nouveaux porcelets/année – (9 196 nouveaux porcelets/année x 3,0 %) |
| | Moyenne annuelle du nombre de porcelets à la pouponnière | 9 058 | Calculé comme suit : 8 921 porcelets + ((9 196 – 8 921)/2) porcelets |
| | Type de chauffage | | Propane |
| | Gestion des déjections | | Liquide |
| | Type de plancher | | En plastique 100 % latté (0,23 à 0,3 m ² /porc) |
| Croissance - finition | Nombre de nouveaux porcelets/année | 8 921 | Même nombre de porcelets laissant la pouponnière |
| | Poids des nouveaux porcelets, kg | 26,5 | |
| | Poids des porcelets à la fin du stade, kg | 111,1 | |
| | Poids moyen de porcs, kg | 68,8 | Calculé comme suit : 26,5 kg + ((111,1 – 26,5)/2) kg |
| | Mortalité, % | 3,5 | Source : CRAAQ (2007). La mortalité en 2006 a été exceptionnellement élevée (7 %) à cause de la crise du circovirus. Ceci n'a pas été considéré comme représentatif d'une ferme type sous des conditions typiques. |
| | Nombre de porcs vendus/année | 8 608 | Calculé comme suit : 8 921 nouveaux porcelets/année – (8 921 nouveaux porcelets/année x 3,5 %) |
| | Moyenne annuelle du nombre de porcs en croissance – finition | 8 764 | Calculé comme suit : 8 608 porcs + ((8 921 – 8 608)/2) |
| | Type de chauffage | | Propane |
| | Type de plancher | | Liquide Béton partiellement latté (0,65 à 0,74 m ² /porc) |

Tableau 8. Scénario de référence des émissions annuelles d'une ferme type calculées à partir des valeurs moyennes de toutes les régions de l'inventaire des émissions.

| Substance émise (kg*an ⁻¹) | Maternité | Pouponnière | Croissance-finition | Naisseur-finiisseur |
|---|--------------------------|------------------------|----------------------------|-----------------------|
| NH₃ | 2 173 ± 543 | 1 300 ± 1 069 | 20 720 ± 2 767 | 24 193 ± 4 379 |
| CH₄ | 7 715 ± 4 361 | 9 166 ± 12 556 | 17 728 ± 5 741 | 34 608 ± 22 658 |
| N₂O | 0 ± 0 | 25 ± 17 | 2 125 ± 4 680 | 2 150 ± 4 697 |
| CO₂ | 809 299 ± 288 791 | 1 818 746 ± 117 752 | 6 135 509 ± 1 394 083 | 8 763 554 ± 1 800 626 |
| Odeur (UOE*s⁻¹) | 12 259 ± 2 573 | 77 016 ± 51 456 | 70 284 ± 10 774 | - - |
| Poussière respirable | 30 ± 84 | 21 ± 21 ^[a] | 530 ± 530 ^[a] | 581 ± 635 |
| Poussière totale | 184 ± 184 ^[a] | - - | 4 837 ± 787 | 5 020 ± 970 |
| PM₁₀ | - - | - - | 1 762 ± 942 ^[b] | 1 762 ± 942 |

^[a] Un facteur de 1 a été appliqué pour exprimer l'incertitude. Ainsi, incertitude = valeur moyenne x 1.

^[b] L'unité animale (UA) a été considérée comme 500 kg de poids vivant pour la conversion en kg/an.

^[c] La variance a été calculée à partir de la somme de la variance de chaque stade de croissance étant donné l'indépendance des émissions entre les stades.

6.4 Discussions

Tel que mentionné précédemment, la moyenne des émissions de toutes les régions a été utilisée pour calculer les émissions de base de la ferme type québécoise, plutôt que la moyenne issue seulement du Québec. Le choix d'une moyenne comprenant toutes les régions a été guidé en premier lieu par le manque de données pour la région de Québec, comme c'est le cas pour le stade de maternité où aucune donnée n'a pu être inventoriée. En deuxième lieu, lorsque les émissions moyennes de toutes les régions sont comparées aux émissions moyennes québécoises, pour la plupart des substances, les valeurs ne présentent pas de grandes différences. Le méthane fait cependant exception. Pour la région de Québec, les émissions moyennes de ce gaz sont respectivement plus de dix et deux fois plus faibles au stade de pouponnière et de croissance-finition, comparativement à la moyenne de l'ensemble des régions. Ces variations mettent en évidence la limite de l'approche actuelle pour déterminer le scénario de base pour les émissions issues d'une ferme de production porcine « typique » du Québec.

Les résultats du tableau 8 permettent de voir que l'émission de gaz carbonique est la plus importante, suivie par le méthane, l'ammoniac et l'oxyde nitreux.

Étant donné que les odeurs ne sont pas des substances pouvant être mesurées physiquement par la quantité de masse, comme c'est le cas pour les gaz et les poussières, l'émission totale du site (naiseur-finiisseur) ne peut pas être représentée par l'addition des émissions des différents stades. En effet, au niveau des odeurs, la synergie d'un mélange de deux flux d'air est inconnue. Selon les données rapportées, les émissions d'odeurs les plus importantes sont associées au stade pouponnière (77 016 UOE*s⁻¹).

On note une grande différence au niveau des poussières respirables au stade de croissance-finition ($530 \text{ kg}\cdot\text{an}^{-1}$) par rapport à la maternité et la pouponnière (30 et $21 \text{ kg}\cdot\text{an}^{-1}$ respectivement).

Pour le Québec, dû à l'absence de données comparatives pour le H_2S et le $\text{MP}_{2.5}$, ces deux substances n'ont pas été prises en compte dans le calcul des émissions de la ferme type.

L'estimation préliminaire du potentiel d'émissions des gaz et des particules de la ferme « type » fait état que la substance avec l'émission la plus importante est le CO_2 ($8\,763\,554 \text{ kg}\cdot\text{an}^{-1}$). Or, même si 96 % de son émission est produite par la respiration des animaux, le 4 % restant ($350\,542 \text{ kg}_{\text{CO}_2}\cdot\text{an}^{-1}$), attribué à la décomposition des déjections, est toujours important par rapport aux émissions des autres substances.

Cependant, si les substances sont comparées dans une même perspective par rapport au potentiel de réchauffement global (PRG), les émissions des GES de la ferme résultent en $865\,200$ équivalent- $\text{CO}_2\cdot\text{an}^{-1}$ pour le CH_4 et en $640\,700$ équivalent- $\text{CO}_2\cdot\text{an}^{-1}$ pour le N_2O (basées sur une échelle de 100 ans où les facteurs du PRG de chaque gaz sont respectivement de 25 et 298). Ainsi, en excluant le CO_2 émis par la respiration des animaux, le CH_4 devient la substance avec l'impact le plus important sur le réchauffement de la planète. Ces résultats présentent la direction vers laquelle les objectifs en matière de réduction de GES doivent être priorisés.

Étant donné que les émissions d'odeurs sont de cinq à six fois plus importantes aux stades pouponnière et croissance-finition par rapport aux émissions à la maternité, les efforts pour leur atténuation devraient se concentrer à ces deux stades de production.

Selon le scénario de référence, un site avec une production de porcs en croissance – finition cause des émissions de gaz plus importantes que les autres stades. De plus, au niveau des poussières, le manque de données des autres stades et la tendance des émissions de poussières respirables à augmenter dans un site de croissance-finition (tableau 8) permettent d'affirmer que ce dernier stade est le plus problématique.

7. CONCLUSIONS

Dans le but de mesurer la performance reliée à la réduction des émissions issues d'un bâtiment porcin, une approche de comparaison des émissions produites à une année donnée par rapport aux émissions d'un état de référence, a été proposée. Le but de ce projet consistait à établir l'état de référence des odeurs et des gaz émis par les bâtiments porcins. Les objectifs spécifiques du projet étaient :

- De déterminer la ou les unités fonctionnelles applicables au modèle québécois et permettant une mesure de performance des techniques de mitigation;
- De déterminer les émissions de gaz et d'odeurs provenant des bâtiments de croissance-finition, de maternité-gestation et de poupons;

- De déterminer les mêmes émissions pour un site naisseur-finiisseur;
- D'établir, dans la mesure du possible, un consensus sur le taux d'émissions de référence avec les différents intervenants de la filière.

Les travaux ont permis de déterminer l'ensemble des contaminants à retenir pour l'analyse comparative 2006-2010 ainsi que l'unité fonctionnelle. Basé sur les approches globales (type analyse de cycle de vie), les contaminants à considérer pour l'analyse comparative sont le CH₄, le N₂O, le CO₂ et le NH₃. De plus, compte tenu du contexte actuel (ex. cohabitation), les émissions d'odeurs et de poussières devraient également être considérées. Afin d'exprimer les différentes émissions, les résultats des travaux suggèrent qu'elles soient présentées sous forme de valeur absolue en kg – an⁻¹ pour une ferme type. Cette façon de faire permet de réduire les distorsions temporelles, spatiales et celles reliées à une approche axée sur les produits.

Afin de déterminer les émissions aux bâtiments, une revue de littérature exhaustive a été réalisée. Cette revue a permis de regrouper une série de valeurs d'émissions pour les différents stades de production. L'inventaire réalisé a permis de définir des émissions de gaz (NH₃, CH₄, N₂O, et CO₂), de particules (poussière respirable, poussière totale, PM₁₀ et PM_{2.5}) et d'odeurs (le plus documenté dans la littérature) produits en fonction du stade de croissance de l'animal : maternité, pouponnière et croissance-finition. Selon la littérature, la distinction des stades de croissance est une méthode appropriée pour la présentation des émissions du secteur porcin à la différence d'autres études qui présentent un facteur global d'émissions.

Les résultats ont révélé une limitation dans la quantité de données disponibles liées aux émissions de la ferme porcine, spécialement pour le stade de pouponnière et de maternité. D'un autre côté, les analyses statistiques ont permis d'identifier des variations considérables parmi les données en inventaire, menant ainsi à des intervalles de confiance très grands. Cet effet a été particulièrement marqué pour le CH₄ aux stades de maternité et pouponnière, de même que pour le N₂O au stade de croissance-finition. En général, il n'y avait aucune contradiction majeure entre les données moyennes obtenues avec les valeurs de la région de Québec et celles obtenues avec l'ensemble des données. La seule exception étant de CH₄.

Les paramètres de base pour une ferme de référence d'élevage porcin du Québec ont pu être définis pour l'année 2006. Selon les sources consultées et l'avis des représentants du secteur porcin québécois, il a été établi que la ferme devait être de type naisseur-finiisseur avec trois stades de production, soit maternité, pouponnière et croissance-finition. La maternité inclut les truies gestantes et les truies allaitantes avec leurs porcelets. Dans le cadre de ce projet, la maternité compte 417 truies, 9058 porcelets en pouponnière et 8764 porcs en croissance-finition par année. Cette ferme de référence ne doit cependant pas être considérée comme un modèle de ferme idéale.

Selon les valeurs d'émissions obtenues, une telle ferme type émet annuellement 24 193 kg NH₃, 34 608 kg CH₄, 2150 kg N₂O et 8 763 554 kg CO₂. Pour la même ferme type, les émissions d'odeurs sont de 12 259, 77 016 et 70 284 UOE/s en maternité, pouponnière et croissance-finition respectivement.

La présente étude a permis de mettre en lumière que les émissions d'odeurs et de NH_3 sont les plus documentées, spécialement pour le stade de production croissance-finition. Aussi, le peu de données disponibles indique que des travaux sont nécessaires pour documenter les émissions en pouponnière et en maternité. Principalement, compte tenu de leur importance, les émissions d'odeurs en pouponnière devraient faire l'objet d'études plus approfondies. Finalement, les études sur les poussières en pouponnière, surtout en croissance-finition, ainsi que les émissions de H_2S à tous les stades de production devraient faire l'objet de recherches plus exhaustives.

8. RÉFÉRENCES

- Aarnink, A.J.A. 1997. Ammonia emission from houses for growing pigs as affected by pen design, indoor climate and behaviour. Ph.D. diss. Wageningen, Pays-Bas. Agricultural University Wageningen, Wageningen Institute of Animal Sciences and the Department of Agricultural Engineering and Physics.
- Arogo, J., P.W. Westerman etd A.J. Heber. 2003. A review of ammonia emissions from confined swine feeding operations. *Transactions of the ASAE*. 46(3): 805-817. ASAE (American Society of Agricultural Engineers). 1997. Manure Storage Safety. ASAE standard EP470 DEC97. 744-748.
- ASAE (American Society of Agricultural Engineers). 1997. Manure storage safety. ASAE standard EP470 DEC97. 744-748.
- Basset-Mens, C. 2005. Propositions pour une adaptation de l'analyse de cycle de vie aux systèmes de production agricole. Mise en œuvre pour l'évaluation environnementale de la production porcine. Rennes, France. Agrocampus Rennes.
- Basset-Mens, C. et H.M.G. van der Werf. 2005. Scenario-based environmental assessment of farming systems : the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105 : 127-144.
- Basset-Mens, C., H.M.G. van der Werf, P. Robin, T. Morvan, H. Hassouna, J.-M. Paillat et F. Vertès. 2007. Methods and data for the environmental inventory of contrasting pig production systems. *Journal of Cleaner Production*. 15(15) : 1395-1405.
- Bendat, J.S. et A.G. Piersol. 2000. Random data. Analysis and measurement procedure. 3rd edition, New York, NY. John Wiley & Sons, Inc.
- Bos, B., P.W.G. Groot Koerkamp et K. Groenestein. 2003. A novel design approach for livestock housing based on recursive control with examples to reduce environmental pollution. *Livestock Production Science*. 84:157-170.
- Braam, C.R. et D. Swierstra. 1999. Volatilization of ammonia from dairy housing floors with different surface characteristics. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 72 (1) : 59-69.
- CAAAQ. 2008. Agriculture et agroalimentaire : assurer et bâtir l'avenir. Propositions pour une agriculture durable et en santé. Rapport de la Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois. Québec, QC. Commission sur l'avenir de l'agriculture et de l'agroalimentaire québécois.
- Cambra-López, M., A.J.A. Aarnink, Y. Zhao, S. Calvet et A.G. Torres. 2010. Airborne particulate matter from livestock production systems: A review of an air pollution problem. *Environmental Pollution* 158 1–17.

- Casey, J.W. et N.M. Holden. 2005. Holistic analysis of GHG emissions from Irish livestock production systems. ASAE paper No. 054036. St-Joseph, MI. ASABE.
- Cedeberg, C. et B. Mattsson. 2000. Life cycle assessment of milk – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*. 8 : 49-60.
- Chadwick, D.R., R.W. Sneath, V.R. Phillips, et B.F. Pain. 1999. A UK inventory of nitrous oxide emissions from farmed livestock. *Atmospheric Environment*. 33: 3345-3354.
- Cortus, E.L. 2006. A dynamic model of ammonia production within grow-finish swine barns. Thèse doctorale. Saskatoon, Saskatchewan. Department of Agricultural and Bioresources engineering, University of Saskatchewan.
- CRAAQ. 2007. Caractéristiques des effluents d'élevage. Valeurs références pour les volumes et pour les concentrations d'éléments fertilisants. Production porc (lisiers). Québec. CRAAQ. Disponible à <http://pub.craaq.qc.ca/Transit/Validees/Porc.pdf>. Consulté le 11 mars 2008.
- De Koeijer, T.J., G.A.A. Wossink, P.C. Struik et J.A. Renkema. 2002. Measuring agricultural sustainability in terms of efficiency: the case of Dutch sugar beet growers. *Journal of Environmental Management*. 66 : 9-17.
- Degré, A., D. Verhève et C. Debouche. 2001. Émissions gazeuses en élevage porcin et modes de réduction : revue bibliographique. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*. 5(3): 135-143.
- Dong, H., Z. Zhu, B. Shang, G. Kang, H. Zhu et H. Xin. 2007. Greenhouse gas emissions from swine barns of various production stages in suburban Beijing, China. *Atmospheric Environment*. 41 : 2391-2399.
- Dubus, I.G., C.D. Brown et S. Beulke. 2003. Sources of uncertainty in pesticide fate modelling. *The Science of the Total Environment*. 317 (1-3) : 53-72.
- EPA. Environmental Protection Agency. 2005. National emission inventory – Ammonia emissions from animal agricultural operations. Revised draft report. United States Protection Agency.
- EPA. Environmental Protection Agency. 2010. Particulate matter. [En ligne] <http://www.epa.gov/pm/>. Consulté le 11 décembre 2010.
- Eriksson, I.S., H. Elmquist, S. Stern et T. Nybrant. 2005. Environmental systems analysis of pig production. The impact of feed choice. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 10(2) : 143-154.
- Falardeau, P. 2006. Le rôle du centre de développement du porc du Québec au sein de la filière porcine du Québec. Journées recherche porcine. 38 : 299-302.

- Gaillard, G., P. Crettaz et J. Hausheer. 1997. Inventaire environnemental des intrants agricoles en production végétale. Base de données pour l'établissement des bilans énergétiques et écologiques en agriculture. Station de recherche en économie et technologies agricoles, Tanikon, Suisse. *Dans* : Payraudeau, S. et H.M.G. van der Werf. 2005. Environmental impact assessment for a farming region : a review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105(1) : 127-144.
- Haas, G., F. Wetterich et U. Geier. 2000. Framework in agriculture on the farm level. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 5 (6) : 345-348.
- Halberg, N., H.M.G. van der Werf, C. Basset-Mens, R. Dalgaard et I.J.M. de Boer. 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science*. 96 : 33-50.
- Hamelin, L., M. Wesnæs, H. Wenzel et B.M. Petersen. 2010. Life cycle assessment of slurry management technologies II – emphasis on biogas production. Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency. [En ligne] <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2010/978-87-92668-03-5/pdf/978-87-92668-04-2.pdf>. Consulté le 11 décembre 2010.
- Hayes, E.T., T.P. Curran et V.A. Dodd. 2006. Odour and ammonia emissions from intensive pig units in Ireland. *Bioresource Technology*. 97:940-948.
- Hermann, B.G., C. Kroeze et W. Jawjit. 2007. Assessing environmental performance by combining life cycle assessment, multi-criteria analysis and environmental performance indicators. *Journal of Cleaner Production*. 15 : 1787-1796.
- Hines, W.W. et D.C. Montgomery. 1990. Probability and statistics in engineering and management science. 3^e édition, New York, NY. John Wiley & Sons.
- Hobbs, P.J., T.H. Misselbrook et B.F. Pain. 1998. Characterisation of odorous compounds and emissions from slurries produced from weaner pigs fed dry feed and liquid diets. *Journal of the Science of Food Agriculture*. 43:437-445.
- IPCC. 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Hayama, Japan. Eggleston H.S., Buendia L., Mowa K., Ngara and Tanabe K. (eds). [En ligne] <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.html>. Consulté le 10 Octobre 2009.
- IRDA. 2006. Plan stratégique 2006-2010. ISBN 2-922851-51-6. Québec, Canada.
- ISO. 2000. ISO 14049. Management environnemental. Analyse du cycle de vie. Exemple d'application de l'ISO 14041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire. Genève, Suisse. International Organisation for Standardization. Ce standard est maintenant remplacé par *ISO 14040 et ISO 14044*.

- ISO. 2006a. ISO 14040. Environmental management - Life cycle assessment. Principles and framework. International Standard. Seconde édition.
- ISO. 2006b. 14044. Environmental management - Life cycle assessment. Requirements and guidelines. International Standard. Première édition.
- Jungbluth, T., E. Hartung et G. Brose. 2001. Greenhouse gas emissions from animal houses and manure stores. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 60: 133-145. Le, P.D., A.J.A. Aarnink, A.W. Jongbloed, C.M.C. van der Peet Schwing, N.W.M. Ogink et M.W.A. Verstegen. 2006. Effects of crystalline amino acid supplementation to the diet on odor from pig manure. *Journal Animal Science*. 85: 791-801
- MAPAQ. 2008. Portrait de la production porcine au Québec. Disponible à <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Productions/Production/porcine/PortraitProductionPorcine/>. Consulté le 11 mars 2008.
- Marquis, A. et P. Marchal. 1998. Qualité de l'atmosphère à proximité des bâtiments d'élevage. *Cahiers d'études et de recherches francophones – Agricultures*. 7(5): 377-385.
- Martel, M., S.P. Lemay, M. Belzile, J. Feddes et S. Godbout. 2010. Identification of key odour components from pig buildings for modelling purposes. XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural and Biosystems Engineering (CIGR) hosted by the Canadian Society for Bioengineering (CSBE/SCGAB). Quebec City, Canada. Juin, 2010.
- Ménard, J-F. et M. Margni. 2005. Analyse environnementale du cycle de vie (ACV) des produits et services : théorie et pratique. Cours de formation continue dans le cadre du 2^e Forum canadien sur la gestion du cycle de vie des produits et services. Montréal, Québec. CIRAIG.
- Mobley, H.L.T. et R.P. Hausinger. 1989. Microbial ureases : Significance, regulation and molecular characterization. *Microbiological Reviews*. 53(1) : 85-108.
- Ni, J.-Q. 1999. Mechanistic models of ammonia release from liquid manure: A review. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 72: 1-17.
- Ni, J.Q., J. Hendricks, C. Vinckier et J. Coenegrachts. 2000. Development and validation of a dynamic mathematical model of ammonia release in pig house. *Environment International*. 26:105-115.
- Oenema, O., N. Wrage, G.L. Velthof, J.W. van Groenigen, J. Doling et P. J. Kuikman. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 72 : 51-65.
- Ogink N.W.M., A.J.A. Aarnink, J. Mosquera, A. Winkel. 2010. Development and testing of technical measures for the abatement of pm10 emissions from poultry housings.

XVIIth World Congress of the International Commission of Agricultural and Biosystems Engineering (CIGR) hosted by the Canadian Society for Bioengineering (CSBE/SCGAB). Quebec City, Canada. Juin, 2010.

Olsthoorn, X., D. Tyteca, W. Wehrmeyer et M. Wagner. 2001. Environmental indicators for business : a review of the literature and standardisation methods. *Journal of Cleaner Production*. 9 : 453-463.

Payraudeau, S. et H.M.G. van der Werf. 2005. Environmental impact assessment for a farming region : a review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 105(1) : 127-144.

Pelletier, F., S. Godbout, R. Joncas, G. Gingras, A. Marquis et F. Pouliot. 2004. Connaître et réduire les émissions de gaz, de poussières et d'odeurs reliées aux productions animales. CRAAQ. 37 p.

PNUE. 2004. Pourquoi l'approche du cycle de vie ? Nairobi, Kenya : PNUE. <http://www.unep.fr/pc/sustain/reports/lcini/UNEPBookletFRE3.pdf>. Consulté le 14 février 2008.

Portejoie, S., J. Martinez et G. Landmann. 2002. L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel. *INRA Productions Animales*. 15 (3): 151-160.

Poulsen, H.D., C.F. Børstning, H.B. Rom et S.G. Sommer. 2001. Kvælstof, fosfor og kalium i husdyrgødning – normtal 2000 [Nitrogen, phosphorus and potassium in animal manure – valeurs standard 2000]. Danmarks Jordbrugs Forskning. DJF rapport No. 36. Husdyrbrug. Miljøministeriet for fødevarer, landbrug og fiskeri. Danmarks Jordbrugsforskning, Tjele, Danemark.

Richard, Y. 2008. Communication personnelle avec Yvonne Richard. Québec, QC, 10 juin.

Rochette P. 2008. Gestion des engrais minéraux et organiques : volatilisation de l'ammoniac. Colloque en agroenvironnement. 27 novembre 2008, Drummondville.

Rubino G. et B. Tuffin. 2007. Simulation et méthodes de Monte Carlo. Mathématiques pour l'ingénieur.

Sandars, D.L., E. Audsley, C. Cañete, T.R. Cumby, I.M. Scottford et A.G. Williams. 2003. Environmental benefits of livestock manure management practices and technology by life cycle assessment. *Biosystems Engineering*. 84(3) : 267-281.

Schiffman, S. S., Auvermann, B.W., and Bottcher, R.W. 2002. Health effects of aerial emissions from animal production waste management systems. National Center for Manure and Animal Waste Management White Papers, North Carolina State University, Raleigh, NC (available on CD-ROM- MidWest Plan Service), 45 p

- Sommer, S.G., S.O. Petersen et H.B. Møller. 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrients Cycling in Agroecosystems*. 69: 143-154.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, M. Rosales et C. de Haan. 2006. Livestock's long shadow. Environmental issues and options. Rome, Italie. FAO.
- Symons, G.E. et A.M. Buswell. 1933. The methane fermentation of carbohydrates. *Journal of the American Chemical Society*. 55: 2028-2036.
- Tamminga, S. 2003. Pollution due to nutrient losses and its control in European animal production. *Livestock Production Science*. 84 : 101-111.
- Timmerman, M., A.I.J. Hoofs et A.V. van Wagenberg. 2003. Ammonia emission from four systems for Group-housed sows. Dans: Proceedings Swine Housing II, 122-128. Raleigh, Caroline du Nord. 12-15 octobre.
- van der Peet-Schwering, C.M.C., A.J.A. Aarnink, H.B. et J.Y. Dourmad. 1999. Ammonia emissions from pig houses in the Netherlands, Denmark and France. *Livestock Production Science*. 58:265-269.
- van der Werf, H.M.G., J. Tzilivakis, K. Lewis et C. Basset-Mens. 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 118 : 327-338.
- Weidema, B.P. 2006. The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment. *International Journal of LCA*. 11(1) : 89-96.
- Wesnæs, M., H. Wenzel et B.M. Petersen. 2009. Life cycle assessment of slurry management technologies. Environmental project no. 1298. Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency. [En ligne] www2.mst.dk/udgiv/publications/2009/978-87-92548-20-7/pdf/978-87-92548-21-4.pdf. Consulté le 10 octobre 2009.

ANNEXE A

Pour les trois stades établis (maternité, pouponnière et croissance - finisseur), cette annexe présente les substances et les émissions inventoriées qui sont à l'origine des tableaux de résultats (tableaux 4 à 6). Pour des raisons de format, la totalité des données inventoriées initialement suite à la revue de littérature ne peuvent pas être présentées dans le présent rapport. Cependant, afin d'assurer la transparence du processus, il a été jugé pertinent de présenter au moins les données transformées retenues pour l'analyse (tableaux A1 à A3) et la référence de la source respective (tableau A4). Ainsi, les données exclues lors des différentes étapes de sélection ne sont pas incluses dans ces tableaux.

Tableau A1. Résumé des émissions inventoriées transformées pour le stade pouponnière.

| Région ^[a] | NH ₃ [g/j*porc] | Odeurs ^[b] [UO _E /s*porc] | CH ₄ ^[c] [g/j*porc] | CO ₂ ^[d] [kg/j*porc] | N ₂ O ^[e] [g/j*porc] | Poussière respirable [mg/h*porc] | Incertitudes ^[g] | Référence ^[h] |
|-----------------------|-------------------------------|--|--|---|---|--|--|--------------------------|
| E-BE | | 19,0 | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 15,1 | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 28,0 | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 19,7 | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 11,4 | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 7,0 | | | | | Odeur | 4 |
| E-IE | | 3,7 ^[b1] | | | | | | 11 |
| E-IE | 1,1 | 4,3 ^[b1] | | | | | | 11 |
| E-IE | | 4,6 ^[b1] | | | | | | 11 |
| E-IE | | 4,6 ^[b1] | | | | | | 11 |
| E-PB | 0,03 | | 10,68 | | | | | 41 |
| E-PB | | 7,7 | | | | | | 54 |
| E-PB | | 3,2 | | | | | | 54 |
| E-PB | | | | | | 6,40 | | 41 |
| Q | 0,28 | | 0,56 ^[c1] | 0,58 ^[d1] | 0,01 ^[e1] | | NH ₃ ,CH ₄ ,N ₂ O,CO ₂ | 53 |
| Q | 0,22 | | 0,56 ^[c1] | 0,59 ^[d1] | 0,01 ^[e1] | | NH ₃ ,CH ₄ ,N ₂ O,CO ₂ | 53 |
| Q | 0,18 | | 0,32 ^[c1] | 0,56 ^[d1] | 0,01 ^[e1] | | NH ₃ ,CH ₄ ,N ₂ O,CO ₂ | 53 |
| Q | 0,48 | | 0,46 ^[c1] | 0,54 ^[d1] | 0,01 ^[e1] | | NH ₃ ,CH ₄ ,N ₂ O,CO ₂ | 53 |
| Q | 0,46 | | 0,53 ^[c1] | 0,55 ^[d1] | 0,01 ^[e1] | | NH ₃ ,CH ₄ ,N ₂ O,CO ₂ | 53 |
| Can-SK | | 2,99 | | | 0 | | | 5 |
| Can-SK | | 2,02 | 6,30 ^[c2] | 0,49 ^[d2] | 0 | | | 5 |
| US-IN | | 0,49 | | | | | | 15 |
| US-IN | | 2,23 | | | | | | 15 |

[a] E : Europe ; -BE : Belgique ; -IE : Irlande ; -PB : Pays-Bas ; Q : Québec ; Can: Canada ; -SK : Saskatchewan ; US : États-Unis ; -IN : Indiana.

[b] b1 : moyenne géographique.

[c] c1: Pour le poids de l'animal, la médiane du rang reporté a été utilisée pour le calcul de la transformation; c2 : poids de l'animal utilisé dans le calcul = 16,15 kg.

[d] d1 : *ld* c1 ; d2 : *ld* c2.

[e] e1 *ld* c1.

[f] Paramètres dont une incertitude ou un rang est spécifié.

[g] Le tableau A4 présente la liste des références correspondantes.

Tableau A2. Résumé des émissions inventoriées transformées pour le stade de maternité.

| Région ^[a] | NH ₃ ^[b] [g/j*truie] | Odeurs ^[c] [UOE/s*truie] | CH ₄ ^[e] [g/j*truie] | CO ₂ ^[f] [kg/j*truie] | N ₂ O ^[g] [g/j*truie] | Poussière [mg/h*truie] | Poussière respirable [mg/h*truie] | Incertitudes ^[h] | Référence ^[i] |
|-----------------------|---|--|---|--|--|---------------------------|---|-----------------------------|--------------------------|
| E-BE | | 21,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 53,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 33,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 17,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-IE | | 16,40 ^[b1] | | | | | | | 119 |
| E-IE | 13,50 | 20,40 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-IE | 10,60 | 24,10 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-IE | | 10,90 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-PB | 12,84 | | 57,74 | | | | 6,40 | | 41 |
| E-IE | | 12,00 | | | | | | Odeur | 46 |
| E-IE | | 10,90 | | | | | | Odeur | 46 |
| E-PB | | 39,60 | | | | | | | 54 |
| E-PB | | 31,40 | | | | | | | 54 |
| E-BE | | 43,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 51,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 30,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 36,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 33,00 | | | | | | Odeur | 4 |
| E-IE | | 35,70 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-IE | 17,80 | 37,50 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-IE | 16,30 | 33,20 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-IE | | 66,40 ^[b1] | | | | | | | 11 |
| E-IE | | 35,00 | | | | | | Odeur | 46 |
| E-IE | | 66,40 | | | | | | Odeur | 46 |
| E-PB | | 12,20 | | | | | | | 54 |
| E-PB | | 9,80 | | | | | | | 54 |
| E-UK | | | | | | 50 | 10 | | 36 |
| Can-SK | | 28,14 | 119,70 ^[c1] | 9,35 ^[d1] | 0,00 | | | | 5 |
| Can-SK | | 22,93 | 19,00 ^[c1] | 6,99 ^[d1] | 0,00 | | | | 5 |
| Can-MB | | | 69,92 ^[c1] | 6,29 ^[d1] | 0,00 | | | | 20 |
| Can-MB | | | | 4,40 ^[d1] | 0,00 | | | | 20 |
| Can-SK | | 9,21 | 51,30 ^[c1] | 3,99 ^[d1] | 0,00 | | | | 5 |
| Can-SK | | 9,31 | 13,30 ^[c1] | 5,11 ^[d1] | 0,00 | | | | 5 |
| Can-MB | | | 44,84 ^[c1] | 4,38 ^[d1] | 0,00 | | | | 20 |
| Can-MB | | | 27,74 ^[c1] | 1,83 ^[d1] | 0,00 | | | | 20 |

[a] E : Europe; - BE : Belgique; -IE: Irlande; -PB : Pays-Bas; -UK: Royaume-Unis; Can: Canada; -SK : Saskatchewan; -MB : Manitoba.

[b] B1. Moyenne géométrique.

[c] C1. Poids de l'animal utilisé dans le calcul basé sur le poids moyen établi dans la ferme type.

[d] D1. *Id* C1.

[e] Paramètres dont une incertitude ou un rang est spécifié.

[f] Le tableau A4 présente la liste des références correspondantes.

Tableau A3. Résumé des émissions inventoriées transformées pour le stade croissance–finition.

| Région ^[a] | NH ₃ ^[b] [g/j*porc] | Odeurs ^[c] [UOE/s*porc] | CH ₄ ^[e] [g/j*porc] | CO ₂ ^[f] [kg/j*porc] | N ₂ O ^[g] [g/j*porc] | H ₂ S [g/d] | Poussière [mg/h*porc] | Poussière respirable [mg/h*porc] | PM ₁₀ [g/j*UA] | PM _{2.5} [g/j*UA] | Incertitudes ^[h] | Référence ^[i] |
|-----------------------|--|---------------------------------------|--|---|---|---------------------------|--------------------------|--|------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|-----------------------------|
| E-FR | 10 | | | | | | | | | | | 1 |
| E-FR | 12,2 | | | | | | | | | | | 1 |
| E-FR | 12,5 | | | | | | | | | | | 1 |
| E-FR | 11,20 | | | | | | | | | | | 9 |
| E-FR | 9,60 | | | | | | | | | | | 9 |
| E-FR | 6,20 | | | | | | | | | | | 9 |
| E-FR | 9,40 | | | | | | | | | | | 9 |
| E-DK | 3,00 | | | | | | | | | | | 34 |
| E-DK | 3,23 | | | | | | | | | | | 34 |
| E-IE | | 9,30[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-IE | 3,00 | 9,40[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-IE | 2,70 | 10,50[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-IE | | 10,50[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-PB | 0,74 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 0,70 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 1,20 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 0,86 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 0,78 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 0,78 | | | | | | | | | | NH ₃ | 35 |
| E-PB | 0,93 | | | | | | | | | | NH ₃ | 35 |
| E-PB | 5,70 | | | | | | | | | | NH ₃ | 35 |
| E-PB | 6,40 | | | | | | | | | | NH ₃ | 35 |
| E-IT | 6,86[b1] | | | 2,76 ^[f1] | 0,11 ^[g1] | | | | | | | 3 |
| E-IT | 4,22[b1] | | | 2,74 ^[f1] | 0,26 ^[g1] | | | | | | | 3 |
| E-DE | 14,00 | | 9,00 | 1,40 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | | | 11,00 | 1,60 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | 16,00 | | 15,00 | 1,30 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | 16,00 | | 6,00 | 1,00 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | 10,00 | | 3,00 | 3,00 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | 12,00 | | 4,00 | 4,00 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | 11,00 | | 5,00 | 5,00 | | | | | | | | 2 |
| E-DE | 12,00 | | 2,00 | 2,00 | | | | | | | | 2 |
| E-BE | | 14,00 | | | | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 18,00 | | | | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 9,00 | | | | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 19,00 | | | | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 10,00 | | | | | | | | | Odeur | 4 |
| E-BE | | 8,00 | | | | | | | | | Odeur | 4 |
| E-IE | | 12,10 ^[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-IE | 6,90 | 16,30 ^[c1] | | | | | | | | | | 11 |

Tableau A3. Résumé des émissions transformées pour le stade croissance-finition (suite).

| Région ^[a] | NH ₃ ^[b] [g/j*porc] | Odeurs ^[c] [UOE/s*porc] | CH ₄ ^[e] [g/j*porc] | CO ₂ ^[f] [kg/j*porc] | N ₂ O ^[g] [g/j*porc] | H ₂ S [g/d] | Poussière [mg/h*porc] | Poussière respirable [mg/h*porc] | PM ₁₀ [g/j*UA] | PM _{2.5} [g/j*UA] | Incertitudes ^[n] | Référence ^[i] |
|-----------------------|--|---------------------------------------|--|---|---|---------------------------|--------------------------|--|------------------------------|-------------------------------|--|--------------------------|
| E-IE | 11,90 | | | | | | | | | | | 11 |
| E-IE | 11,30 | 22,80 ^[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-IE | | 10,70 ^[c1] | | | | | | | | | | 11 |
| E-PB | 5,69 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 5,87 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-PB | 5,70 | | | | | | | | | | | 33 |
| E-DE | | | 17,52 ^[e1] | 2,80 ^[f2] | | | | | | | CH ₄ , CO ₂ | 40 |
| E-DE | | | 12,26 ^[e1] | 1,93 ^[f2] | 3,50 ^[g2] | | | | | | CH ₄ , N ₂ O, CO ₂ | 40 |
| E-PB | 9,24 | | | | | | | | | | | 41 |
| E-IE | 8,40 | 7,70 | | | | | | | | | NH ₃ , Odeur | 46 |
| E-IE | 10,00 | 6,00 | | | | | | | | | NH ₃ , Odeur | 46 |
| E-IE | | 6,30 | | | | | | | | | Odeur | 46 |
| E-IE | | 10,70 | | | | | | | | | Odeur | 46 |
| E-DE | 11,94 ^[b2] | | | 2,53 ^[f3] | | | | | | | NH ₃ , CO ₂ | 51 |
| E-PB | | 18,60 | | | | | | | | | | 54 |
| E-PB | | 5,50 | | | | | | | | | | 54 |
| E-IT | | | | | | | | | 2,97 | 1,87 | | 3 |
| E-IT | | | | | | | | | 0,89 | 0,20 | | 3 |
| E-IT | | | | | | | | | 6,86 | 2,17 | | 3 |
| E-IT | | | | | | | | | 5,86 | 3,37 | | 3 |
| E-IT | | | | | | | | | 7,43 | 3,14 | | 3 |
| E-IT | | | | | | | | | 4,27 | 1,09 | | 3 |
| E-PB | | | | | | | | 6,9 | | | | 41 |
| Q | 8,64 | 7,50 | | | | | 63,9 | | | | | 10 |
| Q | 7,78 | 6,00 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 6,91 | 7,00 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 7,78 | 6,50 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 6,05 | 6,75 | | | | | 58,5 | | | | | 10 |
| Q | 6,05 | 9,50 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 6,05 | 7,50 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 6,48 | 9,00 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 4,75 | 5,75 | | | | | 66,6 | | | | | 10 |
| Q | 4,75 | 7,50 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 5,62 | 8,25 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 4,32 | 7,50 | | | | | | | | | | 10 |
| Q | 5,30 ^[b1] | 3,90 ^[c2] | 1,65 ^[e2] | 1,35 ^[f1] | | | | | | | | |
| Q | 2,85 ^[b1] | 3,68 ^[c2] | 1,16 ^[e2] | 1,13 ^[f1] | | | | | | | | |
| Q | 2,70 ^[b1] | 3,63 ^[c2] | 1,36 ^[e2] | 1,27 ^[f1] | | | | | | | | |

Tableau A3. Résumé des émissions transformées pour le stade croissance-finition (suite).

| Région ^[a] | NH ₃ ^[b] [g/j*porc] | Odeurs ^[c] [UOE/s*porc] | CH ₄ ^[e] [g/j*porc] | CO ₂ ^[f] [kg/j*porc] | N ₂ O ^[g] [g/j*porc] | H ₂ S [g/d] | PM ₁₀ [g/j*UA] | Incertitudes [h] | Référence [i] |
|-----------------------|--|---------------------------------------|--|---|---|---------------------------|------------------------------|---|------------------|
| Q | 3,21 ^[b1] | 4,04 ^[c2] | 1,61 ^[e2] | 1,29 ^[f1] | | | | | 37 |
| Q | 2,69 ^[b1] | 3,42 ^[c2] | 1,33 ^[e2] | 1,17 ^[f1] | | | | | 37 |
| Q | 2,71 ^[b1] | 3,09 ^[c2] | 1,31 ^[e2] | 1,20 ^[f1] | | | | | 37 |
| Q | 2,88 | 3,35 | 1,87 | 1,04 | | | | NH ₃ , CH ₄ , CO ₂ | 38 |
| Q | 2,88 | 4,25 | 1,73 | 1,02 | | | | NH ₃ , CH ₄ , CO ₂ | 38 |
| Q | 4,61 | 1,80 | 2,59 | 1,23 | | | | NH ₃ , CH ₄ , CO ₂ | 38 |
| Q | 6,05 | 5,05 | 4,46 | 1,48 | | | | NH ₃ , CH ₄ , CO ₂ | 38 |
| Q | 8,35 | 8,75 | 4,03 | 1,74 | | | | NH ₃ , CH ₄ , CO ₂ | 38 |
| Q | 6,48 | 2,00 | 4,03 | 1,97 | | | | NH ₃ , CH ₄ , CO ₂ | 38 |
| Q | 9,81 ^[b1] | 6,56 ^[c2] | | 2,04 ^[f1] | | | | NH ₃ | 43 |
| Q | 6,84 ^[b1] | 11,25 ^[c2] | | 1,65 ^[f1] | | | | NH ₃ | 43 |
| Can-SK | | 2,27 | 5,25 ^[e3] | | 0,08 | | | | 5 |
| Can-SK | | 5,95 | 9 | 3,39 | 0,00 | | | | 5 |
| Can-SK | | 6,32 | 16,125 | 3,46 | 0,04 | | | | 5 |
| Can-SK | | | 3,51 ^[e2] | 0,38 ^[f1] | | | | CH ₄ , CO ₂ | 43 |
| Can-SK | | | 3,15 ^[e2] | 0,30 ^[f1] | | | | CH ₄ , CO ₂ | 43 |
| US-IL | | 9,84 ^[c3] | | | | | | Odeur | 23 |
| US-IN | 9,18 ^[b1] | | | | | | | NH ₃ | 25 |
| US-TX | 6,48 ^[b6] | 11,83 ^[c4] | | | | | 3 | NH ₃ , Odeur | 16 |
| US-IA | 9,72 ^[b6] | 14,58 ^[c4] | | | | | 0,75 | NH ₃ , Odeur | 16 |
| US-IL | 7,13 | | | | | 288 | | | 29 |
| US-IL | 5,20 | | | | | 180 | | | 29 |
| US-IN | 2,24 | 3,00 | | | | 0,50 | | | 32 |
| US-IN | 4,36 | 5,48 | | | | 1,10 | | | 32 |
| US-IN | 4,12 | 5,04 | | | | 1,80 | | | 32 |
| US-IN | 1,72 | 0,44 | | | | 0,70 | | | 32 |
| US-IN | 2,16 | | | | | 1,44 | | | 32 |
| US-IN | 2,24 | 4,44 | | | | 7,40 | | | 32 |
| US-NC | | | 6,90 | | | | | | 44 |
| US-IL | 11,50 ^[b1] | | | | | | | NH ₃ | 50 |
| US-MO | | | 4,84 | 2,19 | | | | | |

[a] E : Europe; -FR : France; -DK: Danemark; -IE: Irlande; -PB : Pays-Bas; -IT : Italie; -DE: Allemagne; - BE : Belgique; Q : Québec; Can: Canada; -SK : Saskatchewan; US : États-Unis; -IL: Illinois; -IN : Indiana; -TX : Texas; -IA : Iowa; -NC : Caroline du nord.

[b] B1: la médiane du rang reporté pour le poids de l'animal a été utilisée pour le calcul de la transformation; B2. Calculé avec 432 porcs; B3. Poids de l'animal assumé = 81 kg, cette valeur correspond au poids moyen des porcs en croissance-finition aux États-Unis des données inventoriées (lorsque le poids était présenté sous un rang, la médiane a été utilisée pour calculer cette moyenne).

[c] C1. Moyenne géométrique; C2. *Id* B1; C3. UA = 500 kg_{porc}. La valeur du poids de l'animal est basée sur la médiane du rang de valeurs reporté de l'autre source de l'Illinois (source 30); idem que B3. [d] C.H : caractère hédonique.

[e] E1. Cette donnée représente la valeur maximale. Poids de l'animal assumé = 73 kg, cette valeur correspond au poids moyen des porcs en croissance-finition des données inventoriées pour l'Europe (lorsque le poids était présenté sous un rang, la médiane a été utilisée pour calculer cette moyenne); E2. *Id* B1; E3. La valeur du poids de l'animal est basée sur la médiane du rang de valeurs reporté de l'autre source du Saskatchewan (source 43). [f] F1. *Id* B1; F2. *Id* E1; F3. *Id* B2. [g] G1. *Id* B1; G2. *Id* E1. [h] Paramètres dont une incertitude ou un rang est spécifié. [i] Le tableau A4 présente la liste des références correspondantes.

Tableau A4. Liste de références correspondantes au résumé des émissions inventoriées transformées.

| Numéro | Référence |
|--------|--|
| 2 | Gallmann, E., E. Hartung and T. Jungbluth. 2003. Long-term study regarding the emission rates of ammonia and greenhouse gases from different housing systems for fattening pigs – final results. In : <i>Proceedings of the International Symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities</i> , 122-130. Horsens, Denmark. June 1-4. |
| 3 | Guarino, M., C. Fabbri, P. Navarotto, L. Valli, G. Moscatelli, M. Rossetti and V. Mazotta. 2003. Ammonia, methane and nitrous oxide emissions and particulate matter concentrations in two different buildings for fattening pigs. In : <i>Proceedings of the International Symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities</i> , 140-149. Horsens, Denmark. June 1-4. |
| 4 | Defoer, N. and H. Van Langenhove. 2003. Determination of odour emissions from pig farms for regulatory purposes in Flanders. In : <i>Proceedings of the International Symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities</i> , 152-160. Horsens, Denmark. June 1-4. |
| 5 | Godbout, S., C. Laguë, S.P. Lemay, A. Marquis and T.A. Fonstad. 2003. Greenhouse gas and odour from swine operations under liquid manure management in Canada. In : <i>Proceedings of the International Symposium on Gaseous and odour emissions from animal production facilities</i> , 426-443. Horsens, Denmark. June 1-4. |
| 9 | Guingand, N. and R. Granier. 2001. Comparaison caillebotis partiel et caillebotis intégral en engraissement. [Comparison between fully and partly slatted floors in fattening buildings]. <i>Journées recherche porcine</i> . 33 : 31-36. |
| 10 | Godbout, S., S.P. Lemay, R. Joncas, J.P. Larouche, D.Y. Martin, J.F. Bernier, R.T. Zijlstra, L. Chénard., A. Marquis, E.M. Barber and D. Massé. 2001. Oil sprinkling and dietary manipulation to reduce odour and gas emissions from swine buildings – laboratory scale experiment. In : <i>Proceedings of the 6th International Symposium of Livestock Environment</i> , 671-678, ASAE Publication, Richard R. Stowell, Ray Buckling and Robert W. Bottcher eds. |
| 11 | Hayes, E.T., T.P. Curran and V.A. Dodd. 2006. Odour and ammonia emissions from intensive pig units in Ireland. <i>Bioresource Technology</i> . 97: 940-948. |
| 15 | Lim, T.T., A.J. Heber, J.Q. Ni, A.L. Sutton and D.T. Kelly. 2001. Characteristics and emission rates of odor from commercial swine nurseries. <i>Transactions of the ASAE</i> . 44(5) : 1275-1282. |
| 16 | Jacobson, L.D., A.J. Heber, S.J. Hoff, Y. Zhang, D.B. Beasley and J.A. Koziel. 2006. Aerial pollutants emissions from confined animal buildings. In : <i>Proceedings of the Workshop on Agricultural Air Quality. Ammonia emissions in agriculture</i> , 309-310. Washington, District of Columbia. June 5-8. |
| 20 | Zhang, Q., X.J. Zhou, N. Cicek and M. Tenuta. 2007. Measurement of odour and greenhouse gas emissions in two swine farrowing operations. <i>Canadian Biosystems Engineering</i> . 49 : 6.13-6.20. |
| 23 | Heber, A.J., D.S. Bundy, T.T. Lim, J. Ni, B.L. Haymore, C.A. Diehl and R. K. Duggirala. 1998. Odor emission rates from swine finishing buildings. In : <i>Proceedings of Animal Production Systems and the Environment</i> , 305-310. Des Moines, Iowa. July 19-22. |
| 25 | Heber, A.J., P-C. Tao, J.Q. Ni, T.T. Lim and A.M. Schmidt. 2005. Air emissions from two swine finishing building with flushing : ammonia characteristics. In : <i>Proceedings of the 7th International Symposium of Livestock Environment</i> . ASAE Publication Paper no. 701P0205. St-Joseph, MI : ASAE. |
| 29 | Ni, J-Q., A.J. Heber, C.A. Diehl and T.T. Lim. 2000. Ammonia, hydrogen sulphide and carbon dioxide release from pig manure in under-floor deep pits. <i>Journal of Agricultural Engineering Resources</i> . 77(1) : 53-66. |
| 32 | Lim, T.T., A.J. Heber, J-Q. Ni, D.C. Kendall and B.T. Richert. 2004. Effects of manure removal strategies on odor and gas emissions from swine finishing. <i>Transactions of the ASAE</i> . 47(6): 2041-2050. |
| 33 | Aarnink, A.J.A., A. Keen, J.H.M. Metz, L. Speelman and M.W.A. Verstegen. 1995. Ammonia emission patterns during the growing periods of pigs housed on partially slatted floors. <i>Journal of Agricultural Engineering Resources</i> . 62 : 105-116. |
| 34 | Osada, T., H.B. Rom and P. Dahl. 1998. Continuous measurement of nitrous oxide and methane emission in pig units by infrared photoacoustic detection. <i>Transactions of the ASAE</i> . 41(4) : 1109-1114. |
| 35 | Aarnink, A.J.A., A.J. van den Berg, A. Keen, P. Hoeksma and M.W.A. Verstegen. 1996. Effect of slatted floor area on ammonia emission on the excretory and lying behaviour of growing pigs. <i>Journal of Agricultural Engineering Resources</i> . 64 : 299-310. |
| 36 | Phillips, V.R., M.R. Holden, R.W. Sneath, J.L. Short, R.P. White, J. Hartung, J. Seedorf, M. Schröder, K.H. Linkert, S. Pedersen, H. Takai, J.O. Jonhson, P.W.G. Groot Koerkamp, G.H. Uenk, R. Scholtens, J.H.M. Metz and C.M. Wathes. 1998. The development of robust methods for measuring concentrations and emission rates of gaseous and particulate air pollutants in livestock buildings. <i>Journal of Agricultural Resource</i> . 70 : 11-24. |
| 37 | Godbout, S., M. Belzile, I. Lachance, S.P. Lemay, M.J. Turgeon, V. Dufour, F. Pouliot and A. Marquis. 2006. Évaluation technico-économique d'un système de séparation solide/liquide des déjections à la |

source dans un bâtiment porcin et les impacts sur l'environnement – Volet II. Rapport final. Québec, QC : Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc.

38 Guimont, H., V. Dufour, F. Pelletier, A. Coulibaly, C. Giguère, S. Godbout, S.P. Lemay, D.I. Massé, F. Pouliot et N. Fortin. 2007. Évaluation technique et économique d'un système d'isolement des fèces avec grattes en « V » dans un engraissement commercial. Rapport final. Québec, QC : CDPQ, IRDA, La Coop fédérée and AAC.

40 Gallman, E. and E. Hartung. 2000. Evaluation of the emission rates of ammonia and greenhouse gases from swine housings. In : *Proceedings of the 2nd International Conference on Air Pollution from Agricultural Operations*, 92-99. Des Moines, Iowa : ASAE.

41 Groot Koerkamp, P.W.G. and G.H. Uenk. 1997. Climatic conditions and aerial pollutants in and emissions from commercial animal production systems in the Netherlands. In : *Proceedings of the International Symposium of Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities*, 139-144. AB Rosmalen, Netherlands.

43 Lemay, S.P., S. Godbout, R. Bergeron, M. Belzile, B. Predicala, C. Laguë, A. Marquis, F. Pouliot et F. Rondeau. 2007. Développement d'un nouveau concept d'enclos pour élevages porcins "sans lattes" permettant de séparer les déjections et de réduire les émissions gazeuses et odorantes. Rapport final. Québec, QC. Institut de recherche et de développement inc.

44 Sharpe, R.R., L.A. Harper and J.D. Simmons. 2001. Methane emissions from swine houses in North Carolina. *Chemosphere – Global change science*. 3: 1-6.

46 Hayes, E.T., T.P. Curran and V.A. Dodd. 2003. Odour and ammonia emissions from pig and poultry units. Paper no. 034082. St-Joseph, MI. ASABE.

50 Heber, A.J., J.Q. Ni, T.T. Lim, C.A. Diehl, A.L. Sutton, R.K. Duggirala, B.L. Haymore, D.T. Kelly and V.I. Adamchuk. 2000. Effect of a manure additive on ammonia emission from swine finishing buildings. *Transactions of the ASAE*. 43 : 1895-1902.

51 Hinz, T. and S. Linke. 1998. A comprehensive experimental study of aerial pollutants in and emissions from livestock buildings. Part 2 : Results. *Journal of Agricultural Engineering Research*. 70 : 119-129.

52 Ni, J-Q., A.J. Heber, T.T. Lim, P.C. Tao and A.M. Schmidt. 2008. Methane and carbon dioxide emission from two pig finishing barns. *Journal of Environmental Quality*. 37 : 2001-2011.

53 Godbout, S. and S.P. Lemay. 2006. Effects of pig diet on gas emissions. Final report. Quebec, Canada. IRDA.

54 Verdoes, N. and N.W.M. Ogink. 1997. Odour emission from pig houses with low emission. In *Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control from Animal Production Facilities*, 317-325. CIGR and EurAgEng publication. Rosmalen, The Netherlands. In ITP. 1998. Odeurs et environnement. Cas de la production porcine. [Odeur and environment. Case of pig production]. France. Institut technique du porc.
