

Émissions gazeuses en élevage porcin et modes de réduction : revue bibliographique

Aurore Degré ⁽¹⁾, Didier Verhève ⁽¹⁾, Charles Debouche ⁽²⁾

⁽¹⁾ Chaire de technologie chimique. Université de Mons-Hainaut. Place Warocqué, 17. B-7000 Mons (Belgique).

E-mail : aurore.degre@umh.ac.be

⁽²⁾ Centre d'évaluation environnementale. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux. Passage des Déportés, 2. B-5030 Gembloux (Belgique).

Reçu le 28 février 2001, accepté le 6 septembre 2001

Les émissions atmosphériques des exploitations porcines d'élevage et d'engraissement sont étudiées au niveau des bâtiments, des zones de stockage, et de l'épandage. Les modes de formation et les facteurs influençant le niveau d'émission de l'ammoniac, du protoxyde d'azote, du méthane, de différents gaz odorants ainsi que leurs effets sont décrits. L'émission d'azote moléculaire N₂ est également envisagée. Les techniques de réduction de ces émissions sont décrites. Elles reposent sur la stratégie alimentaire, la conception des bâtiments d'élevage et des zones de stockage, les techniques de traitement de l'air extrait des porcheries, le traitement de l'effluent lui-même et les modes d'épandage des effluents ou des co-produits du traitement. Le coût de la réduction des émissions atmosphériques pour chacune des méthodes présentées est donné. Les actions les plus opportunes de réduction des émissions concernent les bâtiments et le stockage des effluents.

Mots-clés. Porcherie, ammoniac, nuisance olfactive, azote, émission atmosphérique, réduction des émissions, pollution atmosphérique.

Gaseous emissions in pig husbandry and measures of reduction: a review. Atmospheric emissions of pig husbandry are studied at the level of the farm building, storage area and land used for spreading. The process leading to formation of NH₃, N₂O, CH₄ and various smelling gases, the parameters controlling their level of emission, and their effects are described. Emission of molecular nitrogen is also addressed. Measures for reducing atmospheric emissions are detailed. They rely on animal feeding, design of farm building and storage area, air treatments, effluent management and disposal. The sub-products of the effluents are also considered. The costs of the techniques used to reduce gas emissions are detailed in BEF per weight of carcass. This document gives evidence that the most effective measures to reduce the emissions are linked to the design of the farm buildings and the storage of the effluents.

Keywords. Piggeries, ammonia, harmful smell, nitrogen, atmospheric emission, emission abatement, air pollution.

1. INTRODUCTION

Les émissions atmosphériques de composés polluants sont de plus en plus au centre des préoccupations environnementales. De nombreux secteurs d'activité sont concernés. Au niveau international et dans le cadre des engagements pris par l'UE et la Belgique [plan fédéral de lutte contre l'acidification et l'ozone troposphérique (Woestyn, 2000), plan air (Gouvernement wallon, 2000)], le secteur de l'agronomie se voit contraint de réduire ses émissions, principalement d'ammoniac et de méthane. La réalisation du bilan de ces deux gaz est pertinente ; l'élevage porcin est un des gros émetteurs d'ammoniac, soit 15 % des émissions totales pour l'Europe (MRW, 1997).

Les modes de traitement des effluents ou de réduction des émissions qui se développent peuvent générer des transferts de pollution, notamment vers

d'autres composés azotés comme le protoxyde d'azote qu'il convient également d'étudier.

Au niveau local, d'autres composés émis, même en faibles quantités, peuvent quant à eux intervenir dans l'odeur de la porcherie, principale source de conflits entre les exploitants et riverains.

La présente revue bibliographique analyse les modes de formation et d'émission des polluants gazeux ainsi que les techniques de réduction actuellement disponibles. Les transferts de pollution, les limites, les résultats et les coûts de ces techniques font également l'objet d'une synthèse.

2. LOCALISATION DES ÉMISSIONS DANS L'ÉLEVAGE PORCIN

Les émissions gazeuses en élevage porcin sont essentiellement liées aux effluents. Les points

d'émission sont les bâtiments, les zones de stockage et les terres d'épandage.

Au niveau du bâtiment, pour les élevages sur caillebotis, trois sources d'émission peuvent être identifiées. La première est constituée du dépôt du mélange fèces et urine à la surface des caillebotis et des éléments de structure de la fosse à lisier ayant une composante horizontale ; la deuxième est constituée de l'urine (qui se mélange au lisier) et la troisième concerne les fèces qui tombent dans la fosse.

Cette troisième source ne conduit à l'émission d'ammoniac qu'après ammonification de la matière organique. Cette opération prend du temps. De La Farge (1995) annonce un délai de trois semaines. On peut donc en première approche négliger les émissions qui en résultent.

Les deux premiers flux peuvent être mesurés globalement. Les émissions totales varient de 6 à 16 g·jour⁻¹·porc⁻¹ pour des animaux respectivement de 30 et 95 kg de poids vif en fonction des conditions de température, humidité ambiante et débit de ventilation (Guinand *et al.*, 1997b ; Rom, Dahl, 1996). L'acidification du lisier de la fosse permet de négliger le deuxième flux et le premier flux est donc mesuré seul. Il représente de 44 à 72 % des émissions totales selon le poids des animaux. Les normes du CORPEN¹ (1996) français considèrent une émission globale et sous différentes formes (NH₃, N₂O, NO_x et N₂) de 25 % de l'azote initialement contenu dans les déjections au départ du bâtiment (Levasseur, 1998).

Le **stockage** du lisier conduit à des émissions gazeuses qui ont fait l'objet de mesures au Cemagref² (Martinez *et al.*, 1997). Le niveau d'émission est fortement influencé par les caractéristiques physico-chimiques du lisier. Ainsi, un lisier de maternité, peu chargé mais peu visqueux conduit aux émissions les plus fortes : 75 % de l'azote total est émis sous forme d'ammoniac au bout de trois mois de stockage. Un lisier de porc à l'engraissement est plus chargé mais plus visqueux et ne perdra, selon cette même étude, que 24 % de l'azote total de départ sous forme NH_{3(g)}. Les normes du CORPEN français considèrent une émission de 5 % de l'azote initialement contenu dans les déjections au départ des zones de stockage (Levasseur, 1998).

L'**épandage** engendre une bouffée d'odeur au moment de l'opération et une odeur rémanente identifiable jusqu'à deux jours après l'épandage (Guinand, 1998). Les normes du CORPEN français considèrent, au départ des terres fertilisées, une émission de 5 à 27 % de l'azote contenu dans les déjections épandues, selon le type d'épandage (Levasseur, 1998).

¹ Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution de l'Eau par les Nitrates.

² Centre national du Machinisme Agricole du Génie rural et des Eaux et Forêts.

L'épandage peut dans les 15 premières heures conduire à des pertes d'azote particulièrement élevées pouvant atteindre jusque 75 % de l'azote ammoniacal présent dans le lisier (Huijsman, de Mol, 1996, 1998 ; Béline, 1998 ; Kirchmann *et al.*, 1998).

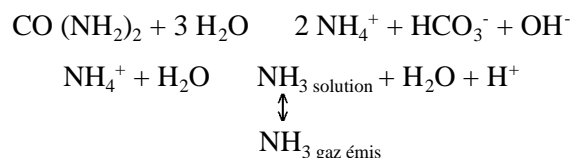
3. PRINCIPAUX POLLUANTS ÉMIS PAR LES PORCHERIES

Les émissions de composés polluants ont principalement été étudiées dans des porcheries sur caillebotis. C'est donc pour ce type de bâtiments que les émissions seront détaillées. Les mécanismes décrits en *infra* sont cependant également applicables aux élevages sur litières qui font actuellement l'objet de diverses études.

3.1. L'ammoniac NH₃

L'ammoniac est le gaz polluant le plus présent dans une exploitation porcine. Il peut pénétrer dans le tractus respiratoire et poser des problèmes pulmonaires aux animaux comme aux travailleurs (Berckmans *et al.*, 1998).

La **formation** de l'ammoniac résulte principalement de la dégradation de l'urée présente dans l'urine. L'hydrolyse de l'urée est catalysée par l'uréase, enzyme produit par des micro-organismes contenus dans les fèces :



Les émissions d'ammoniac se produisent dès la formation d'azote ammoniacal sur les caillebotis ou dans les aires de stabulation. Le processus de volatilisation de l'ammoniac peut être considéré comme un transfert de l'ammoniac gazeux (NH₃) dans l'atmosphère immédiate à partir de l'ammoniac présent dans les phases liquide et gazeuse du lisier.

Les **effets** négatifs directs des émissions atmosphériques d'ammoniac, outre les problèmes d'ambiance interne, peuvent survenir très localement sur des plantes exposées à de très fortes doses subissant ainsi un déséquilibre nutritionnel (Cieslik *et al.*, 1986).

L'effet négatif indirect des émissions atmosphériques d'ammoniac est principalement l'acidification de l'atmosphère. Dans l'atmosphère, l'ammoniac réagit avec l'oxygène ou d'autres polluants primaires pour former des radicaux acides (Kermarrec, 2000) :



Ces radicaux retombent entraînés par les précipitations (on parle alors de pluies acides), ou sous forme de dépôts acides secs. L'acidification du sol qui en résulte est néfaste à la fois aux racines, aux plantes et aux champignons symbiotiques. Le type de couvert végétal influence les dépôts secs (deux fois supérieurs pour un couvert boisé que pour une végétation basse) (Cieslik *et al.*, 1986).

Les dépôts sur les terres de culture représentent 5 à 10 kg N/ha et par an en moyenne, avec de fortes variations à proximité directe des bâtiments d'élevage.

Le niveau d'émission dépend principalement de cinq facteurs : la composition des excréments, le pH, la température, le circuit de l'air dans les bâtiments et la surface de contact air-lisier.

La composition des excréments varie en fonction de la composition des aliments en protéines et de la capacité de l'animal à les assimiler (Schulte, 1997). La composition des effluents dépend du taux de conversion de l'azote contenu dans l'alimentation en azote contenu dans la viande et donc indirectement de l'âge des animaux, de leur poids ainsi que de leur race (EEA, 1999). L'azote fécal se présente sous forme de protéines végétales non digérées et de protéines bactériennes. L'azote urinaire provient de la transformation en urée des acides aminés sanguins non utilisés par l'organisme (Nicks, 1999). C'est principalement l'urée qui est responsable du dégagement d'ammoniac ; en effet le taux d'émission d'ammoniac est linéairement proportionnel à la teneur en urée (Martinez, 1999).

Le pH : en phase aqueuse, l'ammoniac en solution (NH_3) et l'ammonium (NH_4^+) sont en équilibre. Si le pH est élevé, la forme ammoniac prédomine. Or, l'hydrolyse de l'urée qui commence immédiatement sur le sol de la porcherie, provoque une hausse de pH et entraîne des émissions de NH_3 (Bailey *et al.*, 1998).

La température influence

- le coefficient de dissociation $\text{NH}_4^+ - \text{NH}_3$: $7,3 \cdot 10^{-10}$ à 0°C et $5,3 \cdot 10^{-10}$ à 50°C (Robert, Weast, 1977) ;
- la diffusion, qui est proportionnelle à la température (Kermarrec, 2000) ;
- l'activité des bactéries à l'origine de la décomposition de l'urée par l'uréase, qui est positivement corrélée à la température jusqu'à une température d'inactivation (Schulte, 1997).

La **figure 1** montre les effets du pH et de la température sur l'équilibre entre NH_3 et NH_4^+ . Les dégagements d'ammoniac sont plus importants en été qu'en hiver. En outre, l'augmentation de la température induit un débit de ventilation dans la porcherie plus important et donc une augmentation de la vitesse de l'air à la surface du lisier. La stimulation

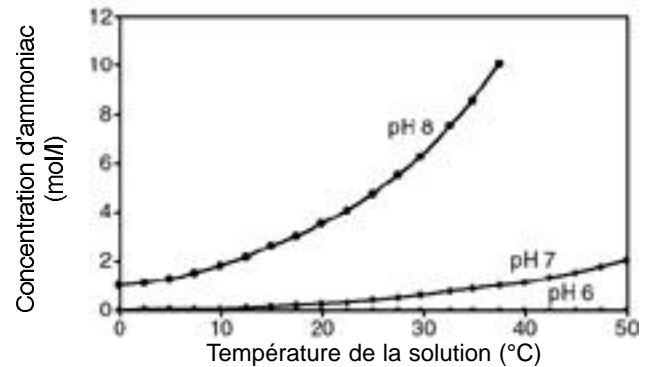


Figure 1. Effets du pH et de la température sur l'équilibre entre NH_3 et NH_4^+ dans une solution aqueuse d'ammoniac — *pH and temperature effects on the balance between NH_3 and NH_4^+ in ammonia solution* (source : Hartung, 1995 cité par Buscher *et al.*, 1997).

de l'émission qui en résulte conduit à l'amplification des rejets vers l'atmosphère.

Le circuit de l'air dans les bâtiments : à même débit de ventilation, une extraction forcée de l'air sous les caillebotis assainit l'ambiance intérieure mais induit un courant d'air à la surface du lisier et est défavorable au niveau environnemental (Schulte, 1997).

La surface de contact air – lisier : lorsque les déjections sont récoltées sous forme de lisier et stockées sous les animaux dans des fosses, l'émission est proportionnelle à la surface de contact air – lisier. Notons que la hauteur de lisier dans ces fosses ne joue qu'un rôle accessoire (Nicks, 1999).

3.2. Le protoxyde d'azote N_2O

La **formation** du protoxyde d'azote a lieu au cours du processus de nitrification – dénitrification qui se produit lors du stockage et/ou du traitement de l'effluent.

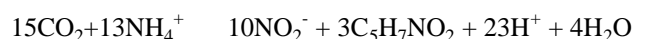
La *nitrification* est la conversion de l'ammonium en nitrate par des bactéries spécialisées. Cette conversion se fait le plus généralement en deux étapes (nitrification autotrophe).

Dans la première étape, l'ammonium est oxydé en nitrite par des bactéries dites nitreuses (*Nitrosomas*). Ces bactéries réalisent une réaction d'oxydation qui leur fournit l'énergie utilisée pour la croissance (assimilation du carbone par réduction du CO_2) :

oxydation de l'ammonium:

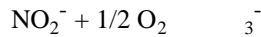


et réduction du CO_2 :

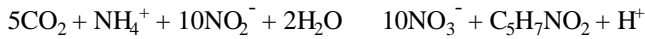


Ensuite, dans la seconde étape, le nitrite est oxydé en nitrate par des bactéries dites nitrifiantes (*Nitrobacter*) :

oxydation du nitrite



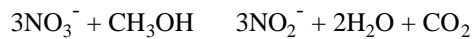
et croissance des bactéries



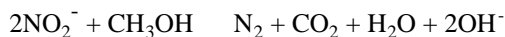
La nitrification autotrophe ne peut se faire qu'en présence d'oxygène. La transformation d'un mg de NH_4^+ en NO_3^- demande 4,57 mg O_2 (Lykiardopol *et al.*, 1999).

La *dénitrification* est la conversion du nitrate en azote moléculaire (N_2). Le nitrate est un accepteur d'électrons et le donneur d'électrons est la matière organique. Dans les équations qui suivent, Lykiardopol *et al.* (1999) ont recours au méthanol comme matière organique :

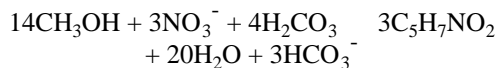
réduction du nitrate en nitrite



réduction du nitrite en azote moléculaire



et croissance des bactéries



Les bactéries capables de produire de l'énergie par réduction du nitrate sont généralement aussi capables de le faire au départ d'oxygène. Quand les deux composés sont disponibles, seul l'oxygène est réduit car cette réaction offre un rendement énergétique plus important. La dénitrification ne peut donc se produire qu'en anaérobiose (Béline, 1998).

Deux mécanismes peuvent expliquer les émissions de N_2O au niveau du stockage ou du traitement des effluents. Le premier est l'inhibition de la nitrification par manque d'oxygène et/ou l'accumulation du nitrite. Dans ces conditions, les bactéries autotrophes sont capables de réduire le nitrite (NO_2^-) en N_2O afin de palier au manque d'oxygène et à l'accumulation toxique du nitrite. Le second est l'inhibition partielle de la dénitrification par la présence d'oxygène dissous et/ou le manque de carbone assimilable. Dans ce cas, la dénitrification est incomplète et s'arrête à l'étape N_2O (Béline, Martinez, 1997).

Si, selon Béline (1998), les deux processus peuvent être à l'origine des émissions de N_2O , Willers *et al.*

(1996) cités par Pahl *et al.* (1997) montrent que la nitrification est la principale cause de l'émission.

Effet : le protoxyde d'azote est un gaz à effet de serre qui absorbe 290 fois plus de chaleur que le CO_2 sur une durée de 100 ans (Berger, 2000). Il a une durée de vie de plus de 150 ans dans l'atmosphère et participe à la dégradation de la couche d'ozone (Béline, Martinez, 1997).

Le **niveau d'émission** dépend principalement de deux facteurs : la concentration en carbone assimilable et la stratégie de stockage du lisier.

- Une concentration en carbone assimilable trop faible ne permet pas d'obtenir une dénitrification et ceci conduit à une accumulation de nitrites, une oxydation incomplète de l'ammonium et une élimination atmosphérique de l'azote principalement sous forme de N_2O . Un tel lisier, une fois stocké, subira du fait de l'accumulation des nitrites une dénitrification incomplète qui conduira elle aussi à une émission de N_2O (Béline, 1998).
- Toute stratégie de stockage privilégiant la nitrification par rapport à la dénitrification conduit à l'émission de N_2O . La stratégie porte sur la concentration en oxygène dissous, le temps d'aération ou de stockage (Béline, 1998).

3.3. Le méthane CH_4

Formation : les émissions de méthane liées aux activités d'élevage ont deux origines. D'une part, le méthane entérique (produit par la digestion de la cellulose chez les ruminants) et d'autre part, le méthane produit par la fermentation anaérobie des déjections animales.

La biomasse fraîche subit en milieu anaérobie une phase de liquéfaction et de solubilisation. Elle est ensuite transformée en acides organiques et autres composés intermédiaires dans une phase d'acidogenèse. Cette phase est suivie de la méthanogenèse qui conduit à la production d'un gaz composé de CH_4 et de CO_2 .

Effet : le méthane est un gaz à effet de serre qui absorbe 21 fois plus de chaleur que le CO_2 sur une durée de 100 ans (Berger, 2000).

Le **niveau d'émission** est principalement fonction de quatre paramètres.

- Le mode de gestion des déjections : en mode aérobie (aération, épandage sur les terres, etc.), la production de méthane est de 70 à 80 % inférieure à la production de méthane en conditions anaérobies (lagunage, stockage en fosses, etc.) (Martinez *et al.*, 1999).
- Le renouvellement d'air : si l'air est renouvelé tous les 2 ou 3 jours, au-dessus du lisier (ventilation

dynamique, lisier sous les animaux), on observe un abattement important de la charge carbonée dans le lisier (la part de méthane dans les émissions carbonées totales varie entre 30 et 60 %). En stockage fermé, la teneur en méthane de l'air situé au-dessus du lisier augmente pour atteindre une pression d'équilibre, les émissions sont globalement plus faibles (Martinez, 1999).

- Le type de lisier : un lisier brut dégage de 16 à 47 g de méthane par mètre cube et par jour, ce qui correspond à 18,9 % de sa charge carbonée (Martinez, 1999). Il en va de même pour un lisier préalablement tamisé (18,5 %). Enfin, un lisier qui a été aéré avant le stockage émet sous forme de méthane 3,4 % du carbone qu'il contient.
- La température : Husted (1993, 1994) souligne l'importance de la température qui est positivement corrélée aux émissions, et celle des variations saisonnières.

3.4. Gaz odorants

L'analyse par chromatographie gazeuse des émissions dans une porcherie est présentée au **tableau 1**. Elle résulte de plusieurs prises d'échantillons ponctuelles. Les composés dépassant leur seuil olfactif sont repris en caractère gras. Les auteurs ont limité les mesures à un nombre restreint de composés (jusqu'à 160 gaz ont été détectés dans les rejets atmosphériques des porcheries). Les seuils olfactifs résultent de mesures faisant intervenir le nez humain, ce qui explique les

variations présentées. Quant aux concentrations mesurées, elles montrent également des variations. Le dégagement d'émissions par porc pour tous ces composés nécessiterait donc un échantillonnage long et représentatif des variations observées au cours du temps.

3.5. Azote moléculaire

Les dégagements d'azote moléculaire résultent de la dénitrification exposée ci-dessus. Cette molécule n'est pas considérée comme une substance polluante. Cependant son émission vers l'atmosphère peut être considérée comme une perte d'élément nutritif pour les plantes. Ces éléments doivent être remplacés par des engrais chimiques synthétisés à partir de l'azote atmosphérique. Cette synthèse étant très énergivore, environ 30 MJ par kg d'azote synthétisé sous forme d'urée (Ullmann's, 1985), il s'agit d'une perte globale pour le système animal-sol-plante.

4. TECHNIQUES DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS

Une alimentation en adéquation avec les besoins des animaux (teneur en protéines, profil des acides aminés), en fonction de leur stade physiologique et de leurs performances (indice de consommation, gain quotidien moyen, prolificité) permet de réduire les rejets. De même, l'augmentation des performances, à

Tableau 1. Mesure de gaz odorants émis par une porcherie d'engraissement de 40 porcs à un taux de ventilation de 1500 m³/h et avec stockage sous les animaux — *Measure of smelling gases emitted in a fattening piggery with 40 pigs and a ventilation rate of 1500 m³/h, slurry kept under animals* (source : Guingand *et al.*, 1997a ; Popescu *et al.*, 1998 pour les seuils olfactifs).

Classe des composés	Composé	Seuil olfactif (mg/m ³ air) ⁽¹⁾	Concentration mesurée dans l'air de la porcherie (mg/m ³ d'air)
Soufrés	Hydrogène sulfuré H ₂ S	0,0001 – 0,03	Non détecté
Acides	Acide acétique CH ₃ COOH	0,025 – 6,5	1,5.10 ⁻⁶ – 0,02
	Acide n-butyrique C₃H₇COOH	0,0004 – 3	0,001 – 0,7
	Acide n-valérique C₄H₉COOH	0,0008 – 1,3	0,002 – 0,08
Azotés	Ammoniac NH₃	0,5 – 37	1 – 24
	Indol C₈H₆NH	0,0006	0,003
	Scatol C₉H₈NH	0,0008 – 0,1	0,003
Phénols	Phénol C ₆ H ₅ OH	0,0002 – 0,004	0,000 002 5 – 0,001
	p-Crésol C₆H₄CH₃OH	0,00001	0,000 004 5 – 0,04
Aldéhydes et cétones	Acétaldéhyde CH ₃ CHO	0,04 – 1,8	0,0036 – 0,0078
	Butyraldéhyde C ₃ H ₇ CHO	0,013 – 15	0,003
	Valéraldéhyde C ₄ H ₉ CHO	0,072	0,000 022
	Hexanal C ₅ H ₁₁ CHO	?	0,000 001 4 – 0,022
	Heptanal C ₆ H ₁₃ CHO	?	0,000 004 1 – 0,041
	Acétone C ₃ H ₆ O	1,1 – 240	0,01 – 0,043

(1) milligramme par mètre cube normal : quantité de gaz contenue dans un mètre cube d'air mesuré à 101,3 kPa et à 273°K.

alimentation égale, permet de réduire la quantité rejetée par quantité produite. L'ajout, dans la ration, d'aliments conduisant à une acidification de l'effluent entraîne une réduction intéressante des émissions d'ammoniac (15 % selon Canh *et al.*, 1997 ; Rom, Sloth, 1999). Mais cette diminution doit être mise en rapport avec les performances (IC⁴, GQM⁵) qui semblent s'en ressentir (Rom, Sloth, 1999).

La conception des **bâtiments d'élevage** peut jouer un rôle important dans la réduction des émissions gazeuses. Les Pays-Bas ont développé un "label vert" qui est accordé aux bâtiments dont les émissions d'ammoniac sont au moins inférieures de 50 % aux émissions des bâtiments classiques. Celles-ci sont présentées au **tableau 2**.

Les techniques développées dans ces bâtiments visent la réduction de la surface de contact air – lisier, de la température du lisier, de la vitesse de l'air au-dessus du lisier. Elles ne sont donc pas spécifiques à un composé mais permettent la réduction des émissions de tous les gaz et donc également la réduction des odeurs.

Citons parmi ces techniques le caillebotis partiel, le caillebotis métallique triangulaire, les canaux séparés pour l'eau de boisson perdue et les effluents, l'évacuation des déjections par rigoles et gouttières, le rinçage des fosses par recirculation de lisier, de lisier aéré, de lisier désinfecté ; les plans inclinés dans les fosses, les bacs à lisier, les couvertures flottantes et refroidissantes... (Commission européenne, 2000).

Des techniques plus spécifiques visent à empêcher le contact urée – uréase par la séparation des urines et des matières fécales ou par aération du lisier. Citons principalement les systèmes de récolte séparée fèces – urine (drain dans les fosses) et les produits d'acidification du lisier.

Le **traitement de l'air** extrait par le système de ventilation permet la réduction des émissions. Comme les molécules à éliminer sont adsorbées sur les poussières, la filtration de l'air (filtre à manche, filtre électrostatique) permet de retenir jusqu'à 60 % des molécules (Guinand, 1998). Les molécules volatiles peuvent être adsorbées sur un biofiltre ou des matériaux à haute surface spécifique, tel que le charbon actif. L'ozonation ou le lavage des gaz peuvent également détruire les molécules polluantes.

Au **stockage** du lisier, les mêmes principes que dans les bâtiments sont d'application : réduction de la surface de contact air – lisier et de la vitesse de l'air au-dessus du lisier via la couverture des fosses. Ces couvertures peuvent être flottantes ou avec structure de soutien.

⁴ IC = Indice de Consommation: quantité d'aliment nécessaire pour un gain de poids de 1 kg (exprimé en kg/kg).

⁵ GQM = Gain Quotidien Moyen: prise de poids moyenne exprimée en g/jour au cours de la période d'engraissement.

Tableau 2. Valeurs forfaitaires des émissions d'ammoniac depuis les porcheries classiques — *All inclusive values of ammonia emissions for usual piggeries* (Source : Commission européenne, 2000).

	Émissions de NH ₃ (kg/place-an)
Truies avec leurs porcelets	8,3
Porcelets en post-sevrage	0,6
Porcs à l'engraissement	3,0
Truies vides et gestantes	4,2

Si le lisier doit être **traité**, de nombreux systèmes existent sur le marché (principalement en France). Soulignons que le traitement du lisier a un objectif plus large que la réduction des émissions atmosphériques : il vise en effet à réduire la quantité d'azote et/ou de phosphore contenue dans les effluents afin de permettre un épandage raisonné sur les terres disponibles. Il faut cependant souligner le risque de transfert de pollution inhérent à certaines méthodes (Béline, 1998).

Les systèmes de traitement faisant intervenir une mise à l'air dans leur processus d'élimination de l'azote sont :

- la nitrification – dénitrification (70 à 75 % de l'azote est émis)
- le compostage avec paille (co-compostage) (50 % de l'azote est émis)
- la volatilisation de l'ammoniac avec combustion (procédé Smelox) (15 à 65 % de l'azote est émis)
- la volatilisation de l'ammoniac par ajout de chaux (procédé Balcopure) (0 à 60 % de l'azote est émis)

Les émissions d'azote ont lieu sous forme d'azote moléculaire N₂ non polluant ou sous forme d'ammoniac NH₃, de protoxyde d'azote N₂O. Les études concernant le compostage et la nitrification – dénitrification sont relativement nombreuses. En ce qui concerne les procédés Smelox et Balcopure , seules des informations commerciales sont actuellement disponibles.

Selon Béline (1998), jusqu'à 31 % de l'azote contenu initialement dans le lisier peuvent être émis sous forme de protoxyde d'azote lors de l'aération ; le lisier aéré, une fois stocké, émettra en outre jusqu'à 9 % de protoxyde d'azote et 9 à 30 % d'ammoniac pour finalement ne plus contenir que 15 à 48 % de l'azote initial, le reste des émissions d'azote se faisant sous forme de N₂. Les facteurs qui favorisent les émissions de protoxyde d'azote sont une teneur en matière organique faible qui empêche la nitrification et une aération forte et continue qui inhibe la dénitrification.

Le **compostage** est un processus de digestion aérobie qui conduit à la formation de protoxyde d'azote et à un faible dégagement d'ammoniac. Il s'agit ici aussi d'un processus de nitrification –

dénitrification. Une mauvaise aération du compost conduit à des émissions d'azote sous forme ammoniacale et de carbone sous forme de méthane.

La **biométhanisation** est une technique favorisant l'émission de méthane mais dans le but d'une récupération et d'une valorisation énergétique. Il s'agit d'une fermentation de la matière organique qui se déroule en trois phases : l'hydrolyse et l'acidogénèse qui sont anaérobies facultatives et la méthanogénèse qui est anaérobie stricte. Ce traitement permet d'obtenir un gaz mélange de CO₂ et de CH₄ pouvant être valorisé. Le digestat déchargé de carbone est riche en azote rapidement assimilable par les plantes.

Concernant l'**épandage** des effluents d'élevage, les buses palettes sont très répandues. Elles consistent en un ajutage (la buse) qui produit un jet liquide sous pression et en une palette qui éclate la veine liquide et assure la dispersion. Ce système induit d'importantes pertes atmosphériques et provoque de fortes nuisances olfactives. Celles-ci comprennent une bouffée d'odeur juste après l'épandage et une rémanence de l'odeur. En outre, la répartition est fortement influencée par les conditions climatiques (vent, pluie ...). Pour atténuer cet inconvénient, des rampes portant de 2 à 16 buses sur une largeur d'épandage de 12 mètres ont été conçues. Ce système permet de travailler à une pression de lisier plus faible et ainsi de limiter fortement l'éclatement de la veine liquide et donc les pertes atmosphériques et la bouffée d'odeur. Pour limiter davantage encore ces pertes, les buses palettes peuvent être remplacées par des tuyaux (pendillards) qui déposent le lisier à même le sol (40pendillards pour une largeur de 12 mètres). L'enfouisseur est le matériel le plus performant en terme de réduction des pertes (bouffée et rémanence) mais il présente l'inconvénient d'un prix élevé (**Tableau 3**). En contrepartie, cette technique permet de s'approcher des habitations et d'augmenter ainsi la surface d'épandage. Le lisier est amené de la cuve via des tuyaux souples jusqu'aux différents systèmes d'enfouissement : disques "ouvreurs" et "refermeurs" de sillons, lisses ou crénelés, injecteurs. Ce système permet en général d'épandre sur une largeur de travail plus limitée (4 à 5 m) à une vitesse plus faible. Il demande donc un travail plus long (Entraid'Ouest, 1999).

5. SYNTHÈSE DES COÛTS

Le **tableau 3** présente, dans sa deuxième colonne, les coûts annoncés par les concepteurs de différentes techniques de réduction des émissions (Smelox, Balcopure), des utilisateurs (DLV conseil en construction) ou des centres de recherche. (Miserque *et al.*, 1998 ; Guingand, 1998 ; ITP, 2000).

Des hypothèses quant aux chiffres de production permettent le passage à une unité commune et la comparaison de ces chiffres.

Tableau 3. Coût des techniques de réduction des émissions — *Costs of the techniques used to reduce gases emissions* (sources : fabricants et installateurs).

Type de système	Coût annoncé (BEF)	Coût calculé (BEF/kg de carcasse)
Bâtiment		
Caillebotis partiel	950 à 1650 BEF/place	0,43 à 0,75
Plan incliné dans les fosses	1550 à 2200 BEF/place	0,70 à 0,99
Couverture flottante et refroidissante	1550 (gras) à 10 000 (maternité) BEF/place	0,66 à 4,52
À l'extraction		
Précipitation électrostatique	500 BEF/place + 6 BEF/porc	0,30
Adsorption	750 BEF/porc	8,15
Lavage	1600 à 2000 BEF/place	1,45 à 1,81
Ozonation	500 BEF/place + 3 BEF/porc	0,48
Masquage et dispersion	10 à 70 BEF/porc	0,11 à 0,76
Au stockage		
Couverture des fosses	1000 à 2000 BEF/m ³	0,91 à 1,81
Additifs	10 à 70 BEF/porc	0,11 à 0,76
Traitement		
(Co-) compostage	1,29 BEF/kg carcasse	1,29
Volatilisation NH ₃ par ajout de chaux	1,47 BEF/kg carcasse	1,47
Nitrification – dénitrification	3,26 BEF/kg carcasse	3,26
Volatilisation NH ₃ et combustion	2,89 BEF/kg carcasse	2,89
Épandage		
Enfouissement après aspersion	42 BEF/m ³	0,14
Injection ou enfouissement	96 à 123 BEF/m ³	0,33 à 0,58
Masquage	10 à 70 BEF/ porc	0,11 à 0,76

Les hypothèses qui ont été posées pour ce calcul concernent :

- la production de lisier par des porcs à l'engraissement : 2 m³/an (Comité Nitrates, 1998) ;
- le nombre de cycles d'engraissement : 2,4 cycles/an (CORPEN, 1996 ; Soltner, 1993) ;

- le poids de la carcasse : 92 kg (ITP, 2000) ;
- une terre d'épandage située à 300 mètres de l'exploitation ;
- un temps d'amortissement du matériel de 10 ans.

6. CONCLUSIONS

Le secteur porcin intervient pour 15 % des émissions d'ammoniac du secteur agricole en Europe, ce secteur étant responsable de 83 % des émissions globales (MRW, 1997). Il génère en outre l'émission en moindre quantité de gaz à effet de serre tels que le méthane et le protoxyde d'azote. Enfin, ce secteur est confronté à des conflits de voisinage du fait des nuisances olfactives.

Nous avons précisé dans cet article les origines des principaux polluants atmosphériques émis. Nous avons analysé les modes de réduction des émissions aux différents points de volatilisation. Ces méthodes se multiplient, ainsi que les études sur le sujet. Toutefois les études se concentrent essentiellement sur un seul composé, l'ammoniac, et il n'existe pas actuellement de protocole standardisé de mesure des émissions.

La synthèse des coûts des méthodes de réduction, qui sont exprimés ici en BEF/kg de carcasse, montre que les solutions les plus opportunes relèvent du bâtiment et de l'infrastructure de stockage. Les systèmes qui sont repris dans ces catégories visent en outre la réduction globale des émissions, c'est-à-dire de tous les polluants atmosphériques.

Bibliographie

- Bailey L., Bowman B., Buckley K., Bush R., Eilers R., Masse D., Paul JW., Rodd V., Simard R., de Kimpe C. (1998). *Stratégie de recherche sur la gestion du lisier de porc au Canada*. http://res.agr.ca/manuret/fr/strat_manf.html
- Béline F. (1998). *Étude des transferts d'azote par nitrification/dénitrification (N_2 , N_2O , NH_3) au cours du traitement aérobie du lisier de porc. Essais avec ^{15}N* . Thèse de doctorat, Université de Perpignan, France, 153 p.
- Béline F., Martinez J. (1997). Traitement aérobie des effluents d'élevage : le devenir des formes de l'azote. *Eau Ind. Nuisances* **207**, p. 50–52.
- Berckmans D., Vinckier C., Hendriks J., Ni J., Gustin P., Urbain B., Ansay M. (1998). *Émission et impact de l'ammoniac dans les porcheries*. Bruxelles : Ministère des classes moyennes et de l'agriculture DG6, 192 p.
- Berger A. (2000). *La théorie de l'effet de serre*. Louvain-la-Neuve, Belgique : Institut d'astronomie et de physique Georges Lemaître, 15 p.
- Buscher W., Jungbluth T., Hartung E. (1997). Modelling emissions. In JAM. Voermans, GJ. Monteny (eds). *Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the international symposium. Vinkerloord, The Netherlands, October 6–10, 1997*. Rosmalen, the Netherlands: NVTL, p. 15–22.
- Canh TT., Aarninka JA., Schrama JW., Haaksma J. (1997). Ammonia emission from pig houses affected by pressed sugar beet pulp silage in the diet of growing-finishing pigs. In JAM. Voermans, GJ. Monteny (eds). *Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the international symposium. Vinkerloord, The Netherlands, October 6–10, 1997*. Rosmalen, the Netherlands: NVTL, p. 273–281.
- Cieslik S., Schayes G., Berger A. (1986). Pluies et dépôts acides : l'état de la question. *Ciel Terre* **102**, p. 71–80.
- Comité Nitrates (1998). *Code de bonnes pratiques agricoles, proposition de révision, mars 1998*. Gembloux, Belgique : Comité nitrates ASBL, 48 p.
- CORPEN (1996). *Estimation des rejets d'azote et de phosphore des élevages de porc*. Paris : Comité d'orientation pour la réduction de la pollution de l'eau par les nitrates, 23 p.
- De La Farge (1995). *Le biogaz, procédés de fermentation méthanique*. Ingénierie de l'environnement. Paris : Masson, 237 p.
- Entraid'Ouest (1999). Fumier et lisier, la qualité d'abord. Dossier technique. *Entraid'ouest* **263**, p. 21–40.
- EEA European Environment Agency (1999). *CORINAIR atmospheric emission inventory guide book* (2^e ed.). <http://themes.eea.eu.int/showpage.php/issues/acidification?pg=40566> pages b1050-1 à b1050-29.
- Gouvernement wallon (2000). *Contrat d'avenir pour la Wallonie*. <http://gov.wallonie.be/gov/caw/cawtoc.htm>
- Commission européenne (2000). *Techniques reference document on the intensive rearing of poultry and pigs*. Séville, Spain : Integreded pollution prevention control (IPPC), 210 p.
- Guingand N. (1998). *Odeurs et environnement. Cas de la production porcine*. Paris : Institut technique du porc, 127 p.
- Guingand N., Granier R., Massabie P. (1997a). Characterization of air extracted from pig housing: effects of the presence of slurry and the ventilation rate. In JAM. Voermans, GJ. Monteny (eds). *Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the international symposium. Vinkerloord, The Netherlands, October 6–10, 1997*. Rosmalen, the Netherlands: NVTL, p. 49–55.
- Guingand N., Granier R., Massabie P. (1997b). Influence of hygrometry, temperature and air flow rate on the evolution of ammonia levels. In JAM. Voermans, GJ. Monteny (eds). *Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the international symposium. Vinkerloord, The Netherlands, October 6–10, 1997*. Rosmalen, the Netherlands: NVTL, p. 111–119.
- Hartung E. (1995). *Entwicklung einer Messmethode und*

- Grundlagenuntersuchungen zur Ammoniakfreisetzung aus Flüssigmit.* Dissertation, MEG Schrift 275. Hohenheim, Deutschland.
- Huijsman JFM., de Mol RM. (1996). Modelling of the ammonia volatilisation from surface applied manure followed by incorporation on arable land. *Ag Eng, Madrid* 96, Paper n° 96E-012, 11 p.
- Huijsman JFM., de Mol RM. (1998). A model approach for ammonia volatilisation after surface application and subsequent incorporation of manure in arable land. In *8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture. Actes de colloque Rennes 26–29 mai 1998*. Fresnes, France : Cemagref éditions, p. 317–332.
- Husted S. (1993). An open chamber technique for determination of methane emission from stored livestock manure. *Atmos. Environ.* **27A** (11), p. 1635–1642.
- Husted S. (1994). Seasonal variation in methane emission from stored slurry and solid manures. *J. Environ. Qual.* **23** (3), p. 585–592.
- ITP (2000). *Mémento de l'éleveur de porc*. Paris : Institut Technique du Porc, 374 p.
- Kermarrec C. (2000). *Bilan et transformation de l'azote en élevage intensif de porcs sur litière*. Thèse de doctorat, Université de Rennes, France, 185 p.
- Kirchmann H., Esala M., Morken J., Ferm M., Bussink W., Gustavsson J., Jakobsson C. (1998). Ammonia emissions from agriculture. *Nutrient Cycling Agroecosyst.* **51**, p. 1–3.
- Levasseur P. (1998). *Mieux connaître les lisiers de porcs ; composition, volumes et analyses*. Paris : Institut Technique du Porc, 32 p.
- Lykiardopol A., Zeimes P., Renard A., de Montmollin G., Pierrehumbert G. (1999). *La nitrification et la dénitrification dans les systèmes à boues activées*. Institut de biotechnologie environnementale. École polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse. http://dgrwww.epfl.ch/GB/PUB/GR/GR7/99_Azote/biochimique.html
- Martinez J. (1999). Connaissance et maîtrise des émissions gazeuses en système d'élevage développé. In *Environnement et production porcine*, Actes du colloque, Cemagref, mars 1999, p. 27–46.
- Martinez J., Marec L., Guiziou F. (1997). *Émissions d'ammoniac au cours du stockage des déjections avicoles, bovines et porcines*. Études en laboratoire. Rennes, France : Cemagref, division gestion des effluents d'élevage et des déchets municipaux, 59 p. + annexes.
- Martinez J., Béline F., Peu P., Guiziou F. (1999). Émissions de méthane et de protoxyde d'azote au cours du stockage, du traitement et de l'épandage des déjections animales. In *Colloque national. Bilan et gestion des GES dans l'espace rural. 18 et 19 mai 1999*. Paris, 2 p.
- MRW Ministère de la Région wallonne DGRNE – DPPGSS (1997). *Analyse prévisionnelle des émissions des gaz à effet de serre CH₄, N₂O et CO en Région wallonne à l'horizon 2000–2005*. Rapport final, convention 96/10524, 107 p.
- Miserque O., Tissot S., Bruard J. (1998). *Indicateurs de performances et de coûts d'utilisation des machines agricoles*. Note technique. Département de Génie Rural. CRA Gembloux, Belgique.
- Nicks B. (1999). Facteurs influençant les émissions d'ammoniac en porcherie. *AgriBETON* **2** (1), p. 12–14.
- Pahl O., Burton CH., Biddlestone AJ. (1997). N₂O emission from redox controlled aerobic treatment of pig slurry. In JAM. Voermans, GJ. Monteny (eds). *Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the international symposium. Vinkerloord, The Netherlands, October 6–10, 1997*. Rosmalen, the Netherlands: NVTL, p. 93–99.
- Popescu M., Blanchart JM., Carre J. (1998). *Analyse et traitement physico-chimique des rejets atmosphériques industriels, émissions, fumées, odeurs et poussières*. Lyon : INSA; Paris : Lavoisier, 854 p.
- Robert C., Weast Ph. D. (1977). *Handbook of chemistry and physics*. 58th edition. Boca Raton, USA: CRC Press.
- Rom HB., Dahl PJ. (1996). A system to describe the dynamics of the ammonia emission from pigs confinement buildings. *Ag Eng Madrid* 96, Paper n° 96E-010, 7 p.
- Rom HB., Sloth NM. (1999). *Ammonia emission from finishing pigs fed with 15% pelleted sugar beet pulp*. Tjele, Denmark: Danish institute of agricultural sciences, 9 p.
- Schulte DD. (1997). Critical parameters for emissions. In JAM. Voermans, GJ. Monteny. *Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the international symposium. Vinkerloord, The Netherlands, October 6–10, 1997*. Rosmalen, the Netherlands: NVTL, p. 23–34.
- Soltner D. (1993). *La reproduction des animaux d'élevage*. 2^e éd. Zootechnie générale Tome 1. Sainte Gemme sur Loire, France : Collection Sciences et Techniques Agricoles, 232 p.
- Ullmann's (1985). *Encyclopedia of industrial chemistry*. Vol A 2, 5th edition. Weinheim, Germany: VCH, p. 207.
- Willers HC., Derikx P.J.L., ten Have P.J.W., Vijn TK. (1996). Emissions of ammonia and nitrous oxide from aerobic treatment of veal calf slurry. *J. Agric. Eng. Res.* **63**, p. 345–352.
- Woestyn AF. (2000). *Avant-projet de Plan fédéral de lutte contre l'acidification et l'ozone troposphérique (2000–2003)*. Bruxelles : Service études et coordination. Services fédéraux pour les affaires environnementales. Ministère des affaires sociales, de la santé publique et de l'environnement, 11 p.