

Effet de la teneur en protéines de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale des effluents porcins dans le bâtiment, au cours du stockage et à l'épandage

Stéphanie Portejoie¹, Jean-Yves Dourmad², José Martinez¹ et Yves Lebreton²

Chaque année, des milliers de tonnes d'ammoniac provenant des déjections animales se volatilisent dans l'atmosphère, occasionnant des problèmes de santé humaine et animale, ainsi que des atteintes aux écosystèmes. Les auteurs de cet article montrent comment il est possible de réduire de manière importante la volatilisation de l'ammoniac, en modulant les apports protéiques de l'alimentation de porcs à l'engraissement, sans affecter les performances zootechniques. Après avoir expliqué leur démarche expérimentale et l'organisation des essais, ils commentent les résultats obtenus.

Les émissions d'ammoniac (NH_3) mondiales provenant de l'activité humaine seraient estimées à 43 millions de tonnes de N-NH_3 par an soit 80 % des émissions mondiales totales d'ammoniac (année 1990), dont 50 % proviendraient des déjections animales et 25 % des engrais azotés (Olivier *et al.*, 1998). En France, 97 % des émissions d'ammoniac seraient d'origine agricole (CITEPA, 2002) et la majeure partie proviendrait de l'élevage. La volatilisation de l'ammoniac (NH_3) contribue à un transfert de l'azote contenu dans les effluents d'élevage vers l'atmosphère. Ce processus se produit tout au long de la gestion des effluents d'élevage. Outre la réduction de la valeur fertilisante des effluents épandus qu'elles entraînent, ces pertes d'azote par volatilisation de l'ammoniac ont des conséquences potentielles variées sur la santé humaine et animale (asthme, bronchites chroniques, diminution des performances zootechniques) et sur les écosystèmes naturels. Les retours de l'ammoniac à la biosphère se font sous forme sèche ou humide, soit à proximité du lieu d'émission, soit après avoir parcouru de longues distances notamment pour l'ammonium (NH_4^+) dont le temps de résidence dans l'air est plus long que celui de l'ammoniac. Ces retombées ont diverses conséquences : (1) sur les plantes, cela entraîne un déséquilibre dans leur nutrition et augmente leur fragilité vis-à-vis d'autres

facteurs secondaires de stress ; (2) suivant les caractéristiques physico-chimiques des sols et des eaux, les conséquences peuvent être, soit un enrichissement en azote, soit une acidification avec disparition de la faune et de la flore dans les cas extrêmes (Portejoie *et al.*, 2002).

Les facteurs les plus importants influençant les émissions d'ammoniac sont les caractéristiques initiales des effluents : la concentration en urée des urines, le pH des urines, la concentration en azote ammoniacal des lisiers et leur pH (Vlek et Stumpe, 1978 ; van der Peet-Schwering *et al.*, 1999). La teneur en azote des effluents d'élevage dépend de l'efficacité d'utilisation de l'azote contenu dans l'aliment par les animaux. Cette efficacité d'utilisation de l'azote alimentaire correspond soit à la rétention d'azote sous la forme de protéines corporelles (porc en croissance), soit à l'exportation d'azote dans le lait (truie en lactation). On peut ainsi distinguer deux composantes principales de l'excrétion azotée :

– la fraction azotée non digérée et éliminée dans les fèces (principalement sous la forme de protéines végétales et bactériennes). L'importance relative de cette fraction par rapport à la quantité ingérée dépend essentiellement de la digestibilité des protéines du régime et donc des matières premières qui le constituent ;

Contact

1. Cemagref, UR
Gestion des effluents
d'élevage et des
déchets municipaux,
17, avenue de Cucillé,
35044 Rennes Cedex
2. INRA,
UMR Veau Porc,
35590 Saint-Gilles

– la fraction excrétée dans l'urine, en grande partie sous la forme d'urée. Elle est issue de l'oxydation (principalement dans le foie) des acides aminés non utilisés pour la synthèse protéique. L'importance de cette fraction dépend à la fois de la bonne adéquation qualitative et quantitative de l'apport de protéines aux besoins de l'animal (Dourmad, 1999).

Dourmad *et al.* (1999b) ont comparé la situation de la production porcine dans 3 pays européens (le Danemark, les Pays-Bas et la France). Ils ont estimé que 17 à 19 % de l'azote ingéré était excrété par voie fécale et 45 à 50 % par voie urinaire, soit une excrétion totale d'environ 65 à 69 % de la quantité d'azote ingérée. Des résultats similaires ont été obtenus par Jongbloed et Lenis (1992).

L'alimentation permet d'agir sur les caractéristiques initiales des lisiers (Sutton *et al.*, 1999 ; van der Peet-Schwering *et al.*, 1999) : une diminution de la teneur en azote de l'aliment permet de réduire l'excrétion azotée (Dourmad *et al.*, 1992). Deux approches complémentaires peuvent être utilisées pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et réduire l'excrétion azotée : (1) la première est d'assurer les apports adéquats en azote pour maintenir un bon niveau de performance zootechnique ; (2) la deuxième approche est de réduire la quantité de protéines dans l'aliment tout en maintenant les apports en acides aminés essentiels, impliquant éventuellement l'utilisation d'acides aminés industriels (Dourmad *et al.*, 1999a).

Plusieurs études estiment, par défaut de bilan, l'impact du taux protéique de l'aliment sur les émissions de NH_3 dans les bâtiments d'élevage, mais peu en apportent la preuve expérimentale. De même, l'impact de la réduction du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation de NH_3 sur l'ensemble de la période de gestion des effluents de porcins (de l'aliment jusqu'à l'épandage) a été peu étudié. Les objectifs de ce travail sont : (1) d'étudier l'influence de la réduction du taux protéique de l'aliment sur les performances zootechniques et sur l'excrétion azotée ; (2) d'évaluer l'effet de ces changements sur les émissions d'ammoniac au cours du stockage et après l'épandage ; (3) d'établir un bilan azoté aliment-animal-stockage-épandage pour trois conduites différenciées par l'apport en protéines.

Matériels et méthodes

Animaux et logement

Quinze mâles castrés sont transférés au bâtiment expérimental vers 50 kg de poids vif et placés en cage de digestibilité (photo 1). La température moyenne ambiante est de 24 ± 1 °C. Ce dispositif expérimental permet un contrôle précis des quantités ingérées et une collecte séparée des fèces et des urines. Les porcs sont affectés aux trois traitements expérimentaux sur la base d'une mise en lot en 5 blocs de 3 animaux comparables. La durée totale de l'expérimentation est de 30 jours, dont 9 jours d'adaptation à la cage et à l'alimentation et 21 jours durant lesquels les excréta (urines et fèces) sont collectés séparément.

Régimes et composition

Trois régimes expérimentaux, constitués principalement de blé et de tourteau de soja, sont comparés. Ces régimes diffèrent par leur teneur en protéines, à savoir respectivement, 12 %, 16 % et 20 %.

Les formules sont calculées de façon à avoir la même teneur en énergie nette (2 300 Kcal EN/kg) et à contenir au moins $7,2 \text{ g.kg}^{-1}$ de lysine digestible, $4,47 \text{ g.kg}^{-1}$ de méthionine + cystine digestible, $4,70 \text{ g.kg}^{-1}$ de thréonine digestible et $1,37 \text{ g.kg}^{-1}$ de tryptophane digestible. La composition et les caractéristiques des régimes expérimentaux sont présentées dans le tableau 1. La teneur mesurée en protéines des régimes est légèrement inférieure, d'environ 0,5 point, à la teneur calculée. L'écart entre les traitements est cependant conforme aux prévisions.

► Photo 1 – Cage de digestibilité.



Le niveau alimentaire est adapté pendant la période pré-expérimentale en fonction de l'appétit des animaux. Pendant la mesure de la digestibilité (6 premiers jours), le niveau alimentaire est maintenu constant ($1,9 \text{ kg.j}^{-1}$). Pour les 15 jours qui suivent, la ration alimentaire est augmentée en fonction de l'appétit des animaux (de $1,9$ à $2,2 \text{ kg.j}^{-1}$), mais elle reste identique pour les trois régimes. L'eau est disponible en permanence à volonté. La consommation et les refus d'eau (gaspillage) et d'aliment sont mesurés.

Les mesures

LES MESURES DE DIGESTIBILITÉ

Lors de la mesure de digestibilité, les urines sont prélevées tous les jours sur de l'acide sulfurique (40 ml de H_2SO_4 ($3,6\text{N}$) par litre d'urines) de façon à éviter les émissions d'ammoniac. Les urines sont pesées séparément pour chaque animal, mélangées

et échantillonnées à la fin de la période de digestibilité pour être analysées. Les fèces sont collectées tous les jours, pesées séparément pour chaque animal et sont, à la fin de la période de mesure de la digestibilité, mélangées, échantillonnées et à la fois séchées et congelées pour être analysées. À partir du 7^e jour de collecte et pendant les 15 jours suivants, les urines sont collectées en l'absence d'acide. L'ensemble de la collecte journalière des urines et des fèces est pesé par régime. Sur deux périodes de 2 jours, les excréta toujours séparés sont transférés au laboratoire pour mesurer la volatilisation de l'ammoniac. Les autres jours, les excréta, une fois pesés, sont mélangés de façon à constituer un lisier par régime. Chaque lisier reconstitué est stocké dans un bidon (volume 200 l), soit un bidon par régime. Les animaux sont pesés le 1^{er}, le 6^e, le 16^e et le dernier jour de collecte.

	20 %	16 %	12 %
Composition, %			
Blé	33,286	46,422	60,170
Orge	30,000	30,000	30,000
Tourteau de soja 48	28,391	16,042	2,650
Huile de colza	2,316	1,194	-
Mélasses	3,000	3,000	3,000
Carbonate de calcium	1,561	1,478	1,384
Phosphate bicalcique	0,496	0,736	1,004
COV ⁽¹⁾	0,500	0,500	0,500
Sel	0,450	0,450	0,450
DL Méthionine	-	0,016	0,085
L Lysine	-	0,141	0,541
Thréonine	-	0,021	0,192
Tryptophane	-	-	0,024
Résultats d'analyses			
Matière sèche	88,1	87,5	87,2
Matières minérales	5,72	5,33	5,33
Matières azotées	19,47	15,50	11,21
Lipides	3,85	2,72	1,58
Cellulose brute	3,75	3,53	2,91
NDF	11,98	12,62	11,94
ADF	4,69	4,15	3,59
ADL	0,62	0,67	0,68
Énergie brute, MJ	16,28	15,86	15,30

◀ Tableau 1 – Composition et caractéristiques des régimes expérimentaux.

(1) Complément oligo-éléments vitamines.

LA VOLATILISATION DE L'AMMONIAC

Suivi au laboratoire

La volatilisation de l'ammoniac, au cours des simulations de stockage, est mesurée au laboratoire pendant 7 jours dans des conditions ambiantes de température et d'humidité. L'outil utilisé est un banc de volatilisation (photo 2) qui permet une étude comparative de la volatilisation de l'ammoniac des effluents issus des trois régimes alimentaires. Les mesures de volatilisation sont effectuées sur trois types d'effluent pour chaque régime alimentaire : (1) sur les urines collectées sans acide ; (2) sur les lisiers frais, (urines et fèces sont mélangées dans les cellules de mesure juste avant le lancement de la manipulation) ; (3) sur les lisiers de 18 jours (lisiers reconstitués obtenus à la fin de l'expérimentation sur les animaux).

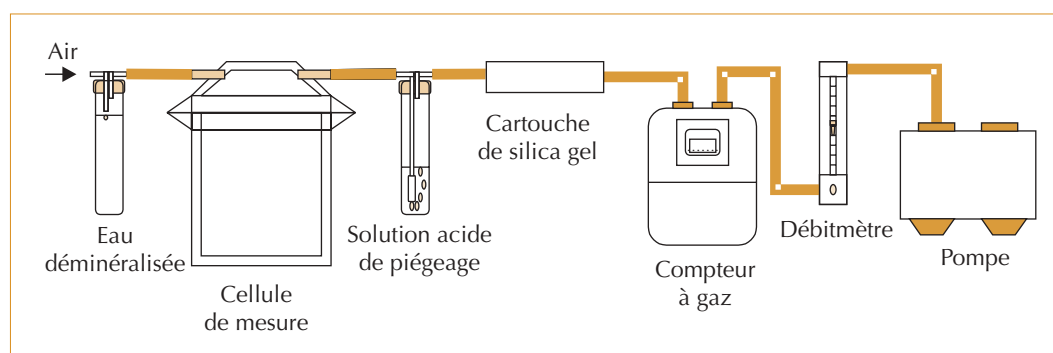
Le montage utilisé pour la mesure des émissions d'ammoniac au laboratoire est présenté dans la figure 1. Un échantillon de 5,7 kg d'effluent est placé dans une cellule (surface 3,14 cm², volume 6,9 l). Au total neuf cellules sont utilisées simultanément, soit trois répétitions par régime. Avant d'entrer dans la cellule, l'air est réhumidifié. Après passage dans la cellule, l'air barbote dans 50 ml d'acide sulfurique (H₂SO₄ 2N), ce qui permet un piégeage de l'ammoniac émis. L'air quitte le système après avoir passé un compteur à gaz, un débitmètre ajusté à 5 l/mn et une pompe. La mesure directe des émissions d'ammoniac, par collecte intégrale du flux de balayage et par changement des pièges à pas de temps variable (une fois par jour) permet d'établir les cinétiques de volatilisation au stockage pour chaque type de substrat.

**Suivi sur le terrain**

Pour valider les résultats obtenus au laboratoire et pour établir un bilan azoté aliment-animal-stockage-épandage, les lisiers de 18 j sont stockés à l'extérieur dans 3 fûts similaires (surface 20,9 cm², volume 183,9 l). Les fûts sont couverts pour éviter toute dilution. Le stockage s'est effectué de décembre 2000 à avril 2001. Dans un fût où aucune homogénéisation n'est effectuée pendant toute la période de stockage des lisiers, on peut supposer que les pertes azotées pendant le stockage se font sous la forme d'émissions de NH₃ (Dewes *et al.*, 1990). Les émissions d'ammoniac sont estimées à partir de la quantité d'azote kjeldahl (azote ammoniacal total [NH₃ + NH₄⁺] et azote organique) résiduelle contenue dans les lisiers en fin d'essai. Le potentiel d'oxydoréduction des lisiers bruts étant inférieur à - 300 mV, les nitrates sont généralement absents de ce type d'effluent (Moal, 1995). L'ammonification des matières organiques provenant des fèces est rarement prise en compte durant le stockage. Cependant, ignorer ce paramètre peut amener à une sous-estimation de la volatilisation lors de la détermination des émissions de NH₃ par différence entre les valeurs initiale et finale en azote ammoniacal total. Une réorganisation de l'azote ammoniacal peut aussi se produire lors du stockage en présence de carbone assimilable. L'oubli de ce phénomène conduirait, dans ce cas, à une surestimation de la volatilisation lors de la détermination des émissions de NH₃ par différence entre les valeurs initiale et finale en azote ammoniacal total. Cela suppose un bon échantillonnage du lisier.

À la fin de ce stockage, une mesure après un épandage de la volatilisation de l'ammoniac est réalisée à l'aide d'un système de tunnels de volatilisation (Martinez *et al.*, 1996). Ces essais sont conduits sur une durée de 3 jours. Un volume de 6 l de lisier est épandu sous la « canopy », soit l'équivalent d'une dose de 60 m³ de lisier par hectare. Au total, trois tunnels de ventilation ont été utilisés, soit un par régime. Après passage sous la « canopy » et dans le croisillon, l'air barbote dans 50 ml d'acide sulfurique (H₂SO₄ 0,25N) pour piéger l'ammoniac émis. L'air quitte le système après avoir passé un compteur à gaz, un débitmètre ajusté à 5 l/mn et une pompe. Par un changement des pièges à pas de temps variable, la mesure directe des émissions d'ammoniac permet d'établir les cinétiques de volatilisation à l'épandage pour chaque lisier.

◀ Photo 2 – Banc de volatilisation.



◀ Figure 1 – Représentation du montage expérimental utilisé au laboratoire pour la mesure des émissions d'ammoniac.

Détermination de l'ammoniac volatilisé lors de la collecte des déjections

L'azote non utilisé par l'animal est déterminé par différence entre l'azote ingéré et l'azote retenu par l'animal calculé à partir de leur performance de croissance (Dourmad *et al.*, 1992 ; Dourmad et Henry, 1994). L'estimation à partir de l'azote excrété dans les urines et les fèces amène à une surestimation de l'azote retenu par l'animal, car la volatilisation de l'ammoniac lors de la collecte des excréta est difficilement mesurable. De plus, Gatel et Grosjean (1992) ont montré qu'il y avait des pertes azotées lors du séchage des fèces. Ce séchage est cependant nécessaire pour plusieurs raisons (facilité de stockage, transport, conservation des échantillons). Dans notre étude, les émissions d'ammoniac, lors de la collecte des excréta, ont été calculées par différence entre l'azote non utilisé par l'animal et l'azote mesuré dans les excréta. La volatilisation de l'ammoniac est supposée être la seule forme de perte azotée durant la collecte.

Analyses chimiques

Un échantillon représentatif de chacun des trois aliments distribués est prélevé afin de déterminer la teneur en matière sèche (MS), en protéines, en énergie, en azote total et en fibres. Pour les fèces et les urines, les mesures effectuées sont MS, azote total et teneur en énergie.

Pour chaque type d'effluent, l'ensemble des analyses physico-chimiques est effectué en début et fin des différentes expérimentations au stockage et au démarrage de l'épandage : MS, pH, azote kjeldahl (NTK) et azote ammoniacal total (NAT). Les solutions de piégeages sont titrées par distillation-titration pour les suivis au laboratoire et par chromatographie ionique pour les suivis sur le terrain.

Résultats

Performances zootechniques et résultats de digestibilité

Les résultats de digestibilité mesurés pendant la première période de collecte (6 j) sont présentés au tableau 2 (p. 32). Aucun refus d'aliment n'a été observé au cours de cette période. Le poids moyen des porcs au début de la période de collecte s'élève à 53,6 kg. Bien qu'il soit numériquement plus faible pour le régime à 12 % de protéines, le gain de poids vif (3,8 kg en moyenne) n'est pas significativement influencé par le régime. Les coefficients d'utilisation digestive de la matière sèche, de la matière organique, de l'azote et de l'énergie s'élèvent à respectivement 85,6 ; 87,8 ; 84,4 et 85,7 % et ne diffèrent pas significativement entre les régimes. La teneur en énergie digestible (ED) diminue du régime à 20 % de protéines au régime à 12 % de protéines, et la teneur en énergie métabolisable est significativement plus faible pour le régime à 12 % de protéines que pour les deux autres régimes (tableau 2, p. 32). Tous les paramètres du bilan azoté sont influencés significativement par la teneur en protéines de l'aliment. Ainsi, la quantité d'azote retenu diminue du régime à 20 % de protéines au régime à 12 % de protéines de 27,7 à 20,1 g.j⁻¹. De même, les quantités d'azote rejeté dans les fèces et l'urine diminuent linéairement avec la teneur en protéines du régime.

La consommation d'eau pendant la période de collecte des effluents pour les essais en laboratoire s'élevait en moyenne à 7,25 l.j⁻¹, le ratio eau/aliment étant de 3,38 l.kg⁻¹. Bien que l'écart ne soit pas significatif compte-tenu de la variabilité, la consommation d'eau diminue avec la teneur en protéines du régime (respectivement 7,73 ; 7,36 et 6,66 l pour les régimes à 20, 16 et 12 % de protéines).

Les performances zootechniques mesurées sur la totalité de la période expérimentale (21 j) ne diffèrent pas entre les traitements. La vitesse de croissance ou gain moyen quotidien (GMQ) s'élève en moyenne à 905 g.j⁻¹ et l'indice de consommation (IC) à 2,31 kg.kg⁻¹ (tableau 2).

Volume et composition des effluents

La réduction du taux protéique de 20 à 12 % entraîne une diminution de la production de lisier par porc et par jour, de 37,6 % pendant la période de mesure de la digestibilité et de 26,6 % pendant les 15 jours suivants (tableau 3). Le ratio quantité d'urines sur quantité de fèces diminue linéairement avec la teneur en protéines du régime.

L'excrétion azotée au niveau de la fraction urinaire est significativement influencée par le régime. La

réduction du taux protéique de 20 à 12 % entraîne une diminution de la quantité d'azote présent dans les urines de 65,1 %. Le taux protéique de l'aliment influence les concentrations en NTK et en NAT ainsi que le pH des lisiers de 18 j. La réduction du taux protéique de 20 à 12 % entraîne une diminution de la teneur en NTK excrété de 59,3 %, alors que la teneur en NAT est quant à elle réduite de 67,5 %. La part relative de la fraction ammoniacale diminue donc de 79 à 63 % de l'azote kjeldahl pour une réduction du taux protéique de 20 à 12 %. Cela s'accompagne d'une diminution du pH de 1,3 unité. La teneur en matière sèche des lisiers diffère entre les 3 régimes, la teneur la plus élevée étant observée pour le régime à 12 % de protéines. L'augmentation de la teneur en matière sèche ainsi que la diminution du pH sont plus importantes

▼ Tableau 2 – Résultats de digestibilité et performances zootechniques

	20 %	16 %	12 %	Etr ⁽¹⁾
Nombre d'animaux	5	5	5	
Résultats de digestibilité				
<i>Durée, j</i>	6	6	6	-
Aliment, kg.j ⁻¹	1,9	1,9	1,9	-
Poids initial, kg	53,4	52,8	54,5	4,0
Gain de poids, kg	4,84	4,00	3,49	1,0
Coefficient d'utilisation digestive, %				
Matière sèche	85,47	85,72	85,72	1,09
Matière organique	87,43	87,69	88,24	0,99
Azote	85,73	84,73	82,88	2,14
Énergie	85,37	85,47	86,23	1,19
Énergie digestible, MJ.kg⁻¹	13,90 _c	13,55 _b	13,19 _a	0,19
Énergie métabolisable, MJ.kg ⁻¹	13,48 _b	13,08 _b	12,84 _a	0,18
EM/ED	0,970	0,965	0,974	0,006 t
Bilan azoté, g.j ⁻¹				
N ingéré	59,2	47,1	34,0	-
N fécal	8,5 _c	7,2 _b	5,8 _a	0,9
N absorbé	50,7 _c	39,9 _b	28,2 _a	0,9
N urinaire	23,1 _c	16,0 _b	8,1 _a	1,8
N retenu	27,7 _c	23,9 _b	20,1 _a	1,4
Performances zootechniques				
Durée, j	21	21	21	
Aliment, kg.j⁻¹	2,07	2,07	2,07	
GMQ, g.j⁻¹	908	935	873	105
IC, kg.kg⁻¹	2,35	2,22	2,37	0,31

(1) Écart-type résiduel.

◀ Tableau 3 –
Caractéristiques de
chaque type d'effluent.

	20 %	16 %	12 %
Effluents frais ⁽¹⁾			
Urines			
Masse (g/j/porc)	4923	4366	2890
Azote total (%)	0,469	0,367	0,279
Fèces			
Masse (g/j/porc)	770	771	662
Azote total (%)	1,090	0,932	0,881
Excréta			
Masse (g/j/porc)	5693	5137	3552
Urines (%)	86,5	85,0	81,4
Fèces (%)	13,5	15,0	18,6
Azote total (g/j/porc)	31,46	23,23	13,90
Urines (%)	73,3	69,0	58,1
Fèces (%)	26,7	31,0	41,9
Lisiers ⁽²⁾			
Masse (kg)	227,4 ⁽³⁾	212,9	166,4
Masse (kg/j/porc)	6,4	6,0	4,7
Masse sèche (%)	4,4	4,6	5,9
Azote kjeldahl (mgN/kg de lisier brut)	5480	4300	3045
Azote ammoniacal total (mgN/kg de lisier brut)	4315	3125	1915
pH	8,92	8,61	7,57

(1) Effluent collecté individuellement (5 animaux par traitement) pendant les 6 jours de mesure de digestibilité.

(2) Effluent collecté en mélange pendant 7 jours (5 animaux par traitement).

(3) Les excréta de 1 animal n'ont pas été collectés les 2 derniers jours pour le régime à 20% de protéines.

entre 16 et 12 % de protéines qu'entre 20 et 16 % de protéines.

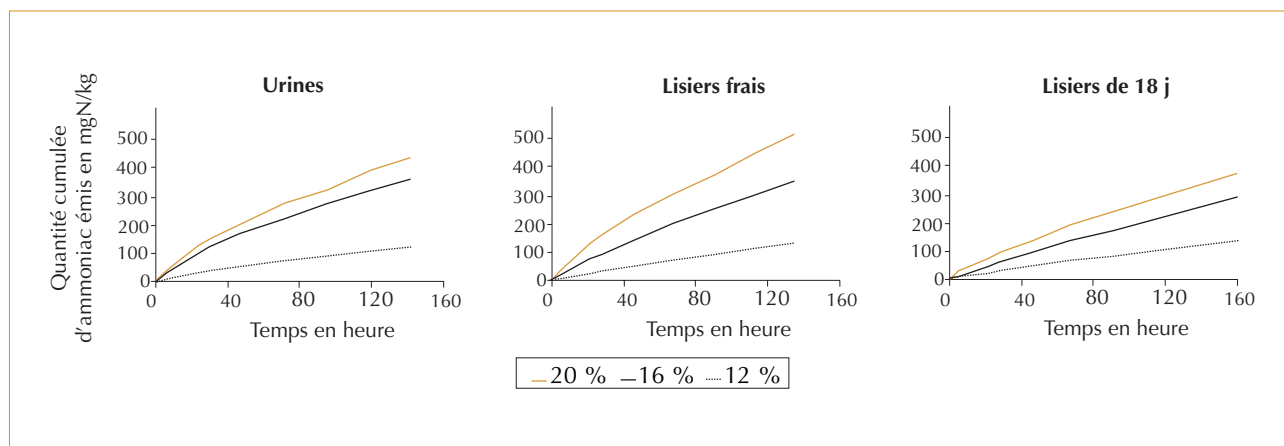
Suivi au laboratoire de la volatilisation de l'ammoniac

L'impact du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale des effluents porcins est présentée dans la figure 2 (p. 34). Nos résultats montrent, pour une diminution du taux protéique de 20 à 12 %, une réduction des émissions d'ammoniac de 72,4 % pour les urines collectées sans acide ; 75,5 % pour les lisiers frais ; et 64,2 % pour les lisiers de 18 j. La réduction des émissions d'ammoniac est plus marquée, dans chaque cas, entre 16 et 12 % de protéines qu'entre 20 et 16 % de protéines.

Suivi sur le terrain de la volatilisation de l'ammoniac

Le stockage des trois lisiers de 18 j en fûts couverts a conduit à des pertes en azote qui s'élèvent à respectivement 1123, 980 et 804 mg N/kg de lisier brut pour les régimes à 20, 16 et 12 % de protéines. Une diminution du taux protéique de 20 à 12 % entraîne une réduction des émissions d'ammoniac de 44 %. La réduction des émissions d'ammoniac est plus importante entre 16 et 12 % de protéines (avec une réduction de 35 %) qu'entre 20 et 16 % de protéines (avec une réduction de 14 %).

À l'épandage (figure 3, p. 34), la diminution du taux protéique de 20 à 12 % entraîne une réduction des émissions d'ammoniac de 53 %.



▲ Figure 2 – Cinétique de volatilisation de l'ammoniac des trois types de substrats lors du stockage : a) les urines, b) les lisiers frais, c) les lisiers de 18 jours.

Discussion

Performances zootechniques et bilan azoté

Les résultats de cette expérimentation confirment que la diminution de la teneur en protéines du régime, tout en maintenant les mêmes apports en acides aminés essentiels (lysine, méthionine, cystine, thréonine et tryptophane), permet une réduction importante de la quantité d'azote excrété sans incidence sur l'appétit, la croissance et l'efficacité alimentaire. Des résultats similaires ont été obtenus par d'autres auteurs (Kies *et al.*, 1992 ; Latimier *et al.*, 1993 ; Quiniou *et al.*, 1994 ; Bourdon *et al.*, 1995 ; Chauvel et Granier, 1994 ; Pfeiffer *et al.*, 1995 ; Canh *et al.*, 1998).

La réduction de l'excrétion azotée se situe surtout au niveau de la fraction urinaire. Nos résultats montrent, pour une diminution du taux protéique de 20 à 12 %, une réduction de l'excrétion azotée de 65 % pour la fraction urinaire et de 30,5 % pour la fraction fécale. Avec la même quantité d'azote retenu par jour, la totalité de l'azote apporté en sus des besoins est excrétée par l'animal, surtout au

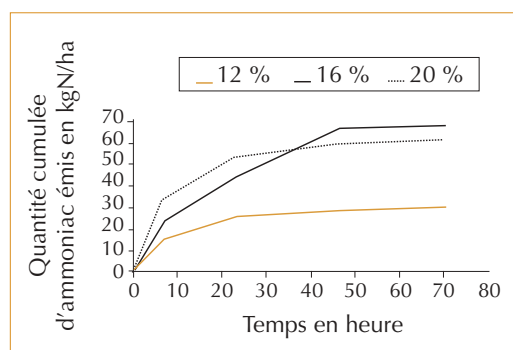
niveau de la fraction urinaire. Plus le taux protéique augmente, plus la quantité d'urée excrétée dans les urines est importante (Pfeiffer *et al.*, 1995). Le coefficient d'utilisation digestive de l'azote étant le même pour les trois régimes, la diminution du taux protéique entraîne aussi une réduction de l'excrétion azotée au niveau de la fraction fécale.

Caractéristiques des effluents

La réduction de la teneur en protéines du régime s'accompagne d'une modification de la nature des effluents produits, en quantité et en qualité.

Les quantités d'effluents diffèrent entre les régimes. Nos mesures montrent, pour une diminution du taux protéique de 20 à 12 %, une réduction de la quantité d'effluents de 41 % pour les urines ; 14 % pour les fèces ; et 26 % pour les lisiers. Ces résultats diffèrent de ceux de Canh *et al.* (1998), la consommation d'eau était fixée dans leur essai, alors que dans notre étude, l'eau est disponible à volonté. L'augmentation du taux protéique entraîne une consommation plus importante d'eau (Pfeiffer *et al.*, 1995 ; Albar et Granier, 1996). Cette augmentation de la consommation d'eau permettrait de diluer l'urée en excès et d'éviter ainsi une concentration urinaire excessive. Cette hypothèse est validée par l'augmentation de la teneur en MS des lisiers lorsque le taux protéique de l'aliment diminue, la teneur en MS des urines et des fèces ne différant pas entre les régimes. Ceci est en accord avec Misselbrook *et al.* (1998).

Une diminution du taux protéique de l'aliment entraîne une réduction de la teneur en NAT et, par conséquent, en NTK de l'effluent. Ceci est en accord avec Latimier et Dourmad (1993), Pfeiffer *et al.* (1995), Canh *et al.* (1998) et Misselbrook *et al.*



► Figure 3 – Cinétique de volatilisation de l'ammoniac des trois types de lisier à l'épandage.

(1998). La diminution de l'excrétion azotée dans les urines semble être le principal facteur déterminant de la réduction de la teneur en NAT du lisier lorsque la teneur en protéines de l'aliment diminue. Le ratio NAT/NTK diminue linéairement avec le taux protéique de 0,79 pour 20 % à 0,62 pour 12 % en relation avec la modification des contributions respectives des urines et des fèces à l'excrétion azotée totale.

Le taux protéique influence également le pH du lisier. Sommer et Husted (1995) montrent que la concentration en NAT du lisier est un facteur important influençant le pH. Ceci suggère que l'abaissement du pH du lisier dans notre étude est principalement causé par la teneur en NAT du lisier. De plus, la réduction de l'apport en protéines, entraînant une réduction de la teneur en potassium, amène à une modification du bilan électrolytique du régime, le rendant acidogène (Patience *et al.*, 1987).

Impact de la réduction du taux protéique de l'aliment sur la volatilisation ammoniacale au cours du stockage

Les résultats de cette expérimentation confirment que la diminution du taux protéique de l'aliment pour des porcs en période de finition permet une réduction des émissions d'ammoniac. La volatilisation de l'ammoniac est fonction du coefficient de transfert de masse lisier/atmosphère, de la concentration en NH_3 dans l'atmosphère et de la concentration en NH_3 dans la phase gazeuse à la surface de l'effluent. La concentration en NH_3 dans la phase gazeuse dépend de plusieurs facteurs dont la concentration en NAT initiale, la génération de NAT, la diffusion de NAT, le pH et la constante de dissociation du couple $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ (Ni, 1999). Dans notre étude, le coefficient de transfert de masse lisier/atmosphère et la température sont identiques pour chaque cellule de mesure. La teneur en NAT est donc le principal facteur responsable de la variation du pH et de la volatilisation de l'ammoniac pour les trois types d'effluents. La diminution du taux protéique de l'aliment abaisse la concentration en NAT et le pH des effluents et, par conséquent, réduit les émissions d'ammoniac. Des résultats similaires ont été obtenus par Cahn *et al.* (1998).

Notre étude révèle que même si les urines sont collectées séparément des fèces, il y a une importante volatilisation de l'ammoniac, 90 % de l'azote kjeldahl est déjà sous la forme ammoniacale dans les urines fraîches (après 1 j de collecte)

collectées sans acide. Par contre, les analyses effectuées sur les urines collectées avec de l'acide montrent que la majorité de l'azote est sous la forme organique d'urée. Contrairement à ce qui est généralement admis, la présence de fèces ne semble donc pas nécessaire au démarrage de la transformation de l'urée en ammoniac. Dans notre essai, les urines étaient collectées séparément et les récipients lavés chaque jour.

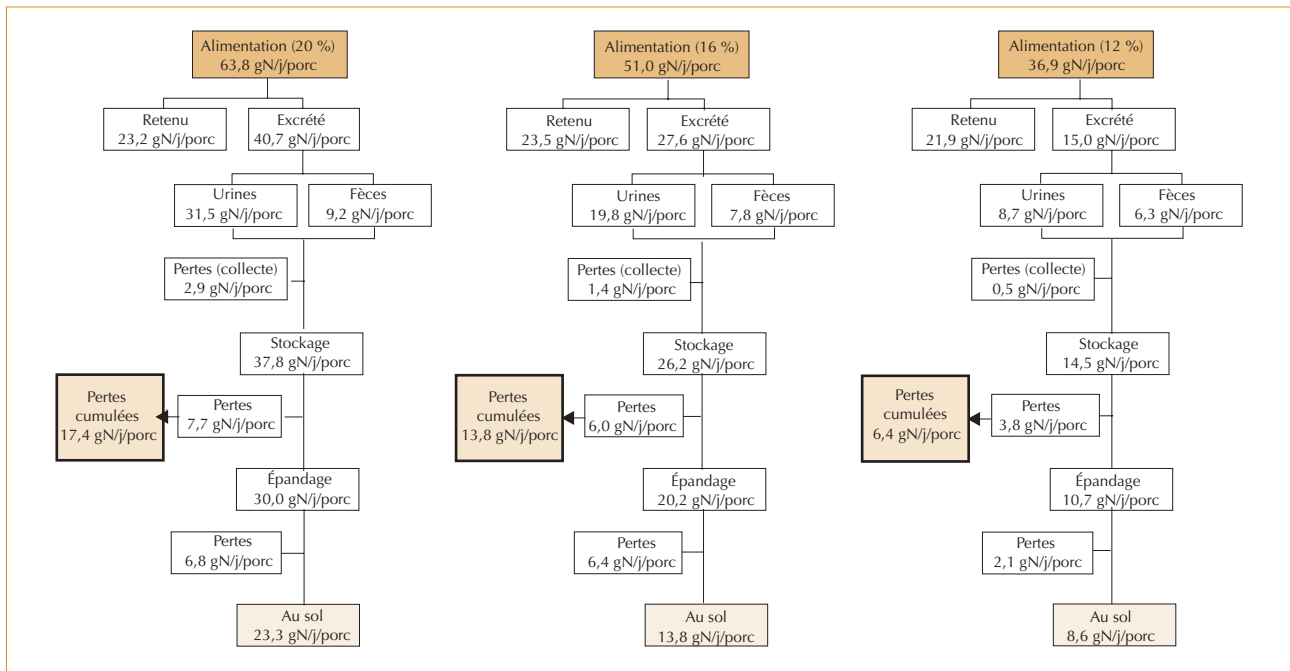
Les émissions d'ammoniac sont plus importantes pour les urines que pour les lisiers frais, excepté pour le régime à 20 % de protéines. Dans le cas des régimes à 12 et à 16 % de protéines, le pouvoir tampon des fèces a entraîné, lors du mélange, un abaissement du pH des urines et, par conséquent, la réduction des émissions d'ammoniac (van Kempen, 2001).

Pour chaque régime, les émissions d'ammoniac sont plus importantes pour les lisiers frais que pour les lisiers de 18 j. Ceci est probablement dû aux pertes importantes sous forme d'émissions d'ammoniac lors de la collecte des excréta et durant la période de stockage dans les bidons. Cet écart entre les pertes des lisiers frais et des lisiers de 18 j est plus accentué dans le cas du régime à 20 % de protéines. Le régime à 20 % de protéines entraîne des émissions d'ammoniac plus importantes au cours de la collecte et durant la période de stockage dans les bidons que les deux autres régimes.

Les résultats obtenus au cours des simulations de stockage au laboratoire avec les lisiers de 18 j sont en accord avec ceux obtenus lors du stockage à l'extérieur. Même si les conditions sont peu représentatives de la dynamique existant sur le terrain, le banc de volatilisation donne une bonne indication de ce qui pourrait être mesuré concrètement au niveau d'une fosse de stockage.

Volatilisation de l'ammoniac sur toute la période de gestion des lisiers

L'abaissement du taux protéique de l'aliment de 20 à 12 % réduit la volatilisation de l'ammoniac de 63 % sur l'ensemble du processus de gestion des lisiers (figure 4, p. 36). Les pertes mesurées après l'épandage sont moins importantes avec le régime à 12 % que pour les deux autres régimes. Le lisier produit par les porcs affectés au régime à 12 % a la teneur en NAT la plus faible et le pH le plus bas à la fin de la période de stockage à l'extérieur. Ces facteurs contribuent à réduire les pertes par volatilisation de l'ammoniac après épandage. Ceci est en accord avec Misselbrook *et al.* (1998).



▲ Figure 4 – Bilan azoté des trois régimes alimentaires.

Conclusion

En période de finition, la réduction du taux protéique de l'aliment, tout en maintenant les mêmes apports en acides aminés essentiels, permet une modification de la quantité et de la qualité des effluents produits sans affecter les performances zootechniques. Les teneurs en NAT et en NTK ainsi que le pH diminuent linéairement avec le taux protéique. Tous ces facteurs contribuent à réduire de façon importante les pertes par volatilisation de

l'ammoniac au cours des différents stades de la gestion des effluents. Il est possible d'envisager, en contrôlant l'alimentation, une réduction des émissions d'ammoniac sur l'ensemble de la période de gestion des effluents. La formulation de régime à teneur réduite en protéines nécessite cependant une bonne maîtrise technique. Il est donc important de bien connaître l'évolution des besoins des animaux en fonction de leur stade physiologique. □

Remerciements

Cette étude a été effectuée dans le cadre du programme « Porcherie verte ». Les auteurs remercient le ministère de l'Agriculture et de la Pêche pour son soutien financier, Monsieur Roger Jumel de la DERF, ainsi que le conseil régional de Bretagne. Nous remercions le Pr C.-M. Coste pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail. Nous remercions également toute l'équipe du bâtiment expérimental ainsi que Monsieur P. Bodinier de l'INRA pour leur collaboration efficace lors de l'expérimentation.

Résumé

L'objectif de cette expérience est de déterminer l'influence de trois conduites alimentaires différenciées par l'apport de protéines (12, 16 et 20 %) sur les performances zootechniques et sur l'excrétion azotée des animaux, et sur la volatilisation de l'ammoniac des effluents au laboratoire et sur le terrain. Quinze mâles castrés sont placés en cage de digestibilité et affectés aux trois traitements sur la base d'une mise en lots en 5 blocs de 3 animaux. L'expérimentation a duré 21 jours durant lesquels les excréta sont collectés séparément. Un échantillon de chaque type d'effluent (urines seules, lisier frais et lisier de 18 j) est placé dans une cellule au laboratoire pendant 7 j pour établir la cinétique de volatilisation au stockage. Un suivi sur le terrain de l'évolution de la composition des lisiers au cours d'un stockage de trois mois et de la cinétique de la volatilisation de l'ammoniac lors de l'épandage est effectué. La diminution de la teneur en protéines du régime permet une réduction importante de l'excrétion azotée surtout au niveau de la fraction urinaire sans affecter les performances zootechniques, ainsi qu'une diminution de la quantité d'excréta, la consommation d'eau étant réduite. Les teneurs en azote ammoniacal et en azote kjeldahl ainsi que le pH diminuent linéairement avec le taux protéique. Tous ces facteurs contribuent à réduire les pertes par volatilisation de l'ammoniac aux différents stades de la gestion des effluents. Sur l'ensemble de la période de gestion des effluents, une réduction de la volatilisation de l'ammoniac de 63 % est obtenue en abaissant le taux protéique de l'aliment de 20 à 12 %.

Abstract

The aim of this study was to evaluate the effects of three strategies of protein feeding (12, 16 and 20%) on animal performance, nitrogen excretion and ammonia emission in the laboratory and in the field. The animals (15 castrated males) were housed individually in metabolism cages and were fed one of the three diets. The experiment lasted 21 days and urine and faeces were collected separately. Samples of each type of effluent (urine alone, fresh slurry and 18-day old slurry) were placed in a laboratory system designed to measure ammonia emission for 7 days. In the field, measurements of ammonia volatilisation were made during storage and surface-application of slurry. Lowering dietary crude protein while maintaining normal growth rate reduced urinary nitrogen and total amount of effluent, because of a lower water consumption. Ammoniacal nitrogen content, total kjeldahl nitrogen and pH decreased when dietary crude protein decreased. This consequently reduced ammonia emission during all the stages of the management of the effluents. Over the whole process of the slurry ammonia emission was reduced by 63% when dietary protein decreased from 20 to 12%.

Bibliographie

- ALBAR, J., GRANIER, R., 1996, Incidence du taux azoté de l'aliment sur la consommation d'eau, la production de lisier et les rejets azotés en engraissement, *Journées de la Recherche Porcine en France*, n° 28, p. 257-266.
- BOURDON, D., DOURMAD, J.-Y., HENRY, Y., 1995, Réduction des rejets azotés chez le porc en croissance par la mise en œuvre de l'alimentation multiphase, associée à l'abaissement du taux azoté, *Journées de la Recherche Porcine en France*, n° 27, p. 269-278.
- CANH, T.-T., AARNINK, A.-J.-A., SCHUTTE, J.-B., SUTTON, A.-L., LANGHOUT, D.-J., VERSTEGEN, M.-W.-A., 1998, Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs, *Livestock Production Science*, n° 56, p. 181-191.
- CHAUVEL, J., GRANIER, R., 1994, Incidence de l'utilisation d'aliment à taux azotés décroissants sur les performances zootechniques et les rejets du porc charcutier, *Journées de la Recherche Porcine en France*, n° 26, p. 97-106.
- CITEPA (Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique), 2002, *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues*, Format SECTEN, Site web : <http://www.citepa.org> [02/02].
- DEWES, T., SCHMITT, L., VALENTIN, U., AHRENS, E., 1990, Nitrogen losses during the storage of liquid livestock manures, *Biological Wastes*, n° 31, p. 241-250.
- DOURMAD, J.-Y., 1999, « Maîtrise des pollutions de l'eau : réduction à la source par une meilleure alimentation des porcs », in *Comment concilier production porcine et protection de l'environnement ? Actes de colloques*, Cemagref, p. 75-84.
- DOURMAD, J.-Y., HENRY, Y., 1994, Influence de l'alimentation et des performances sur les rejets azotes des porcs, *INRA Productions Animales*, n° 7, p. 263-274.
- DOURMAD, J.-Y., GUILLOU, D., NOBLET, J., 1992, Development of a calculation model for predicting the amount of N excreted by the pig : effect of feeding, physiological stage and performance, *Livestock Production Science*, n° 31, p. 95-107.
- DOURMAD, J.-Y., GUINGAND, N., LATIMIER, P., SÈVE, B., 1999a, Nitrogen and phosphorus consumption, utilisation and losses in pig production : France, *Livestock Production Science*, n° 58, p. 199-211.
- DOURMAD, J.-Y., SÈVE, B., LATIMIER, P., BOISEN, S., FERNANDEZ, J., VAN DER PEET-SCHWERING, C.-M.-C., JONGBLOED, A.-W., 1999b, Nitrogen consumption, utilisation and losses in pig production in France, The Netherlands and Denmark, *Livestock Production Science*, n° 58, p. 261-264.
- GATEL, F., GROSJEAN, F., 1992, Effect of protein content of the diet on nitrogen excretion by pigs, *Livestock Production Science*, n° 31, p. 109-120.
- JONGBLOED, A.-W., LENIS, N.-P., 1992, Alteration of nutrition as means to reduce environmental pollution by pigs, *Livestock Production Science*, n° 31, p. 75-94.
- KIES, A., AUGIER, V., VENUAT, M., GRIMALDI, J.-L., 1992, Diminution des taux protéiques : influence sur la quantité d'azote excrété et les performances zootechniques du porc charcutier, *Journées de la Recherche Porcine en France*, n° 24, p. 219-226.
- LATIMIER, P., DOURMAD, J., 1993, « Effect of three protein feeding strategies for growing-finishing pigs on growth performance and nitrogen output in the slurry and in the air », in *Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences*, VERSTEGEN, M.-W.-A., DEN HARTOG, L.-A., VAN KEMPEN, G.-J.-M., METZ, J.-H.-M. (Eds.), EAAP Publ., n° 69, Pudoc, Wageningen, The Netherlands, p. 242-246.

LATIMIER, P., DOURMAD, J.-Y., CORLOUER, A., 1993, Incidence, sur les performances et les rejets azotés du porc charcutier, de trois conduites alimentaires différenciées par l'apport de protéines, *Journées de la Recherche Porcine en France*, n° 25, p. 295-300.

MARTINEZ, J., MOAL, J.-F., CAUDAL, M.-C., GUIZIOU, F., 1996, Emission d'ammoniac après épandage de lisier : quantification et maîtrise, *Ingénieries EAT*, n° 5, p. 43-52.

MISSELBROOK, T., CHADWICK, D.-R., PAIN, B.-F., HEADON, D.-M., 1998, Dietary manipulation as a means of decreasing N losses and methane emissions and improving herbage N uptake following application of pig slurry to grassland, *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, n° 130, p. 183-191.

MOAL, J.-F., 1995, *Volatilisation de l'azote ammoniacal des lisiers après épandage : quantification et étude des facteurs d'influence*, Thèse d'agrochimie, université de Perpignan, Équipement pour l'eau et l'environnement 20, Cemagref, 230 p.

NI, J.-Q., 1999, Mechanistic models of ammonia release from liquid manure : a review, *Journal of Agricultural Engineering Research*, n° 72, p. 1-17.

OLIVIER, J.-G.-J., BOUWMAN, A.-F., VAN DER HOEK, K.-W., BERDOWSKI, J.-J.-M., 1998, Global air emission inventories for anthropogenic sources of NO_x, NH₃ and N₂O in 1990, *Environmental Pollution*, n° 102, p. 135-148.

PATIENCE, J.-F., AUSTIC, R.-E., BOYD, R.-D., 1987, Effect of dietary electrolyte balance on growth and acid-base status in swine, *Journal of Animal Science*, n° 64, p. 457-466.

PFEIFFER, A., HENKEL, H., VERSTEGEN, M.-W.-A., PHILIPCZYK, I., 1995, The influence of protein intake on water balance, flow rate and apparent digestibility of nutrients at the distal ileum in growing pigs, *Livestock Production Science*, n° 44, p. 179-187.

PORTEJOIE, S., MARTINEZ, J., LANDMANN, G., 2002, L'ammoniac d'origine agricole : impacts sur la santé humaine et animale et sur le milieu naturel, *INRA Productions Animales*, n° 15, p. 151-160.

QUINIQU, N., DOURMAD, J.-Y., HENRY, Y., BOURDON, D., GUILLOU, D., 1994, Influence du potentiel de croissance et du taux protéique du régime sur les performances et les rejets azotés des porc en croissance-finition, alimentés à volonté, *Journées de la Recherche Porcine en France*, n° 26, p. 287-294.

SOMMER, S.-G., HUSTED, S., 1995, The chemical buffer system in raw and digested animal slurry, *Journal of Agricultural Science, Cambridge*, n° 24, p. 45-53.

SUTTON, A.-L., KEPHART, K.-B., VERSTEGEN, M.-W.-A., CANH, T.-T., HOBBS, P.-J., 1999, Potential for reduction of odorous compounds in swine manure through diet modification, *Journal of Animal Science*, n° 77, p. 430-439.

VAN KEMPEN, T.-A.-T.-G., 2001, Dietary adipic acid reduces ammonia emission from swine excreta, *Journal of Animal Science*, n° 79, p. 2412-2417.

VAN DER PEET-SCHWERING, C.-M.-C., AARNINK, A.-J.-A., ROM, H.-B., DOURMAD, J.-Y., 1999, Ammonia emission from pig houses in the Netherlands, Denmark and France, *Livestock Production Science*, n° 58, p. 265-269.

VLEK, P.-L.-G., STUMPE, J.-M., 1978, Effects of solution chemistry and environmental conditions on ammonia volatilization losses from aqueous systems, *Soil Science Society of America Journal*, n° 42, p. 416-421.