

Efficacité sur les émissions gazeuses d'itinéraires techniques en élevage porcin intégrant des bonnes pratiques environnementales

Sandrine ESPAGNOL (1), Nadine GUINGAND (1) Sophie GENERMONT (2), Mélynda HASSOUNA (3)

(1) IFIP Institut du Porc, F-35651 Le Rheu cedex

(2) INRA, AgroParisTech, UMR1091 EGC, Environnement et Grandes Cultures, F-78850 Thiverval-Grignon

(3) INRA, UMR, SAS, F-35000 Rennes

Sandrine.espag nol@ifip.asso.fr

Avec la collaboration de Delphine Loiseau (1), Romain Richard (1), le personnel de la station de Romillé, Dominique Flura (2), Sylvie Masson (2) et Vanessa Lecuyer (2)

Efficacité sur les émissions gazeuses d'itinéraires techniques en élevage porcin intégrant des bonnes pratiques environnementales

L'application de bonnes pratiques environnementales (BPE) peut réduire les émissions d'ammoniac des élevages avec, pour chacune, une efficacité connue à l'échelle du poste concerné (bâtiment, stockage, épandage). Mais leur utilisation peut aussi impacter les émissions sur des postes situés en aval, ce qui affecte leur efficacité globale et leur intérêt relatif. Cette étude vise à mesurer l'efficacité de différentes combinaisons de BPE sur huit itinéraires techniques en élevage porcin, dans deux contextes saisonniers. Quatre salles d'engraissement de 60 porcs ont été mobilisées : deux avec évacuation fréquente des déjections (gravité, flushing), une équipée d'un laveur d'air et une salle témoin (sans BPE). Les lisiers de chaque salle ont alimenté deux cuves de stockage extérieur, dont l'une couverte. A chaque étape, les émissions gazeuses (NH₃, N₂O) ont été mesurées et des bilans massiques d'effluents réalisés. A l'issue du stockage, le potentiel de volatilisation d'ammoniac des effluents à l'épandage a été mesuré en laboratoire. En sortie de stockage, les itinéraires avec BPE montrent, par rapport au témoin, des réductions d'émissions ammoniacales allant de 8 à 62 %, confirmant l'intérêt de ces BPE. Un stockage découvert réduit de près de 10% l'efficacité de BPE mises en œuvre en amont; a contrario un stockage couvert améliore cette efficacité de 10%. En intégrant l'épandage, des conditions propices à la volatilisation réduisent à nouveau les bénéfices des BPE amont de 2 à 26% par rapport au témoin, pouvant même annuler ces bénéfices. L'enchaînement des BPE s'avère donc pertinent et maximise la conservation d'azote et son recyclage.

Efficiency and synergic effects of best available practice patterns on gaseous emissions in pig production

Ammonia emitted from piggeries could be reduced by different best available techniques (BAT) whose effectiveness is reported for the involved context (husbandry, manure storage or spreading). However, their implementation in one step may affect the emission at the next steps, modifying the global effectiveness and the relative interest at the farm scale. The aim of this study was to measure the effectiveness of different BAT combinations in eight pig systems during two climate conditions. Four fattening rooms were studied, each of them housing 60 pigs: two rooms with frequent slurry removal (gravity and flushing, respectively), one room equipped with a bioscrubber and the standard with no air treatment and slurry storage underneath the pigs. The slurry was discharged from each room into two external tanks, one being covered. At each step, gaseous emissions (NH₃, N₂O) were measured and slurry mass balances performed. The potential of volatilization during spreading was measured in laboratory conditions. After storage, the implantation of BAT led to a reduction of 8 to 62% in comparison to the standard. The effectiveness of building BAT was reduced by 10% when the storage unit was not covered. On the other hand, the use of a cover increased the efficiency by 10%. Including the spreading phase, conditions favourable to ammonia emission still reduce the benefit of BATs between -2 to -26% compared to the standard. In some cases, this benefit may even be cancelled. BAT combinations are useful in order to maximize the conservation of nitrogen and therefore its recycling.

INTRODUCTION

En France, le secteur agricole est responsable de 97% des émissions d'ammoniac, dont 73% pour l'élevage (CITEPA, 2014). Ces émissions, impliquées dans les phénomènes d'acidification, d'eutrophisation et dans la formation de particules fines doivent être maîtrisées et réduites comme le prévoient les réglementations sur l'amélioration de la qualité de l'air et des milieux (Directive NEC 2001/81/CE actuellement en révision). Pour y parvenir, des techniques de réduction se développent en élevage, dont certaines sont reconnues comme Meilleures Techniques Disponibles (MTD) au niveau européen dans le cadre de la directive IED (Industrial Emission Directive - 2010/75/UE). Ces techniques concernent un poste spécifique de l'élevage (bâtiment, stockage, épandage) avec une efficacité généralement évaluée à cette échelle. Or, la mise en place d'une pratique en élevage peut aussi avoir des incidences sur les pertes gazeuses des postes situés plus en aval comme le suggèrent Philippe *et al.* (2013), une fraction d'azote volatilisable subsistant généralement dans les effluents. De ce fait, il est important d'évaluer plus globalement, à l'échelle de l'ensemble du processus de gestion des effluents, le bilan environnemental des solutions mises en œuvre à l'un ou l'autre niveau. Cette étude vise ainsi à appréhender les émissions cumulées d'ammoniac à l'échelle d'itinéraires plus intégrés (incluant les postes bâtiment, stockage et épandage) mettant en œuvre des bonnes pratiques environnementales (BPE).

1. MATERIEL ET METHODES

1.1. Descriptif des itinéraires

Huit itinéraires techniques ont été construits, combinant quatre modalités bâtiment (B), trois modalités de stockage des effluents (S) et une modalité épandage (E), et incorporant des BPE, parmi celles accessibles potentiellement au plus grand nombre d'élevages (tableau 1).

Les modalités bâtiment et stockage ont été mises en œuvre dans la station expérimentale de l'IFIP à Romillé. La modalité épandage a été suivie à l'INRA Grignon. Les huit itinéraires ont été conduits sur deux périodes : la période 1 (P1) de septembre 2012 à mars 2013 et la période 2 (P2) de mars à septembre 2013.

Pour chacune des deux périodes, les modalités bâtiment se sont déroulées simultanément dans quatre salles et dans les mêmes conditions : 60 porcs charcutiers par salle, répartis en six cases, recevant un même régime alimentaire, biphasé, conforme aux recommandations (CORPEN, 2003). Les salles, sur caillebotis intégral béton et dotées d'une ventilation dynamique, ne différaient que par les modalités d'évacuation des effluents et de gestion de l'air : dans les salles 1 et 2, les lisiers ont été évacués en fin d'engraissement ; dans la salle 2, l'air extrait a été traité par lavage puis rejeté dans l'atmosphère, les eaux de lavage étant évacuées vers les fosses de stockage ; dans les salles 3 et 4, les lisiers ont été évacués respectivement, tous les 15 jours par évacuation gravitaire (BPE), ou deux fois par jour par flushing (BPE). Le flushing a été réalisé avec la fraction liquide du lisier issu de la même salle, stockée dans une cuve de décantation à l'extérieur de la salle.

Chaque quantité de lisier évacuée de chacune des quatre salles, a été répartie le même jour dans deux cuves de

stockage extérieur de 13 m³ (hauteur 2 m, diamètre 2,90 m), l'une découverte (cuves 1D, 2D, 3D et 4D), l'autre couverte soit d'une bâche tendue sur un mât central (cuves 2C, 3C et 4C), respectivement pour les salles 2, 3 et 4, soit fermée hermétiquement (cuve 1C) pour la salle 1. Les lisiers de la cuve 1C ont été brassés et chauffés à 37°C (méthanisation mésophile) et le biogaz produit a été brûlé par une chaudière à biogaz (BPE).

Pour les cuves alimentées uniquement en fin d'engraissement (cuves 1, 3, 4 et 6), la durée de stockage extérieur a été de deux mois alors qu'elle a pu dépasser 4 mois pour les cuves alimentées progressivement (cuves 2, 5, 7 et 8).

En fin de stockage, l'objectif était d'obtenir des potentiels de volatilisation en ammoniac des lisiers lors de l'étape épandage. Il s'agissait davantage de mesurer en quoi les BPE en amont pouvaient impacter les émissions à l'épandage que de mesurer des facteurs d'émissions représentatifs. De ce fait, cette étape a été réalisée en conditions de laboratoire, permettant de traiter les échantillons dans des conditions identiques. A cette fin, des échantillons des effluents issus des huit cuves ont été transmis à l'INRA EGC (prélèvement puis transport en frais sur une demi-journée entre Rennes et Thiverval-Grignon).

1.2. Mesures des émissions gazeuses

1.2.1. Modalités bâtiment et stockage

Les émissions gazeuses NH₃, N₂O et H₂O, des étapes bâtiment et stockage ont été mesurées en semi continu pendant la phase d'engraissement des porcs dans chaque salle (mesures couvrant les 2/3 du temps) et pendant le stockage des lisiers dans les cuves extérieures (mesures couvrant la moitié du temps). Au cours des périodes de mesures, les émissions moyennes journalières (exprimées en g N/j) ont été calculées par bilan de masse à partir du différentiel de concentrations gazeuses entre l'intérieur et l'extérieur de chacun des dispositifs, multiplié par le débit.

Les concentrations gazeuses ont été mesurées par spectrométrie d'absorption infrarouge photoacoustique (analyseur INNOVA 1412 couplé à un échantillonneur-doseur INNOVA 1303). Dans les bâtiments, la mesure des concentrations gazeuses a été réalisée dans la gaine d'extraction d'air. Pour chaque salle, le débit a été calculé à partir de la mesure en continu de la vitesse d'air au moyen d'une hélice folle couplée au ventilateur. Pour les modalités de stockage non couvert, des tunnels flottants de volatilisation en PVC (Hassouna *et al.*, 2010) ont été utilisés. Posés à la surface du lisier, ils ont recouvert 4,5% de la surface des fosses (0,3 m²) et ont créé une circulation d'air avec un débit moyen 40 L/min. Les concentrations en gaz, ont été mesurées en entrée et sortie des tunnels. Pour les cuves couvertes, un traceur (SF₆) a été utilisé pour mesurer en semi continu les débits de renouvellement d'air. Les concentrations gazeuses ont été mesurées sous la couverture et à l'extérieur.

Durant le suivi expérimental, les conditions climatiques (température et hygrométrie de l'air, vitesse du vent, hauteur des précipitations) ont été mesurées à l'aide d'une station météorologique (Campbell Scientific Ltd., Loughborough, UK). Les températures et humidités de l'air à l'intérieur des salles, des tunnels flottants ou des cuves couvertes ont été mesurées en continu au moyen de thermo-hygromètres (Conrad, Voltcraft DL-120TH), afin d'établir la masse volumique de l'air utilisée dans le calcul des gradients de concentrations en gaz. La vitesse de vent en surface des lisiers stockés dans les cuves

découvertes a également été suivie au moyen d'anémomètres à coupelle (KIMO, type INT 10) sur flotteurs. Entre les périodes de mesures, les émissions gazeuses ont été interpolées linéairement. Pour les cuves de stockage découvertes, les mesures des émissions gazeuses, correspondant à la surface couverte par les tunnels, ont été extrapolées à la surface totale

de la cuve ; les émissions d'ammoniac étant dépendantes de la vitesse de circulation d'air à la surface du lisier (Balsari *et al.*, 2007), les valeurs horaires obtenues ont été corrigées linéairement en fonction des vitesses moyennes horaires mesurées, sur la surface non recouverte, et celle recouverte par le tunnel.

Tableau 1 – Description des huit itinéraires de gestion des effluents d'élevages porcins avec des bonnes pratiques environnementales combinant les étapes bâtiment, stockage et épandage (*en italique : BPE prises en compte dans les itinéraires*)

Itinéraires	Bâtiment (durée : 3 mois)	Stockage (durée : entre 2 et 4.5 mois)	Epandage (durée : 2-4 semaines)
Témoïn	Salle 1 : Evacuation des effluents en fin d'engraissement	Cuve 1D : stockage découvert alimenté en fin d'engraissement de 50% du lisier de la salle 1	3 cellules de ventilation
Chaudière à biogaz		Cuve 1C : stockage avec <i>méthanisation mésophile + chaudière</i> , alimenté en fin d'engraissement de 50% de lisier de la salle 1	3 cellules de ventilation
Lavage	Salle 2: <i>Lavage d'air</i> + Evacuation des effluents en fin d'engraissement	Cuve 2D : stockage découvert alimenté en fin d'engraissement de 50% des lisiers et 50% des eaux de lavage de la salle 2	3 cellules de ventilation
Lavage + couverture		Cuve 2C : <i>stockage avec couverture</i> alimenté en fin d'engraissement de 50% des lisiers et 50% des eaux de lavage de la salle 2	3 cellules de ventilation
Evacuation gravitaire	Salle 3 : <i>Evacuation gravitaire des effluents tous les 15 jours</i>	Cuve 3D : stockage découvert alimenté tous les 15 jours de 50% des lisiers de la salle 3	3 cellules de ventilation
Evacuation gravitaire + couverture		Cuve 3C : <i>stockage avec couverture</i> alimenté tous les 15 jours de 50% des lisiers de la salle 3	3 cellules de ventilation
Flushing	Salle 4: Evacuation des effluents par <i>flushing</i> deux fois par jours	Cuve 4D : stockage découvert alimentée tous les 15 jours de 50% des lisiers de la salle 4	3 cellules de ventilation
Flushing + couverture		Cuve 4C : <i>stockage avec couverture</i> alimenté tous les 15 jours de 50% des lisiers de la salle 4	3 cellules de ventilation

1.2.2. Modalités épandage

Après un stockage au congélateur, la volatilisation de l'ammoniac des lisiers a été mesurée en continu sur une période allant jusqu'à 4 semaines en conditions entièrement contrôlées avec un dispositif de laboratoire mettant en œuvre des enceintes dynamiques aussi appelées cellules (Flura *et al.*, 2013). Trois échantillons de chaque cuve ont été décongelés puis épandus à une dose représentative des pratiques agricoles dans respectivement trois cellules ventilées (35 m³/ha soit 62 g/cellule) sans sol. La surface expérimentale des cellules est de 177 cm². Les cellules sont balayées par un flux d'air à un débit contrôlé de 3,5 L/min. Elles sont disposées dans un incubateur thermique dans lequel la température est contrôlée à 5°C. L'humidité de l'air entrant est fixée à une valeur de 95% et sa teneur en ammoniac est nulle. La mesure de la concentration en azote ammoniacal en sortie de cellule a permis, moyennant la connaissance du débit de balayage, de calculer le bilan de masse de la cellule et d'en déduire le flux d'ammoniac, de la même manière que pour les autres postes. La mesure de la concentration en ammoniac a été réalisée par barbotage dans une solution d'acide sulfurique 0,072N (500 mL de solution) sur des périodes de quelques heures à quelques jours, avec analyse ultérieure de la concentration en azote ammoniacal de la solution. Un analyseur FLORRIA (RRmechatronics) a été utilisé, dont le principe repose sur une mesure par conductimétrie après passage sur membrane semi-perméable. Les mesures représentent ainsi le cumul de volatilisation au cours d'une période. Les pertes ammoniacales obtenues doivent être considérées comme un potentiel de volatilisation et non comme un facteur d'émission représentatif de conditions d'épandage au champ.

1.3. Bilans massiques des effluents

Pour évaluer la cohérence des résultats relatifs aux pertes gazeuses mesurées aux différentes étapes de ces itinéraires, des bilans massiques des effluents en eau (H₂O), azote (N), carbone (C), phosphore (P) et potassium (K) ont été réalisés. Dans les salles, les excréments en N, C et H₂O des porcs ont été établies par différence entre l'ingestion et la rétention corporelle. Pour cela, des mesures ont été réalisées sur, les quantités d'aliment et d'eau consommées, la composition des aliments (MS, MAT, P, K) et les performances zootechniques des animaux. Chaque évacuation de lisier du bâtiment a été volumée et échantillonnée. De même pour le stockage, chaque apport de lisier, ainsi que la vidange finale, a été volumé et échantillonné. Les échantillons ont ensuite été analysés en laboratoire (densité, matière sèche, pH, N total, N ammoniacal, P et K). Les bilans des éléments non volatils (P et K) ont été utilisés pour valider la qualité de l'échantillonnage des effluents et, de fait, celle des bilans massiques.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Performances zootechniques

Les porcs ont été engraisés en moyenne entre 20 et, respectivement pour les périodes 1 et 2, 115 kg et 108 kg de poids vif. Le gain moyen quotidien des porcs des quatre salles a varié entre 830 et 860 g/j pour la période 1 et entre 805 et 835 g/j pour la période 2 ; l'indice de consommation entre 2,77 et 2,82 pour la période 1 et entre 2,74 et 2,90 pour la période 2.

Les écarts entre salles ne sont pas significatifs ce qui permet d'affecter les écarts d'émissions aux BPE elles-mêmes et non pas aux performances zootechniques des animaux. Ces performances sont par ailleurs proches (voire légèrement meilleures) des niveaux moyens obtenus dans les élevages de production au niveau national (IFIP, 2013).

2.2. Ambiance des salles et conditions climatiques

Dans les salles d'engraissement, la température moyenne a été de 26 et 25°C, respectivement, au cours des périodes 1 et 2. L'hygrométrie a varié entre 65 et 75% en moyenne dans les quatre salles et pour les deux périodes. Ces conditions de production sont représentatives des conditions nationales. Les températures moyennes extérieures ont été de 7,7°C (min : -4,3°C ; max : 27,6°C) et de 15,9°C (min : -0,8°C ; max : 36,5°C) respectivement pour les périodes 1 et 2 des étapes bâtiment et stockage. La pluviométrie au cours des périodes de stockage des cuves découvertes alimentées progressivement (C3D et C4D) a été de 530 et 230 mm, respectivement pour les périodes 1 et 2 ; et de seulement 235 et 79 mm pour les cuves alimentées en une fois en fin d'engraissement (C1D et C2D), respectivement pour les périodes 1 et 2.

2.3. Emissions gazeuses

Le tableau 2 présente les « défauts de bilans » massiques des effluents. Ces derniers sont attestés par les bilans des éléments non volatilisables P et K. En effet, même si le bilan P est supérieur à 30% pour trois étapes (Stockage-Lavage-P2, stockage-Evacuation gravitaire-P1 et Stockage-Flushing-P1), ce qui atteste d'un échantillonnage médiocre des éléments sédimentables, le bilan K reste pour toutes les situations inférieurs à 11% ce qui signifie que les éléments dissous (c'est le cas de près de 70% de l'azote) ont été correctement échantillonnés. Les émissions gazeuses mesurées sont donc confortées par les bilans massiques des effluents.

2.3.1. Etape bâtiment

Les émissions moyennes d'ammoniac des quatre salles d'engraissement (tableau 3) ont été de 8,7 - 10,1 - 6,7 - 7,3 et 8,7 g N-NH₃/porc/j ; et de 11,3 - 8,0 - 6,2 - 5,0 et 7,8 g N-NH₃/porc/j pour la période 2 respectivement pour les salles 1, 2 avant lavage, 2 après lavage, 3 et 4.

Les abattements relatifs de l'évacuation gravitaire pour les périodes 1 et 2, en comparaison de la salle témoin, sont de 16% et 56%. L'efficacité moyenne de 35% sur une année s'approche des références de la littérature qui indiquent une réduction de l'ordre de 20 à 30% pour des évacuations tous les mois (Guinand et Lagadec, 2011). D'après les résultats contrastés entre les deux périodes, la mise en œuvre d'une évacuation gravitaire pourrait avoir une efficacité plus conséquente en période chaude (période 2) qu'en période froide (période 1). Le flushing ne permet pas de réduction d'émissions d'ammoniac pour la période 1 mais une réduction de 30% pour la période 2. La réduction moyenne de 15% est plus faible que la fourchette d'abattement de la bibliographie qui est entre 20 et 60% (Guinand, 2012). Les résultats laissent à penser qu'il y a également un effet saison sur la réponse environnementale de cette bonne pratique. L'efficacité environnementale du lavage est calculée en comparant les émissions avant lavage et après lavage de la salle 2. En effet, le lavage traite l'air sortant sans incidence sur les modalités d'élevage des porcs qui sont identiques à celles de la salle témoin (salle 1).

L'efficacité du laveur pour les périodes 1 et 2 est respectivement de 33% et 23% avec une efficacité moyenne de 28%, inférieure à la fourchette des références rapportée par Guinand (2008) qui se situent entre 40% et 90%.

Les pertes azotées sous forme de protoxyde d'azote sont minoritaires représentant moins de 6% des pertes azotées pour les salles 1, 3 et 4. Les émissions moyennes par salle sont de 0,4 à 0,6 g N-N₂O/porc/j comparables à la valeur moyenne de 0,8 g N-N₂O/porc/j relevée dans la littérature par Dourmad (2012) représentant 2,2% de l'azote excrété contre 1,6% dans notre étude. La littérature sur le sujet propose des valeurs entre 0,3 et 4% de l'azote excrété (Dourmad, 2012) qui sont toutes supérieures au 0,2% proposé par l'IPCC (2006). Les flux relevés en sortie de laveur sont supérieurs aux flux avant lavage, avec un écart atteignant respectivement 0,7 et 0,8 g N-N₂O/porc/j pour les périodes 1 et 2 (représentant 8 et 10% des entrées d'azote dans le laveur).

2.3.2. Etape stockage

Les facteurs moyens d'émission d'ammoniac des stockages de la période 1 ont respectivement été de 7,3 - 12,9 - 0,9 - 1,8, 0,2 - 2,7 - 0,1 g N-NH₃/m²/j pour les cuves 1D, 2D, 2C, 3D, 3C, 4D et 4C et de 11,5 - 10,1 - 0,5 - 7,3 - 0,6 - 6,6 et 0,6 g N-NH₃/m²/j pour la période 2. Hormis la cuve 2D, les émissions d'une même cuve sont plus importantes lors de la période 2 que lors de la période 1 et les émissions des cuves couvertes sont systématiquement inférieures à celles des cuves découvertes. Les efficacités des couvertures de fosse sur les émissions de NH₃ sont calculées en considérant les deux cuves d'une même modalité bâtiment. Elles sont respectivement de 87%, 93% et 95% pour les tandems C2D-C2C, C3D-C3C et C4D-C4C de la période 1 et de 95%, 93% et 91% pour la période 2. L'efficacité moyenne de la couverture lors de l'étape S est donc de 92% en moyenne ce qui correspond aux valeurs de la bibliographie des couvertures souples avec une fourchette d'efficacité de 80-90% (Guinand *et al.*, 2010). Les émissions de N-N₂O au stockage vont de 0,002 à 0,043 g N-N₂O/m²/j ce qui représente une part très faible des émissions azotées, le plus souvent inférieures à 1% mais pouvant atteindre 3,2% pour l'étape Stockage-Flushing+couverture-P1.

2.3.3. Etape épandage

Les émissions d'ammoniac mesurées en cellules sont élevées, avec des pertes cumulées allant de 32 à 135 kg N-NH₃/ha. Du fait de l'apport dans des cellules dépourvues de sol, et donc sans infiltration possible du lisier et de l'azote ammoniacal dans le sol, les pourcentages de pertes en N-NH₃ lors de l'étape épandage doivent être uniquement considérés comme des potentiels de pertes relativement élevés. Ils vont de 21 à 70% de l'azote total épandu avec des moyennes respectives de 48 et 59% pour les périodes 1 et 2, et des teneurs moyennes en azote de 4,0 et 4,6 kg N/m³. En dehors des itinéraires avec lavage, les itinéraires avec BPE au bâtiment et couverture au stockage présentent un pourcentage de pertes à l'épandage supérieur. Ceci signifie que l'azote conservé avec la couverture a un fort risque d'être perdu à l'épandage sans l'utilisation de BPE sur ce poste.

2.4. Emissions gazeuses à l'échelle des itinéraires

La figure 1 présente les pertes cumulées sous forme de N-NH₃ au cours des étapes bâtiment, stockage et épandage, en pourcentage de l'azote total excrété.

Tableau 2 – Défauts de bilans massiques N, P, K, H₂O des effluents aux étapes Bâtiment (B) et Stockage (S) exprimés en pourcentage des entrées

Etapas	Défaut de bilan (% entrées)	Témoin		Chaudière à biogaz		Lavage		Lavage + couverture		Evacuation gravitaire		Evacuation gravitaire + couverture		Flushing		Flushing + couverture	
		P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
B	N (%)	4	3	4	3	18	6	18	6	11	14	11	14	3	9	3	9
	P ₂ O ₅ (%)	6	4	6	4	4	15	4	15	-0,3	7	-0,3	7	-4	9	-4	9
	Eau (%)	-36	21	-36	21	-33	42	-33	42	-20	40	-20	40	-31	-40	-31	-40
S	N (%)	-1	0	-	-	-2	9	1	4	6	-5	-3	3	14	3	7	7
	P ₂ O ₅ (%)	11	15	-	-	11	46	20	12	57	31	25	15	44	14	10	22
	K ₂ O (%)	6	2	-	-	2	-2	3	-1	8	-11	-1	-1	11	7	4	0
	Eau (%)	1	2	-	-	-2	-1	-1	0	-7	-6	0	-3	-1	1	2	-1

Tableau 3 – Emissions gazeuses mesurées aux différentes étapes Bâtiment (B), Stockage (S), Epanchage simulé (E), exprimées en pourcentage de l'azote du début (N excrété pour l'étape B, et N entré pour les étapes S et E)

Etapas	Pertes gazeuses (% N du début)	Témoin		Chaudière à biogaz		Lavage		Lavage + couverture		Evacuation gravitaire		Evacuation gravitaire + couverture		Flushing		Flushing + couverture	
		P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2
B	N-NH ₃	26	33	26	33	19	19	19	19	21	14	21	14	24	21	24	21
	N-N ₂ O	1,6	1,2	1,6	1,2	1,8	2,4	1,8	2,4	1,3	1,5	1,3	1,5	1,2	1,2	1,2	1,2
S	N-NH ₃	6,1	9,3	2,9 ¹	0 ¹	8,2	10,2	0,7	0,4	3,5	13,4	0,5	1,2	5,5	16,4	0,3	1,6
	N-N ₂ O	0,03	0,04			0,01	0,04	0,01	0,01	0,08	0,07	0,01	0,01	0,06	0,07	0,01	0,01
E	N-NH ₃	55	52	61	70	50	64	21	59	53	60	61	62	41	51	45	53

¹ Les émissions gazeuses n'ont pas été mesurées en sortie de chaudière. Les pertes azotées sont estimées avec le bilan massique des effluents.

En considérant le cumul des étapes B+S, les pertes sous forme de N-NH₃ représentent entre 15 et 39% de l'azote excrété avec une moyenne de 26%. Les pourcentages de pertes des itinéraires avec BPE, par période et en moyenne, sont systématiquement inférieurs à ceux de l'itinéraire témoin. Les réductions obtenues sont ainsi de 12% (Chaudière à biogaz), 23% (Lavage), 43% (Lavage+couverture), 29% (Evacuation gravitaire), 46% (Evacuation gravitaire+couverture), 11% (Flushing) et 32% (Flushing+couverture). Toutes les configurations de BPE permettent donc une réduction des émissions d'ammoniac. Toutefois, pour les itinéraires B+S avec BPE mais sans couverture de fosse de la période 2, plus favorable aux émissions d'ammoniac en raison de températures plus élevées, les pourcentages de pertes au stockage sont augmentés par rapport au témoin. Ceci reste valable sur l'ensemble des périodes 1 et 2. Ce résultat atteste d'une tendance à l'augmentation des pertes en ammoniac au cours du stockage quand des BPE ont permis de conserver davantage d'azote pendant la phase d'élevage en bâtiment. L'efficacité de l'abattement réalisé en bâtiment est alors réduite de 11, 10 et 11% en considérant les deux phases B+S, respectivement pour les options Lavage, Evacuation gravitaire, Flushing (en comparaison du témoin moyen).

A l'inverse, l'utilisation d'une couverture de la fosse de stockage cumulée avec le recours à une BPE en bâtiment augmente l'abattement global (B+S), l'efficacité de la couverture s'ajoutant à l'efficacité de la BPE du bâtiment ; l'efficacité est augmentée de 9, 7 et 10%, respectivement pour les options Lavage+couverture, Flushing+couverture, Evacuation gravitaire+couverture, en comparaison du témoin.

En prenant en compte les trois étapes B+S+E, avec un épandage ne mettant en œuvre aucune BPE, l'intérêt relatif des itinéraires est modifié. Les pertes totales cumulées sous forme de N-NH₃ vont de 36 à 80% de l'azote excrété avec une moyenne de 66% du fait de la part prépondérante de l'épandage dans nos conditions d'étude (potentiel élevé de volatilisation). En considérant les itinéraires B+S+E moyens, une réduction des émissions d'ammoniac est maintenue pour tous les itinéraires avec BPE par rapport au témoin sauf pour l'itinéraire Chaudière. L'étape de méthanisation minéralise l'azote stocké (l'azote ammoniacal des lisiers en sortie de méthaniseur représentait 81% de l'azote total vs 75% pour les autres lisiers en sortie de stockage), ce qui peut augmenter son potentiel de volatilisation à l'épandage. L'efficacité résiduelle des autres itinéraires est fortement réduite avec 2, 26, 3, 2, 10 et 13% d'abattement par rapport au témoin pour les itinéraires respectifs Lavage, Lavage+couverture, Evacuation gravitaire, Evacuation gravitaire+couverture, Flushing, Flushing+couverture. Entre les itinéraires B+S et B+S+E, les efficacités globales ont été réduites entre 13 et 42%. Même si les conditions de volatilisation mesurées pour l'étape E maximisent les émissions, les résultats tendent à montrer que de l'azote conservé lors des étapes d'amont a tendance à se volatiliser lors des étapes d'aval, réduisant par là-même l'efficacité des BPE. Ceci montre l'intérêt déterminant de la mise en place de BPE à l'étape E (Enfouissement ou pendillard par exemple) pour préserver les bénéfices des BPE mises en place en amont comme le montrent Dinuccio *et al.* (2012).

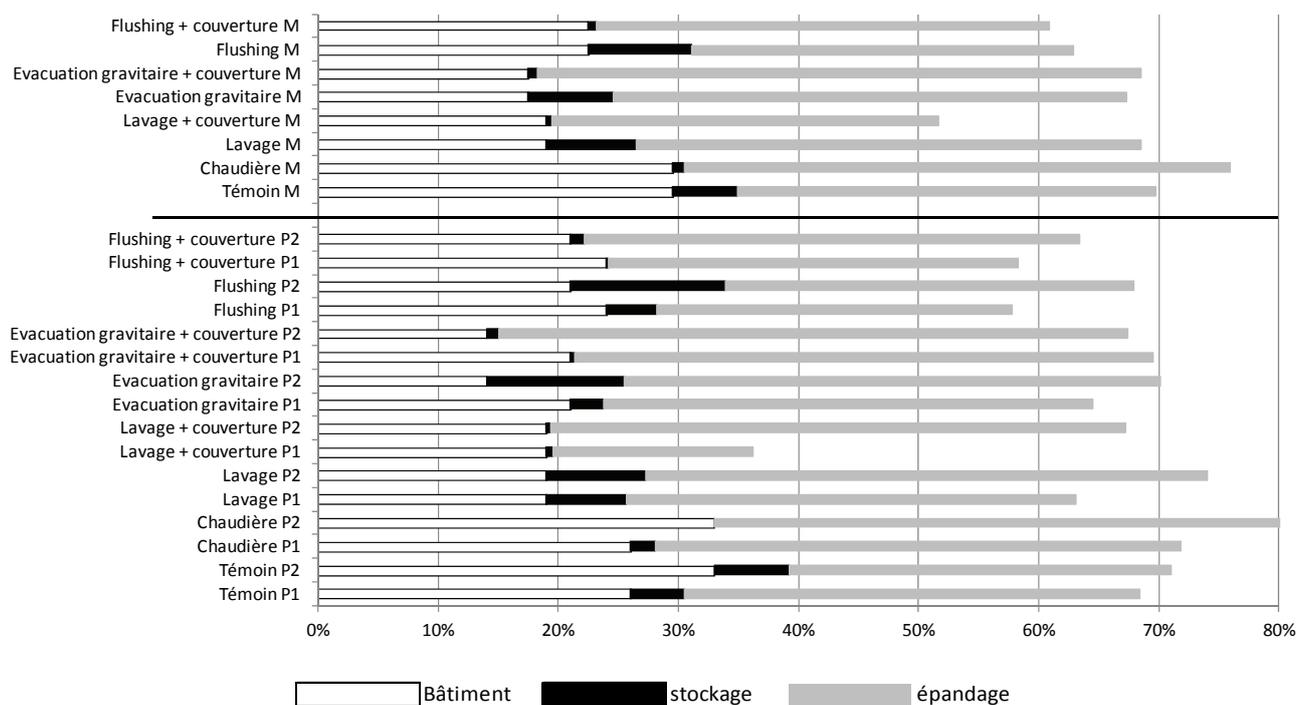


Figure 1 – Pourcentages de pertes en N-NH₃ des itinéraires avec les étapes successives bâtiment, stockage et épandage simulé, exprimés par rapport à l'azote total excrété, pour les deux périodes P1 et P2 et en moyenne (M)

CONCLUSION

Cette étude a permis de mesurer l'efficacité de BPE sur les émissions d'ammoniac, à l'échelle d'itinéraires de gestion comprenant les étapes bâtiment, stockage et épandage. Les résultats montrent que l'efficacité d'une BPE mise en œuvre en amont peut être réduite (sans pour autant être annulée) par l'absence de BPE sur les postes en aval. En sortie de stockage, les niveaux de conservation de l'azote dans le lisier vont de 61 à 85% des quantités excrétées ; les BPE au stockage permettant de conserver l'azote préservé dans le bâtiment.

En sortie d'épandage, l'azote résiduel représente seulement entre 20 et 64% de l'azote excrété, dans des conditions favorables à la volatilisation, attestant de l'intérêt de mobiliser des BPE également à cette étape pour poursuivre la conservation d'azote et améliorer ainsi le recyclage comme en témoignent Petersen *et al.* (2007).

Les auteurs tiennent à remercier l'ADEME (convention 1160C0043) pour son support financier dans le cadre de la réalisation de ce projet ainsi que le programme national de développement agricole et rural du Ministère de l'Agriculture.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Balsari P., Airoidi G., Dinuccio E., Gioelli F., 2007. Ammonia emissions from farmyard manure heaps and slurry stores—Effect of environmental conditions and measuring methods. *Biosystems engineering*, 97, 456-463.
- CITEPA, 2014, Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France. Format SECTEN, 327p.
- Corpen, 2003. Estimations des rejets d'azote - phosphore - potassium - cuivre et zinc des porcs. 41p.
- Dinuccio D., Gioelli F., Balsari P., Dorno N., 2012. Ammonia losses from the storage and application of raw and chemo-mechanically separated slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 153, 16-23.
- Dourmad J.Y., 2012, Influence des pratiques d'élevage sur l'impact environnemental des systèmes de production porcine, 44^{èmes} Journées de la Recherche Porcine, 115-126.
- Flura, D., Décuq, C., Masson, S., Fanucci, O., Autret, H., Plana-Fattori, A., Générumont, S., 2013. A laboratory volatilization standardized set-up for the characterization of ammonia volatilization from soils and organic manure applied in the field. In: Houot, S., Cambier, P. (Eds.), 15th RAMIRAN International Conference (RAMIRAN :Research Network on Recycling of Agricultural and Industrial Residues in Agriculture) 3-5 June 2013, Versailles, France, p. 4.
- Guingand N., 2008, Le lavage d'air en élevages porcins, *TechniPorc*, 31 (1), 23-27.
- Guingand N., Lagadec S., 2011, Slurry removal : a simple way to reduce NH₃, GHG and odours emitted by piggeries. XVth ISAH congress in Vienna, Austria, 3-7 July 2011
- Hassouna M., Espagnol S., Lagadec S., Loyon L., Guizoui F., Robin P., 2010. Comparison of different dynamic floating chambers to assess gaseous emissions from stored pig slurry. *International Symposium on Air Quality and Manure Management for Agriculture 2010*. Dallas, Texas, USA, 13 – 16 September 2010.
- IFIP, 2013, le porc par les chiffres, Editions IFIP.
- IPCC, 2006, IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4 - Agriculture, Forestry and Other Land Use. <http://www.GIECnggipages.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- Petersen S.O., Petersen S.O., S.G. Sommer, Béline F., C. Burton, J. Dach, J.Y. Dourmad, A. Leip, T. Misselbrook, F. Nicholson, H.D. Poulsen, G. Provoloi, P. Sørensen, B. Vinnerås, A. Weiske, M.-P. Bernall, R. Böhm, C. Juhász, R. Mihelic. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. *Livestock Science*, 112, 180-191.
- Philippe F-X., Cabaraux J-F., Nicks B., 2011. Ammonia emissions from pig houses: Influencing factors and mitigation techniques. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 245-260.