



HAL
open science

Modélisation du flux de composés à risque pour l'environnement dans un élevage porcin

Jean-Yves Dourmad, Candido Pomar, D. Masse

► **To cite this version:**

Jean-Yves Dourmad, Candido Pomar, D. Masse. Modélisation du flux de composés à risque pour l'environnement dans un élevage porcin. 34. Journées de la Recherche Porcine, Feb 2002, Paris, France. pp.183-194. hal-02826461

HAL Id: hal-02826461

<https://hal.inrae.fr/hal-02826461>

Submitted on 8 Feb 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Modélisation du flux de composés à risque pour l'environnement dans un élevage porcin

Jean-Yves DOURMAD (1), Candido POMAR (2) et Daniel MASSÉ (2)

(1) INRA Unité Mixte de Recherche sur le Veau et le Porc, 35590 Saint-Gilles

(2) Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, Centre de Recherche et de Développement sur le Bovin Laitier et le Porc, C.P. 90, Lennoxville, Québec, J1M 1Z3, Canada

Modélisation du flux de composés à risque pour l'environnement dans un élevage porcin

Un modèle de prédiction du volume et de la composition des effluents produits par un élevage de porcs a été développé et validé à partir de la bibliographie. On considère dans ce modèle les flux générés par l'atelier de production depuis l'entrée des aliments jusqu'à la sortie des effluents. Les flux générés par le stockage, le traitement ou l'utilisation agronomique des effluents ne sont pas intégrés pour le moment. La première catégorie de variables prises en compte dans le modèle concerne l'évaluation du risque pour l'environnement. Il s'agit principalement des composés azotés présents dans l'effluent ou émis dans l'air (NH_3), du phosphore, des éléments trace métalliques (cuivre et zinc) et de la matière organique (MO). La seconde catégorie concerne les variables liées à l'utilisation agronomique des effluents, en particulier la teneur en matière sèche, la disponibilité de l'azote et les teneurs en matière organique, K, P et Ca. Les principaux facteurs de variation intégrés dans le modèle concernent la gestion des animaux (effectifs, performances), la gestion de l'alimentation (quantité et composition des aliments, abreuvement) et la gestion du bâtiment (température ambiante, ventilation, rythme d'évacuation des lisiers, lavage). Le modèle a été validé à partir de 19 études expérimentales réalisées dans des conditions proches du terrain, principalement chez le porc à l'engraissement. Le modèle s'est avéré plutôt fiable et robuste pour la prédiction du volume de lisier produit ($R^2 = 0,96$) et sa composition en azote ($R^2 = 0,91$), en phosphore ($R^2 = 0,95$) et en matière sèche ($R^2 = 0,75$). Ce type de modèle peut être utilisé pour réaliser des bilans en situations réelles d'élevage contribuant ainsi à une meilleure gestion des effluents et à une réduction des risques pour l'environnement. C'est également un outil intéressant pour simuler l'impact de différents paramètres (conduite d'élevage, logement) sur les flux d'effluents, ceci est illustré au travers de quelques exemples.

A model for the prediction of the flow of environmental risky compounds in pig farms

A mathematical model was developed from literature data, in order to predict the volume and composition of the effluent produced by pig farms. Different steps are considered in the model, from the feed entering the pig farm up to the slurry coming out from the piggery. However, storage and spreading procedures are not yet considered in the model. The first set of data accounted for by the model is related to the risk for the environment : nitrogen content of the slurry or N emitted in the air (NH_3), phosphorus, copper and zinc, and organic matter. The second set of data is related to the value of the slurry as fertilizer : dry matter, total and available N, organic matter, K, P and Ca. The main sources of variation considered in the model are related to the management of animals (number, performance), of feeding (amount and composition of feed, water supply), and of housing (ambient temperature, ventilation, frequency of slurry removal). The model was validated using 19 experimental studies, most of them on growing pigs, performed in conditions close to these of practical farms. The validation showed that the model was precise and robust for the prediction of slurry volume ($R^2=0.96$) and its nitrogen content ($R^2=0.91$), phosphorus ($R^2= 0.95$) and dry matter ($R^2 = 0.75$). This type of model can be used to calculate nutrient balances in practical conditions, contributing to an improved management of slurry and a reduced risk for the environment. It is also an interesting tool to simulate the effect of different parameters, such as feeding strategy, animal performance or housing conditions, on slurry output. This is illustrated through different examples.

INTRODUCTION

La maîtrise de l'impact environnemental des activités d'élevage est aujourd'hui primordiale pour leur durabilité, au même titre que la réduction des coûts de production ou l'amélioration de la qualité des produits. Elle conditionne également l'image des produits auprès du consommateur et intervient donc aussi dans leur "qualité". Les problèmes d'environnement liés aux activités d'élevage sont très diversifiés et concernent à la fois la pollution de l'eau (composés azotés, phosphore, matière organique, micro-organismes, produits phytosanitaires, résidus médicamenteux, éléments en trace métalliques), la pollution de l'air (NH_3 , N_2O , nuisances) et la pollution des sols (P, Zn, Cu), bien que pour le moment, seuls les risques de pollution des eaux par les nitrates soient vraiment pris en compte par la réglementation en France. En fait, c'est surtout l'utilisation inadéquate des effluents qui est à l'origine des problèmes environnementaux. Cette mauvaise utilisation peut avoir une origine structurelle, par exemple lorsque les surfaces d'épandages ne sont pas suffisantes ou les techniques utilisées sont inadéquates. Elle peut également être liée à la méconnaissance de la composition des effluents, ce qui peut conduire à une sur-fertilisation, donc à des pertes accrues dans l'environnement, ou à l'inverse, à une sous-fertilisation qui sera vraisemblablement compensée par l'utilisation d'engrais minéraux, ce qui n'est pas ce que l'on recherche dans les zones d'excédent. L'impact des activités d'élevage sur l'environnement est tout aussi dépendant du choix du système de production que du fonctionnement de chacun de ses maillons. En effet, l'animal est à la fois consommateur d'aliments, qui peuvent être produits sur l'exploitation ou non, et producteur de déjections qui sont utilisées plus ou moins efficacement pour la fertilisation. Ces flux peuvent avoir lieu au niveau de l'exploitation elle-même, d'un groupe d'exploitations (plan d'épandage), d'une région ou encore entre pays (importations d'aliments...). Il importe donc de disposer d'outils suffisamment globaux d'évaluation et de

gestion du risque environnemental. Des méthodes de bilan ont ainsi été développées au niveau de l'exploitation, telles que les méthodes CORPEN (Mission eau-nitrate, 1988) ou Bascule (BENOÎT, 1992), mais dans ces approches globales le flux en provenance de l'élevage est généralement considéré sur la base de valeurs moyennes. Le bilan simplifié CORPEN (1996) proposé pour le porc permet de mieux prendre en compte les facteurs de variation au niveau de l'élevage, mais il ne fait pas la liaison avec le sol. Des approches plus globales issues des systèmes de "management" environnemental (SME) utilisés dans l'industrie (ISO 14001) sont également à l'étude (MONTEL, 2001). Elles nécessitent une réelle gestion de l'information environnementale au niveau de l'exploitation et l'identification d'indicateurs de performances environnementales. Selon MONTEL (2001) le développement d'outils de comptabilité environnementale reste un facteur limitant important pour le développement des systèmes de management environnemental, à la fois pour quantifier les risques à un moment donné et mesurer les améliorations apportées au cours du temps.

Dans ce contexte, l'objectif du modèle présenté dans cette étude est de prédire, pour un atelier d'élevage porcin, les flux sortant des différents composés pouvant présenter un risque pour l'environnement en fonction des modalités de conduite des animaux, de leur alimentation et du bâtiment. Dans la version actuelle du modèle, on considère les flux générés par l'atelier de production depuis l'entrée des aliments jusqu'à la sortie des effluents. Ne sont pas pris en compte, pour le moment, les flux générés par le stockage, le traitement et l'utilisation agronomique des effluents. Les principaux facteurs de variation intégrés dans le modèle concernent donc la gestion des animaux (effectifs, performances), la gestion de l'alimentation (quantité et composition des aliments, abreuvement) et la gestion du bâtiment (température ambiante, ventilation, rythme d'évacuation des lisiers, lavage). On s'est également limité aux élevages conduits sur caillebotis avec production de lisier, dans la mesure où la majorité des infor-

Tableau 1 – Récapitulatif des principales équations utilisées pour déterminer le flux de matière sèche et de matière organique dans l'effluent

Excrétion fécales de matière sèche et de matière organique (kg / j)	
$QMS_{Fécès} = \text{Aliment} \times MS \times (1 - Cud_{MS})$	Eq. 1.1
$CudMS_{croissance} = (0,709 + (17,94 \text{ ED} - 0,49 \text{ NDF} - 1,09 \text{ MM}) / MS)$	Eq. 1.2
$CudMS_{truies} = (0,630 + (21,57 \text{ ED} - 0,26 \text{ NDF} - 1,21 \text{ MM}) / MS)$	Eq. 1.3
$QMO_{Fécès} = \text{Aliment} \times MO \times (1 - Cud_{MO})$	Eq. 1.4
$CudMO_{croissance} = (0,744 + (14,69 \text{ ED} - 0,50 \text{ NDF} - 1,54 \text{ MM}) / MS) / (MO / MS)$	Eq. 1.5
$CudMO_{truies} = (0,674 + 19,14 \text{ ED} - 0,28 \text{ NDF} - 1,63 \text{ MM}) / MS) / (MO / MS)$	Eq. 1.6
Dégradation de la matière organique en biogaz	
$QMO_{biogaz} = QMO_{Fécès} \times C \times \text{Durée}_{préstockage} / 2$	Eq. 1.7
Quantité de MS et MO à la sortie du bâtiment	
$QMS_{Lisier} = QMS_{Fécès} - QMO_{Biogaz} + (N_{Urinaire} - N_{Volatilisation}) \times 17 / 14$	Eq. 1.8
$QMO_{Lisier} = QMO_{Fécès} - QMO_{Biogaz} + (N_{Urinaire} - N_{Volatilisation}) \times 17 / 14$	Eq. 1.9
Références	
Eq. 1.2, 1.3, 1.5, 1.6 : LE GOFF et NOBLET (2001), LE GOFF (com. pers.)	

Tableau 2 - Récapitulatif des principales équations utilisées pour calculer le bilan d'eau et la quantité d'eau de l'effluent

Eau effluent (kg / porc)	
$Eau_{Lisier} = Eau_{Bilan} \times durée + Eau_{Lavage}$	Eq. 2.1
Bilan d'eau (kg/j)	
$Eau_{Bilan} = Eau_{Boisson} + Eau_{Aliment} + Eau_{Métabolique} - Eau_{Retenue} - Eau_{Évaporée}$	Eq. 2.2
$Eau_{Boisson} = Aliment \times \text{Taux de dilution (variables d'entrée)}$	Eq. 2.3
$Eau_{Aliment} = Aliment \times (1 - MS_{Alim})$	Eq. 2.4
$Eau_{Retenu} = Eau_{RCorp} + (Eau_{RUter}) + (Eau_{RPorc})$	Eq. 2.5
$Eau_{RCorp} = 5,38 \times 4,889 \times ProtCorp^{0,885}$	Eq. 2.6
$Eau_{RUter} = 0,84 \times (0,3 + 1,329 \times Poids Portée)$	Eq. 2.7
$Eau_{RPorc} = 0,68 \times \text{Gain de poids de portée}$	Eq. 2.8
$Eau_{Métabolique} = (0,163 \times PChal) / 22,4 \times 0,018$	Eq. 2.9
$PChal_{Engraissement} (Watt) = (750 Pvi^{0,60} + (1 - EN/EM) \times EM \times Aliment) / 86,4$	Eq. 2.10a
$PChal_{Truie} (Watt) = (326 Pvi^{0,75} + (1 - EN/EM) \times EM \times Aliment) / 86,4$	Eq. 2.10b
$PChal_{Portée} (Watt) = 284 + 6,44 \times GMQPportée$	Eq. 2.10c
$Eau_{Évaporée} (kg/j) = PChal_{Latente} / 680,56 \times 24$	Eq. 2.11
$PChal_{Latente} (Watt) = PChal \times (0,2 - 1,85 \cdot 10^{-7} \times (T^{\circ} + 10)^4)$	Eq. 2.12
Quantité et Volume de lisier	
$Lisier_{Quantité} = Eau_{Lisier} + QMS_{Lisier}$	Eq. 2.13
$Lisier_{Volume} = Lisier_{Quantité} / \text{Densité}_{Lisier}$	Eq. 2.14
$Densit_{Lisier} = 1000 + 0,49 MS(g/kg)$	Eq. 2.15
Références	
Eq. 2.6 : de GREEF (1995)	
Eq. 2.7 : NOBLET et al. (1990), DOURMAD et al. (1997)	
Eq. 2.8 : NOBLET et ETIENNE (1987)	
Eq. 2.9 : CIGR (1984)	
Eq. 2.10a : NOBLET et al. (1989).	
Eq. 2.10b : NOBLET et al. (1990)	
Eq. 2.10c : NOBLET et ETIENNE (1987)	
Eq. 2.12 : CIGR (1984)	
Eq. 2.15 : BERTRAND et ARROYO (1983)	

mations disponibles concernait ce type d'élevage. Cependant les élevages sur litières seront intégrés dans le modèle par la suite.

1. DESCRIPTION DU MODÈLE

Deux catégories de variables sont prises en compte. La première concerne celles directement liées à l'évaluation du risque pour l'environnement. Il s'agit principalement des composés azotés présents dans l'effluent ou émis dans l'air (NH_3 , N_2O), du phosphore, des éléments traces métalliques (cuivre et zinc) et de la matière organique (MO). Quand à la seconde catégorie, elle concerne les variables liées à l'utilisation agronomique des effluents, en particulier la teneur en matière sèche (MS), la disponibilité de l'azote et les teneurs en MO, K, P et Ca. Cette seconde catégorie de variables est très importante à considérer dans la mesure où elles conditionnent l'utilisation ultérieure de l'effluent. Elles permettront d'évaluer (et d'améliorer) la gestion de la fertilisation et seront très utiles pour limiter les risques de fertilisation inadéquate.

1.1. Bilan de matière sèche et de matière organique (tableau 1)

Les quantités de matière sèche et de matière organique excrétées dans les fèces sont calculées à partir des coefficients de digestibilité de l'aliment pour ces éléments (Eq. 1.1 et 1.4). Ces coefficients n'étant généralement pas connus, ils peuvent aussi être estimés à partir de la teneur en énergie digestible (ED, MJ/kg), en matière minérale (MM, g/kg) et en NDF (g/kg) de l'aliment, à l'aide d'équations établies à partir de LE GOFF et NOBLET (2001) et LE GOFF (communication personnelle). Des équations spécifiques sont utilisées pour les animaux en croissance (Eq. 1.2, Eq. 1.5), d'une part, et les truies reproductrices d'autre part (Eq. 1.3 et 1.6), afin de tenir compte des différences d'efficacité digestive entre ces deux types d'animaux.

La quantité de matière organique d'origine fécale dégradée (en bio-gaz) pendant le stockage du lisier dans le bâtiment est déterminée en fonction de la durée de stockage, en prenant en

compte une dégradation journalière de la MO proportionnelle à la teneur. La valeur du coefficient de dégradation ($C, \%/j$) est fonction de la concentration initiale en MS et de la température du lisier (AARNINK et al., 1992). Pour une teneur initiale en MS du lisier de 5,6 et 8,9% les valeurs de c sont respectivement de 0,280 et 0,187% pour un lisier à 15°C, et de 0,343 et 0,229% à 20°C (AARNINK et al., 1992). Les valeurs intermédiaires sont interpolées. Pour simplifier le calcul et tenir compte du fait que la pré-fosse est approvisionnée progressivement on fait l'hypothèse que la durée moyenne de présence du lisier est égale à la moitié de l'intervalle entre deux vidanges successives ($\text{Int}_{\text{Vidanges}}, j$) (Eq. 1.7).

La quantité de matière sèche du lisier est obtenue en ajoutant à la MS résiduelle d'origine fécale la MS d'origine urinaire (Eq. 1.8). La transformation de l'urée en ammoniac et en CO_2 étant très rapide, on suppose que l'azote d'origine urinaire se retrouve en totalité sous forme ammoniacale. La matière sèche d'origine urinaire est donc équivalente à l'excrétion azotée (exprimée en équivalent ammoniacale) moins les émanations gazeuses ($N_{\text{Volatilisé}}, \text{Eq. 3.8}$)

1.2. Bilan d'eau (tableau 2)

La prédiction de la quantité d'eau du lisier est réalisée à partir du bilan d'eau pour le compartiment animal + bâtiment et de la quantité d'eau utilisée pour le lavage (Eq. 2.1). L'influence du milieu d'élevage est prise en compte au travers de l'effet de la température ambiante sur les performances (qui sont considérées connues), sur la production de chaleur et sur sa partition entre chaleur sensible et chaleur latente. Le bilan d'eau est calculé (Eq. 2.2) comme la différence entre les flux d'eau entrants ($E_{\text{Eau}_{\text{Boisson}}}, E_{\text{Eau}_{\text{Aliment}}}, E_{\text{Eau}_{\text{Métabolique}}}, E_{\text{Eau}_{\text{Lavage}}}$) et les flux sortants ($E_{\text{Eau}_{\text{Retenue}}}$ par les animaux et $E_{\text{Eau}_{\text{Évaporée}}}$).

La quantité d'eau contenue dans l'aliment (Eq. 2.3) est calculée à partir de la quantité consommée et de la teneur en matière sèche (MS_{Alim}). La quantité d'eau d'abreuvement est considérée comme une variable d'entrée du modèle (Eq. 2.4). La quantité d'eau retenue dans les tissus corporels ($E_{\text{Eau}_{\text{RCorp}}}$) est calculée à partir de la quantité de protéines corporelles déposées (cf ci-après, Eq. 3.3) à l'aide de l'équation établie par DE GREEF (1995, Eq. 2.6). Pour les truies reproductrices sont également considérées les quantités d'eau retenues dans les contenus utérins ($E_{\text{Eau}_{\text{RUter}}}$) et par les porcelets allaités ($E_{\text{Eau}_{\text{RPorc}}}$) (Eq. 2.5). La teneur en eau des contenus utérins est évaluée à 84,3% (NOBLET et al., 1990) et leur poids est estimé à partir du poids de la portée à l'aide de l'équation proposée par DOURMAD et al. (1997) (Eq. 2.7). La teneur en eau du gain de poids vif des porcelets pendant la lactation est estimée à 68% (NOBLET et ETIENNE, 1987, Eq. 2.8).

Le métabolisme oxydatif de l'animal produit de l'eau et du gaz carbonique. Pour estimer la quantité d'eau produite, nous avons fait l'hypothèse, comme de OLIVEIRA (1999), qu'une molécule d'eau est synthétisée pour chaque molécule de CO_2 , la production de 22,4 L de CO_2 (1 mole) étant donc associée à 18 g d'eau (1 mole) (Eq. 2.9). La quantité de CO_2 produit est estimée à partir de la production de chaleur

de l'animal sur la base d'une production de 0,163 L/heure de CO_2 par Watt de production de chaleur (CIGR, 1984). À la thermoneutralité, la production de chaleur est calculée en ajoutant aux dépenses énergétiques d'entretien, la fraction de l'énergie métabolisable non retenue par l'animal (NOBLET et al., 1989a ; NOBLET et ETIENNE, 1989). Des équations spécifiques sont utilisées pour évaluer la production de chaleur des porcs en croissance (Eq. 2.10_a), des truies reproductrices (Eq. 2.10_b) et des porcelets allaités (Eq. 2.10_c). En dessous de la thermoneutralité viennent s'y ajouter les dépenses énergétiques de thermorégulation (QUINIOU et al., 2001 ; NOBLET et al., 1989b).

La quantité d'eau évaporée par les animaux est calculée à partir de la production de chaleur latente et de la chaleur latente de vaporisation de l'eau (Eq. 2.11) qui s'élève à 680,6 Watt / (kg eau/h). La production de chaleur totale des animaux est répartie entre chaleur latente et chaleur sensible en fonction de la température ambiante du bâtiment selon une relation empirique proposée par le CIGR (1984 ; Eq. 2.12).

La quantité de lisier à la sortie du bâtiment est obtenue en ajoutant les quantités d'eau et de matière sèche (Eq. 2.13). La densité du lisier est ensuite utilisée pour calculer le volume de lisier à partir de la quantité (Eq. 2.14). Elle est estimée selon une relation empirique proposée par BERTRAND et ARROYO (1983) à partir de la teneur en MS (Eq. 2.15)

1.3. Bilan de composés azotés (tableau 3)

De même que dans le modèle développé par DOURMAD et al. (1992), l'excrétion azotée ($N_{\text{Excrété}}$) totale est calculée par différence entre les quantités retenues et les quantités ingérées (Eq. 3.1). Pour les animaux en croissance la rétention azotée est calculée par différence entre les quantités d'azote corporel en fin et en début de période (Eq. 3.2). Pour les truies en gestation, s'y ajoute le contenu en azote des porcelets à la naissance et pour les truies en lactation, la rétention azotée des porcelets pendant la période d'allaitement. La quantité d'azote contenue dans les tissus corporels (N_{Corp}) est déterminée à partir d'une relation allométrique en fonction du poids vif vide (Eq. 3.3), les paramètres de l'équation étant fonction de la Teneur en Viande Maigre (TVM) à l'abattage (vers 110 kg de poids vif).

La quantité de matières azotées excrétée dans les fèces est calculée à partir du coefficient de digestibilité des matières azotées (CUDN) de l'aliment (Eq. 3.4). Ce coefficient n'étant pas toujours connu, il peut être estimé à partir de la teneur en énergie digestible (ED, MJ/kg), en matière minérale (MM, g/kg) et en NDF (g/kg) de l'aliment à l'aide des équations établies par LE GOFF et NOBLET (2001) et LE GOFF (communication personnelle) pour le porc en croissance (Eq. 3.5) et la truie reproductrice (Eq. 3.6). La quantité d'azote urinaire est ensuite obtenue par différence entre l'excrétion totale et la fraction fécale (Eq. 3.7).

La volatilisation de l'azote (sous la forme d'ammoniac) dans le bâtiment est estimée en appliquant un coefficient de volatilisation à la quantité excrétée. La valeur de ce coefficient est

fixée par défaut à 0,24, ce qui correspond à l'estimation dérivée de la bibliographie par DOURMAD et al. (1999) pour des bâtiments d'élevage sur caillebotis intégral en béton, avec une extraction basse de l'air. Ce coefficient moyen est ensuite modulé pour prendre en compte les nombreux paramètres susceptibles de modifier la volatilisation (GUINGAND, 1996), en particulier les effets de la concentration en N ammoniacal ($\text{Effet}_{\text{TNAm}}$) et de la température du lisier ($\text{Effet}_{\text{Temp}}$), du taux de renouvellement de l'air ($\text{Effet}_{\text{Renouv}}$), du type de sol ($\text{Effet}_{\text{Sol}}$), du type de ventilation ($\text{Effet}_{\text{Ventilation}}$) et du rythme d'évacuation du lisier du bâtiment ($\text{Effet}_{\text{Rythme}}$). Les effets de la plupart de ces paramètres sont issus de relations empiriques dérivées de la bibliographie ou

du modèle de prédiction de la volatilisation d'ammoniac en bâtiment d'élevage développé par AARNINK et ELZINK (1998).

La teneur en N ammoniacal de l'effluent avant volatilisation est calculée à partir de l'azote urinaire. En moyenne, on a pu estimer que dans la base bibliographique ayant conduit au coefficient de 0,24, la teneur initiale en N ammoniacal de l'effluent frais était d'environ 0,50 mol/L, ce qui correspond à la valeur de référence retenue par AARNINK et ELZINK (1998) dans leurs simulations. Pour cette concentration, la valeur du paramètre $\text{Effet}_{\text{TNAm}}$ est donc fixée à 1. Lorsque la teneur en N ammoniacal augmente ou diminue de 20%, il

Tableau 3 – Récapitulatif des principales équations utilisées pour déterminer le flux de composés azotés

Excrétion azotée	
$N_{\text{Excrété}} = N_{\text{Ingéré}} - N_{\text{Retenu}}$	Eq. 3.1
$N_{\text{Retenu}} = N_{\text{Corporel}}(\text{final}) - N_{\text{Corporel}}(\text{initial})$	Eq. 3.2
$N_{\text{Corporel}} = e^{(-0,9892 - 0,0145 (\text{TVM} - 3))} (0,915 \text{ Poids}_{\text{Vif}}^{1,009})^{(0,7518 + 0,0044 (\text{TVM} - 3))} / 6,25$	Eq. 3.3
$N_{\text{Fèces}} = \text{Aliment} \times \text{MS} \times (1 - \text{CudN})$	Eq. 3.4
$\text{CudN}_{\text{Croissance}} = (-0,128 + (7,80 \text{ ED} + 0,87 \text{ MAT}) / \text{MS}) / (\text{MAT} / \text{MS})$	Eq. 3.5
$\text{CudN}_{\text{Truie}} = (-0,108 + (6,17 \text{ ED} + 0,92 \text{ PB}) / \text{MS}) / (\text{MAT} / \text{MS})$	Eq. 3.6
$N_{\text{Urinaire}} = N_{\text{Excrété}} - N_{\text{Fèces}}$	Eq. 3.7
Volatilisation d'N ammoniacal	
$N_{\text{Volatilisé}} = \text{Coeff}_{\text{Volat}} \times N_{\text{Excrété}}$	Eq. 3.8
$\text{Coeff}_{\text{Volat}} = 0,24 \times \text{Effet}_{\text{TNAm}} \times \text{Effet}_{\text{Temp}} \times \text{Effet}_{\text{Renouv}} \times \text{Effet}_{\text{Ventil.}} \times \text{Effet}_{\text{Sol}} \times \text{Effet}_{\text{Rythme}}$	Eq. 3.9
$\text{Effet}_{\text{TNAm}} = 1 + 0,21 (\text{TNAm} - 0,51)$	Eq. 3.10
$\text{TN}_{\text{Am}} (\text{Mol/kg}) = N_{\text{Urinaire}} / 14$	Eq. 3.11
$\text{Effet}_{\text{Temp}} = 1 + 0,053 (\text{Temp}_{\text{Lisier}} - 22)$	Eq. 3.12
$\text{Temp}_{\text{Lisier}} = -0,012 \text{Temp}_{\text{ambiante}}^2 + 1,1816 \text{Temp}_{\text{ambiante}} + 1,6064$	Eq. 3.13
$\text{Effet}_{\text{Renouv}} = 1 + 0,636 (\text{Taux}_{\text{Renouv}} - 0,6)$	Eq. 3.14
$\text{Effet}_{\text{Sol}} = 1,00 : \text{caillebotis béton total} - 0,85 : \text{caillebotis métallique total} - 0,80 : \text{caillebotis partiel}$	Eq. 3.15
$\text{Effet}_{\text{Rythme}} = 1,00 : > 4 \text{ semaines} - 0,90 : 2 \text{ semaines} - 0,80 : 1 \text{ semaine} - 0,65 : < 1 \text{ jour}$	Eq. 3.16
N du lisier	
$N_{\text{Lisier}} = N_{\text{Excrété}} (1 - \text{Coeff}_{\text{Volat}})$	Eq. 3.17
$\text{Teneur}_{\text{Ntotal}} (\text{g/kg}) = N_{\text{Lisier}} / \text{Lisier}_{\text{Quantité}}$	Eq. 3.18
$N_{\text{ammoniacal}} = N_{\text{Urinaire}} - N_{\text{Volatilisé}} + N_{\text{Fèces}} \times C \times \text{Durée}_{\text{préstockage}} / 2$	Eq. 3.19
$\text{Teneur}_{\text{Nammoniacal}} (\text{g/kg}) = N_{\text{Ammoniacal}} / \text{Lisier}_{\text{Quantité}}$	Eq. 3.20
N de l'air	
$N_{\text{Air}} = N_{\text{Excrété}} \times \text{Coeff}_{\text{Volat}}$	Eq. 3.17
$\text{NH}_{3\text{Air}} = N_{\text{Air}} \times 17 / 14$	Eq. 3.18
$\text{Teneur}_{\text{NH}_{3\text{Air}}} (\text{ppm}) = 1,41 \text{NH}_{3\text{Air}} / (\text{Taux}_{\text{Renouv}} \times \text{Poids}_{\text{Vif}} \times 24)$	Eq. 3.19
Références	
Eq. 3.3. : DOURMAD et al. (1992)	
Eq. 3.5, 3.6 : LE GOFF et NOBLET (2001), LE GOFF (com. pers.)	
Eq. 3.10, 3.12, 3.14 : d'après AARNINK et ELZINK (1998)	
Eq. 3.13 : d'après GRANIER et al. (1996)	

passé à respectivement 0,88 et 1,13 (Eq 3.10). Ce paramètre permet de prendre en compte les changements de concentration azotée de l'effluent frais résultant soit d'une modification de l'apport protéique, soit d'une dilution plus ou moins importante associée à des variations d'abreuvement.

L'influence de la température du lisier sur la volatilisation est également évaluée à partir des paramètres du modèle de AARNINK et ELZINK (1998). La valeur moyenne de la température ambiante dans les essais ayant conduit au coefficient de volatilisation de 0,24 peut être estimée à 23-24°C, ce qui correspond à une température du lisier d'environ 22°C (GRANIER et al., 1996). La valeur du paramètre $\text{Effet}_{\text{temp}}$ est donc fixée à 1 pour une température du lisier de 22°C. Elle passe à respectivement 0,77 et 1,24 lorsque la température du lisier diminue ou augmente de 20% (Eq 3.12). La température du lisier peut être estimée à partir de la température ambiante à l'aide de l'équation (3.13) issue des travaux de GRANIER et al. (1996).

L'influence du débit de renouvellement de l'air est estimée à partir du modèle de AARNINK et ELZINK (1998) avec l'hypothèse que la vitesse de l'air au niveau du lisier varie proportionnellement au débit. La valeur du paramètre $\text{Effet}_{\text{Renouv}}$ est fixée à 1 pour un taux de renouvellement horaire de l'air de 0,6 m³ / kg de poids vif. Elle passe à respectivement à 0,92 et 1,08 lorsque ce taux diminue ou augmente de 20% (Eq 3.14). L'influence du mode de ventilation (extraction haute ou basse) sur les émanations gazeuses a été peu étudiée. Selon les résultats de MASSABIE et al. (1999), qui ont comparé les deux systèmes, c'est surtout le taux de renouvellement qui est important, en accord avec AARNINK (1997). Nous retiendrons donc pour le moment une valeur de 1 pour le paramètre $\text{Effet}_{\text{Ventilation}}$.

L'influence de la nature du sol sur les émanations d'ammoniac a été relativement peu étudiée. Généralement les émanations d'ammoniac sont réduites, de l'ordre de 20 à 30%, lorsque l'on utilise un caillebotis béton partiel au lieu d'un caillebotis béton intégral (HOEKSMAN et al., 1992; AARNINK et al., 1995), mais l'effet n'est pas systématique puisque GUINGAND et GRANIER (2001) n'observent pas de réduction en hiver et notent même une augmentation en été, l'hygiène générale des animaux étant dégradée. Ces données ont été utilisées pour déterminer les coefficients relatifs de volatilisation par rapport au système de référence du caillebotis intégral (Eq. 3.15). Concernant le rythme d'évacuation des effluents, plusieurs études ont été réalisées afin de comparer la conduite avec un pré stockage long des lisiers sous les animaux, comme c'est encore souvent le cas en France, à une évacuation plus ou moins rapide des effluents (HOEKSMAN et al., 1992; VOERMANS et van POPPEL, 1993, GUINGAND, 2000). Ces données ont été retenues pour proposer les coefficients relatifs de volatilisation par rapport au système de référence du caillebotis intégral avec pré-stockage du lisier sous les animaux. Si l'on combine une modification de la nature du sol, par exemple un caillebotis partiel ($\text{Effet}_{\text{Sol}} = 0,80$) avec une évacuation journalière du lisier ($\text{Effet}_{\text{Rythme}} = 0,65$), les émanations d'ammoniac ne représentent plus que 52% (0,65 x 0,80) de celles mesurées avec le système de référence (caillebotis intégral avec pré-stockage long).

La teneur en N total du lisier est ensuite calculée relativement à la quantité (mg/kg) ou au volume (mg/l) d'effluent produit (Eq. 3.18). Pour déterminer la quantité et la teneur en azote ammoniacal, on fait l'hypothèse que la totalité de l'azote urinaire moins la fraction volatilisée se trouve sous la forme ammoniacale et que la minéralisation de la fraction protéique d'origine fécale se fait au même rythme que la trans-

Tableau 4 – Récapitulatif des principales équations utilisées pour déterminer le flux de minéraux (P, Ca, K, Cu, Zn)

Excrétion de minéraux	
$(P, Ca, K, Cu, Zn)_{\text{Excrété}} = (P, Ca, K, Cu, Zn)_{\text{Ingré}} - (P, Ca, K, Cu, Zn)_{\text{Retenu}}$	Eq. 4.1
Rétention de minéraux	
$(P, Ca, K, Cu, Zn)_{\text{Retenu}} = (P, Ca, K, Cu, Zn)_{\text{Corporel}} (\text{fin}) - (P, Ca, K, Cu, Zn)_{\text{Corporel}} (\text{début})$	Eq. 4.2
$P_{\text{Corp}} (\text{g}) = -0,00227 \text{ PVV}^2 + 5,36335 \text{ PVV}$	Eq. 4.3
$Ca_{\text{Corp}} (\text{g}) = -0,00180 \text{ PVV}^2 + 8,64633 \text{ PVV}$	Eq. 4.4
$K_{\text{Corp}} (\text{g}) = -0,00345 \text{ PVV}^2 + 2,53338 \text{ PVV}$	Eq. 4.5
$Cu_{\text{Corp}} (\text{mg}) = -0,00251 \text{ PVV}^2 + 1,05393 \text{ PVV} + 2,8$	Eq. 4.6
$Zn_{\text{Corp}} (\text{mg}) = 21,8 \text{ PVV}$	Eq. 4.7
Références	
Eq. 4.3., 4.4 : d'après MAHAN et SHIELDS (1998), HENDRIKS et MOUGHAN (1993), RYMARZ et al. (1982), RYMARZ (1986), MAHAN et NEWTON (1995), JONGBLOED (1987), POMAR et al. (non publié)	
Eq. 4.5. : d'après MAHAN et SHIELDS (1998), HENDRIKS et MOUGHAN (1993), RYMARZ et al. (1982), RYMARZ (1986), MAHAN et NEWTON (1995), SPRAY et WIDDOWSON (1950), MUDD et al. (1969).	
Eq. 4.6. : d'après MAHAN et NEWTON (1995), KIRCHGESSNER et al. (1994), REVY et al. (non publié), POMAR et al. (non publié), MANNERS et McCREA (1963)	
Eq. 4.7. : d'après MAHAN et NEWTON (1995), MAHAN et SHIELDS (1998), KIRCHGESSNER et al. (1994), REVY et al. (non publié), MANNERS et McCREA (1963)	

formation de la matière organique (AARNINK et al., 1992, Eq. 3.19). La teneur en ammoniac de l'air extrait est calculée à partir de la volatilisation et du rythme de renouvellement de l'air ambiant (Eq. 3.18 et 3.19).

1.4. Bilan de minéraux (P, Ca, K, Cu, Zn) (tableau 4)

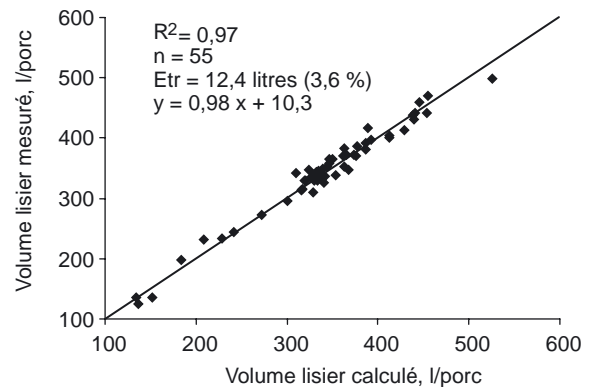
Le bilan de minéraux est calculé par différence entre les quantités ingérées et retenues par les porcs (Eq. 4.1). Pour les animaux en croissance, la rétention est calculée par différence entre les quantités corporelles en fin et en début d'engraissement (Eq. 4.2). Pour les truies en gestation, s'y ajoute le contenu des porcelets à la naissance, et pour les truies en lactation la rétention des porcelets pendant la période d'allaitement. La quantité de minéraux contenus dans les tissus corporels est déterminée à partir d'équations que nous avons établies à partir de la bibliographie (Eq. 4.3 à 4.7). Ces équations seront cependant à préciser lorsque de nouvelles références sont disponibles.

2. VALIDATION

2.1 Volume d'effluent

La validation du modèle a été réalisée à partir d'une base de références bibliographiques pour lesquelles le volume d'effluents liquides à la sortie du bâtiment était mesuré et les informations nécessaires aux simulations étaient disponibles (CHOSSON et al., 1988 ; LATIMIER et CHATELIER, 1992 ; QUINIOU et al., 1993 ; LATIMIER et POINTILLART, 1993 ; LATIMIER et al., 1993 ; GRANIER et TEXIER, 1993 ; LATIMIER et al., 1994 ; HENRICH, 1994 ; CHAUVEL et GRANIER, 1994 ; CHAUVEL et GRANIER, 1996 ; ALBAR et GRANIER, 1996 ; LATIMIER et al., 1996 ; CASTAING et al., 1997 ; CHAUVEL et al., 1997 ; LATIMIER et PABOEUF, 1997 ; VALAJA, 1998 ; de OLIVEIRA, 1999 ; PABOEUF et al., 2000 ; LEVASSEUR et TEXIER, 2001 ; GUINGAND et GRANIER, 2001). La majorité de ces données concernaient les porcs à l'engraissement (55 lots expérimentaux issus de 19 publications); seulement deux références ayant été trouvées pour chacun des autres stades (post-sevrage, gestation,

Figure 1 – Relation entre le volume de lisier prédit par le modèle et le volume mesuré. Résultats provenant de 18 études correspondant à 58 lots expérimentaux



lactation). Pour la période d'engraissement, le modèle prédit de façon satisfaisante le volume d'effluent produit (figure 1) ; la pente de la régression entre les valeurs mesurées et prédites est très voisine de 1 et le coefficient de détermination (R^2) s'élève à 0,97, l'erreur résiduelle de la prédiction étant de 12,4 litres soit 3,6% de la valeur moyenne (344 L/porc). Pour les porcelets en post-sevrage, sur seulement deux études disponibles, les valeurs prédites (51,8 et 47,0 L/porcelet) sont également très proches des valeurs mesurées (52 et 46 l/porcelet). Pour les truies en lactation, la prédiction est également satisfaisante pour les deux références disponibles (1490 et 508 L/truie prédit versus 1420 et 520 L/truie mesuré) alors que les volumes mesurés sont très différents en raison d'écarts importants de consommation d'eau et d'aliment entre les deux études. Pour les truies en gestation les valeurs prédites tendent à être supérieures aux valeurs mesurées, surtout pour l'étude de LEVASSEUR et TEXIER (2001) dans laquelle le volume d'effluent produit et la consommation d'eau sont très élevés.

Le modèle proposé apparaît donc relativement robuste et précis pour la prédiction du volume d'effluent produit à la sortie du bâtiment. Pour le porc à l'engrais, la base de réf-

Figure 2 – Relation entre les valeurs prédites et mesurées pour les quantités d'azote produit par porc et la teneur dans le lisier

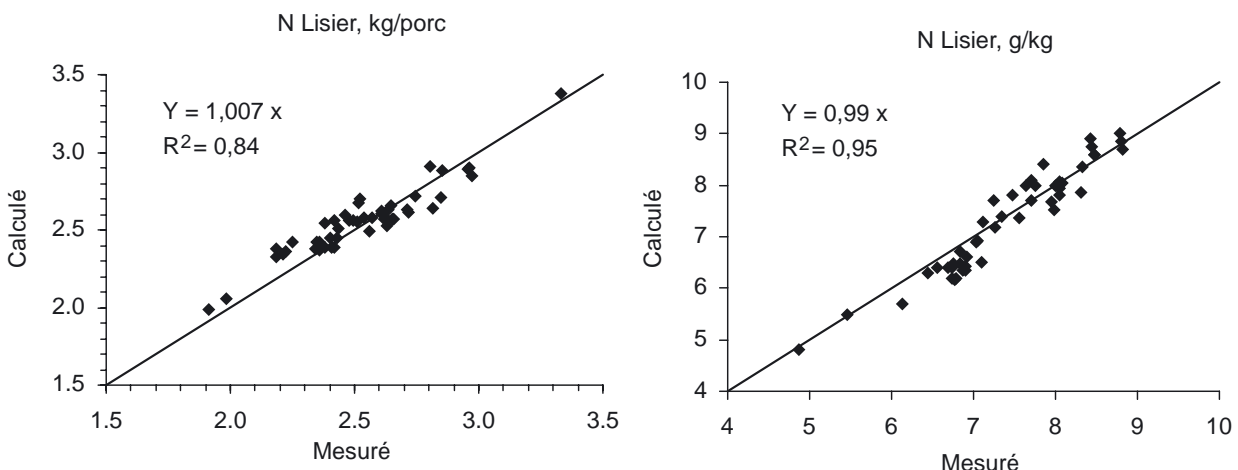
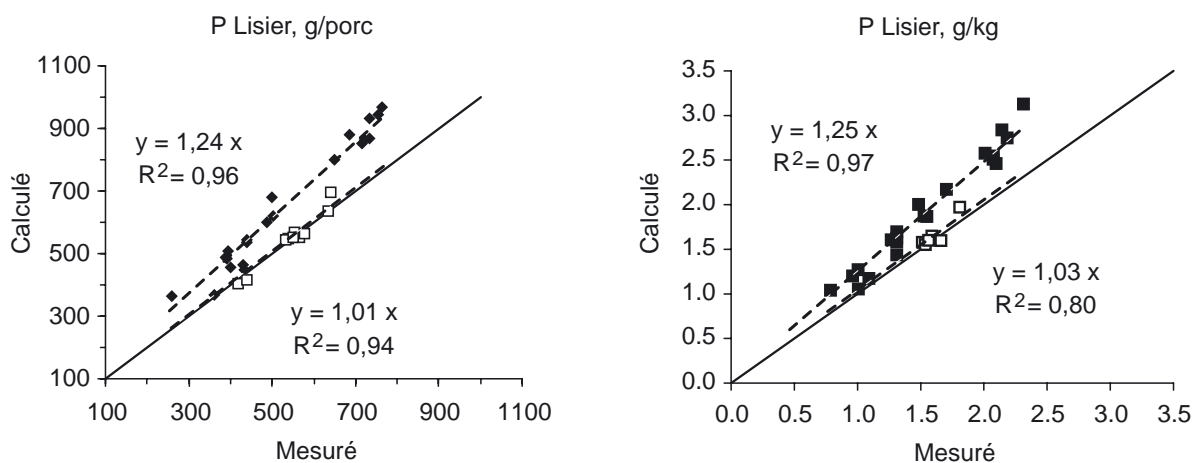


Figure 3 – Relation entre les valeurs prédites et mesurées pour les quantités de phosphore produit par porc et la teneur dans le lisier
 ■ échantillonnage par "carottage", □ échantillonnage après homogénéisation)



rence ayant servi à la validation regroupe des situations assez diversifiées de conduite alimentaire, d'abreuvement, de performances et de conditions climatiques. Par contre, en terme de type de sol, la majorité des études étaient conduites sur caillebotis intégral et une vérification de la pertinence du modèle pour d'autres types de sol (caillebotis partiel) reste donc souhaitable. Pour les autres stades physiologiques, le nombre de données disponibles pour la validation est un peu limité pour conclure. Néanmoins, il apparaît clairement que les facteurs de variation les plus importants du volume de lisier sont la température ambiante et les quantités d'eau d'abreuvement et de lavage. Ces paramètres devront donc être enregistrés si l'on souhaite obtenir une estimation précise du volume de lisier produit dans l'élevage.

2.2. Quantité totale et teneur en azote du lisier

La même base de références que précédemment a été utilisée pour la prédiction des flux d'azote dans l'effluent. Pour la période d'engraissement, la quantité d'azote prédite en moyenne par porc produit ($2,53 \pm 0,26$ kg) est très voisine

de la quantité mesurée ($2,56 \pm 0,22$ kg). La pente de la relation entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées est de 1,01 (figure 2), le coefficient de détermination (R^2) de 0,84 et l'écart-type résiduel de 0,09 kg (3,7%). La prédiction est également satisfaisante pour la teneur en N total de l'effluent. En moyenne, les valeurs calculées et mesurées sont respectivement de $7,07 (\pm 1,43)$ et $7,16 (\pm 1,33)$ g/kg. La pente de la relation entre les valeurs calculées et les valeurs mesurées est de 0,99 (figure 2), le coefficient de détermination (R^2) de 0,95 et l'écart type résiduel de 0,30g/kg (4,2%).

2.3. Quantité totale et teneur en phosphore du lisier

Les relations entre les valeurs prédites et mesurées pour le flux de phosphore et la teneur dans le lisier sont présentées à la figure 3. En moyenne, sur l'ensemble des données disponibles, la valeur mesurée est inférieure à la valeur calculée d'environ 13% (537 ± 137 versus 618 ± 182 g/porc et $1,46 \pm 0,42$ versus $1,86 \pm 0,57$ g/L). La corrélation entre ces valeurs reste cependant élevée aussi bien pour la quanti-

Figure 4 – Relation entre les valeurs prédites et mesurées pour les quantités de matières sèches produites par porc et la teneur dans le lisier

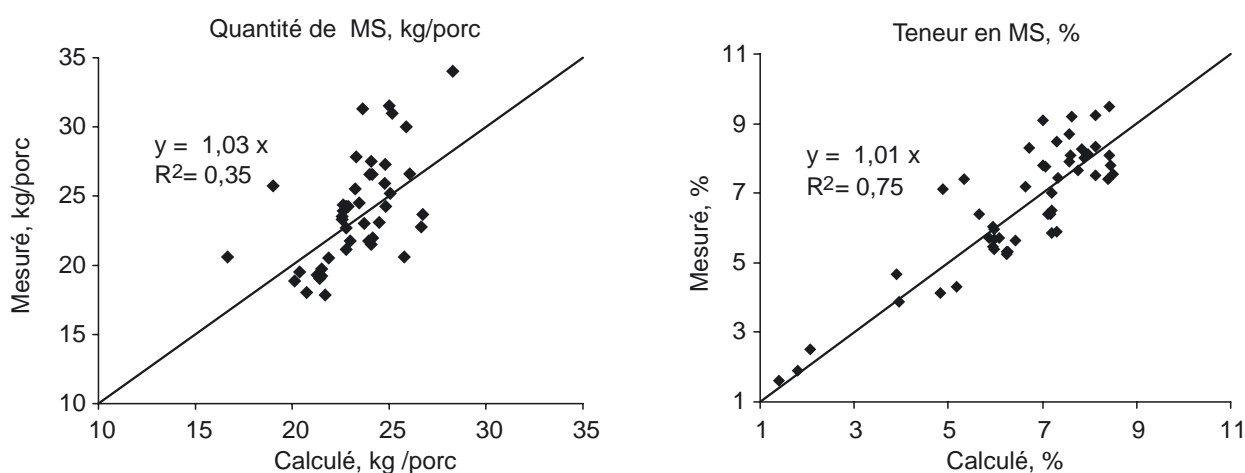
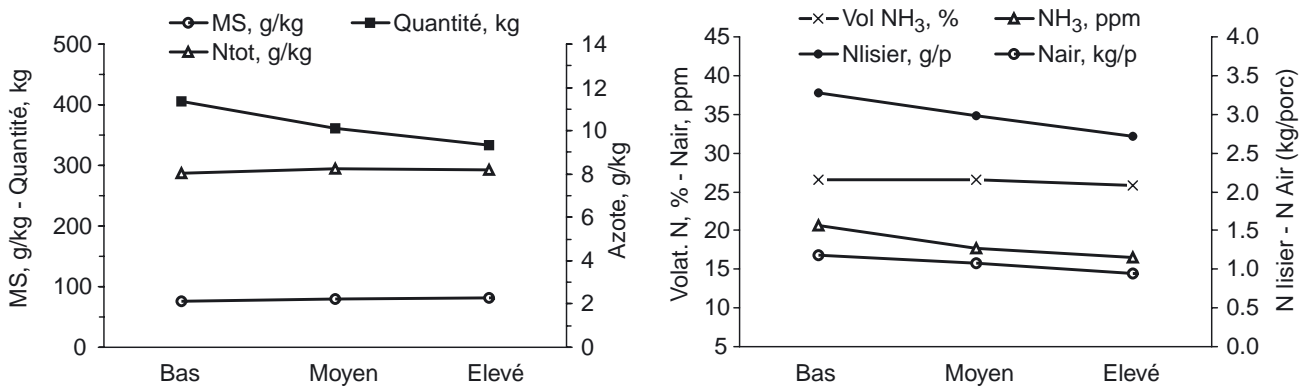


Figure 5 – Influence du niveau de performances du porc à l'engraissement (Bas : IC=3,1, GMQ = 680g ; Moyen : IC=2,9, GMQ = 750g ; Haut : IC=2,7, GMQ = 810g) sur la quantité et la composition des effluents à la sortie du bâtiment.



té ($R^2 = 0,86$, pente = 1,16) que pour la teneur du lisier ($R^2 = 0,89$, pente = 1,20). Cet écart ne peut s'expliquer en totalité par une sous-estimation de la rétention puisqu'il faudrait l'augmenter de plus de 30% pour que les valeurs calculées et prédites correspondent. D'autre part l'équation de rétention utilisée (Eq. 4.3) est très voisine de celles proposées par d'autres auteurs (JONGBLOED, 1987). De même, les valeurs des apports par les aliments ont été déterminées dans les essais et ne semblent pas à l'origine de cette différence. L'écart observé s'explique donc vraisemblablement, tout au moins en partie, par une sous estimation de la valeur mesurée, en relation avec la méthodologie d'échantillonnage du lisier. En effet, si l'on considère seulement les essais dans lesquels le lisier a été prélevé après homogénéisation, ou en cage de digestibilité, les moyennes calculées et mesurées sont très comparables (547 vs 545 g/porc) alors que l'écart est augmenté pour les mesures réalisées par carottage (532 vs 631 g/porc). Pendant le stockage, le phosphore sédimente fortement et il est possible que la technique de "carottage" ne permette pas de recueillir complètement les couches profondes qui sont sûrement très enrichies en phosphore.

2.4. Quantité totale et teneur en matière sèche du lisier

Les relations entre les valeurs prédites et calculées pour le flux de matière sèche et la teneur dans le lisier sont présentées à la figure 4. La quantité de matière sèche prédite en moyenne par porc produit ($23,3 \pm 2,2$ kg) est voisine de la quantité mesurée ($23,9 \pm 3,8$ kg). Par contre, la corrélation entre les deux séries de valeurs est moins bonne que pour les paramètres précédents ($R^2 = 0,35$, pente = 1,03). Pour la teneur en MS, la prédiction est également satisfaisante en moyenne, les valeurs calculées et mesurées étant respectivement de 6,91 ($\pm 1,06$) et 6,96 ($\pm 1,42$) g/kg. La corrélation entre les valeurs prédites et mesurées de teneur en MS ($R^2 = 0,75$, pente = 1,01) est plus élevée que pour la quantité de MS, en raison de la bonne prédiction par le modèle du volume d'eau du lisier.

Le modèle apparaît donc moins précis pour la prédiction des flux de MS que pour l'azote, le phosphore ou l'eau. Le flux de MS est estimé principalement à partir de la digestibilité

de la MS des aliments et de la transformation en biogaz de la MO du lisier pendant le stockage. Une description insuffisamment précise de ces phénomènes pourrait donc être à l'origine de l'imprécision du modèle. L'écart entre les valeurs prédites et mesurées pourrait également être lié à des problèmes d'échantillonnage pour la mesure de la teneur des effluents. Ceci semble en partie confirmé par la relation existant entre les erreurs de prédiction de la MS et du phosphore ($R^2 = 0,37$), alors que le modèle prédit ces deux compartiments de façon totalement indépendante.

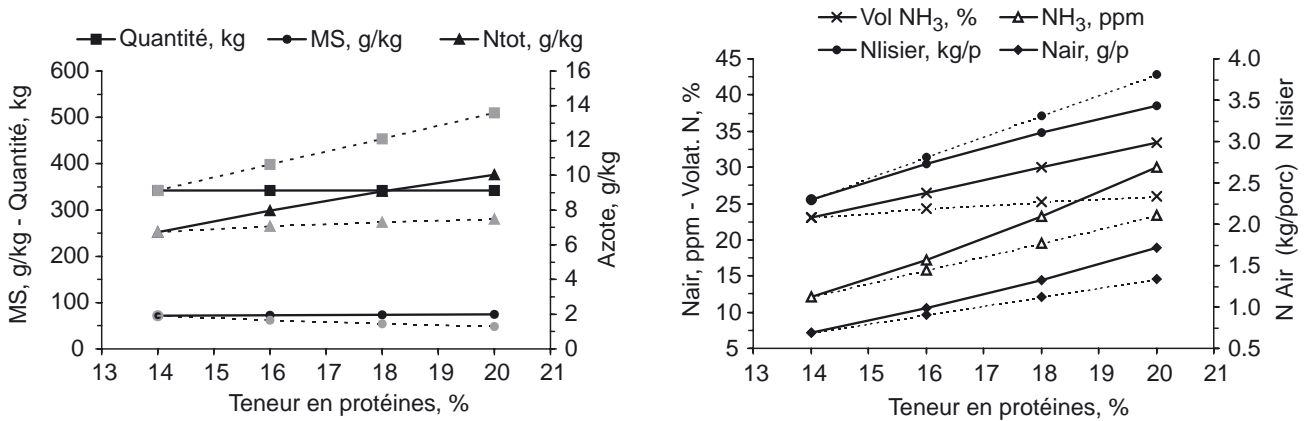
3. SIMULATIONS

Le modèle que nous venons de décrire permet de prédire avec une précision satisfaisante le volume et la composition des effluents à la sortie du bâtiment. Il a été développé sur la base des connaissances actuelles de l'utilisation des nutriments par le porc à différents stades physiologiques. Les effets de plusieurs facteurs d'élevage (température ambiante, type de sol, ventilation) ont également été considérés, souvent sur la base de relations empiriques ou de prédictions issus de modèles plus mécanistes. Ce type de modèle peut être utilisé pour réaliser des bilans en situation réelle d'élevage et contribuer ainsi à une meilleure gestion des effluents et à une réduction des risques pour l'environnement. C'est également un outil intéressant pour simuler l'impact de différents paramètres (conduite d'élevage, logement) sur les flux d'effluents. Pour illustrer cet aspect nous avons évalué à l'aide du modèle l'effet du niveau des performances, de la température ambiante et de la teneur en protéines de l'aliment.

3.1. Influence du niveau des performances

L'influence du niveau des performances pour la phase d'engraissement est rapportée à la figure 5. Trois situations de performances (faibles, moyennes, élevées) sont considérées. Le ratio eau/aliment est fixé à 2,5 et dans tous les cas et l'alimentation est du type bi-phase (CORPEN, 1996). L'amélioration des performances s'accompagne d'une réduction du volume d'effluent liquide produit (de 410 à 330 L/porc, soit de 20%), alors que sa teneur en N total et en MS est peu modifiée. Par porc produit, les flux d'azote dans le lisier et dans l'air sont également réduits de respectivement

Figure 6 – Influence de la teneur moyenne en protéines du régime sur la quantité et la composition des effluents à la sortie du bâtiment avec un abreuvement restreint (—) ou à volonté (- - -).



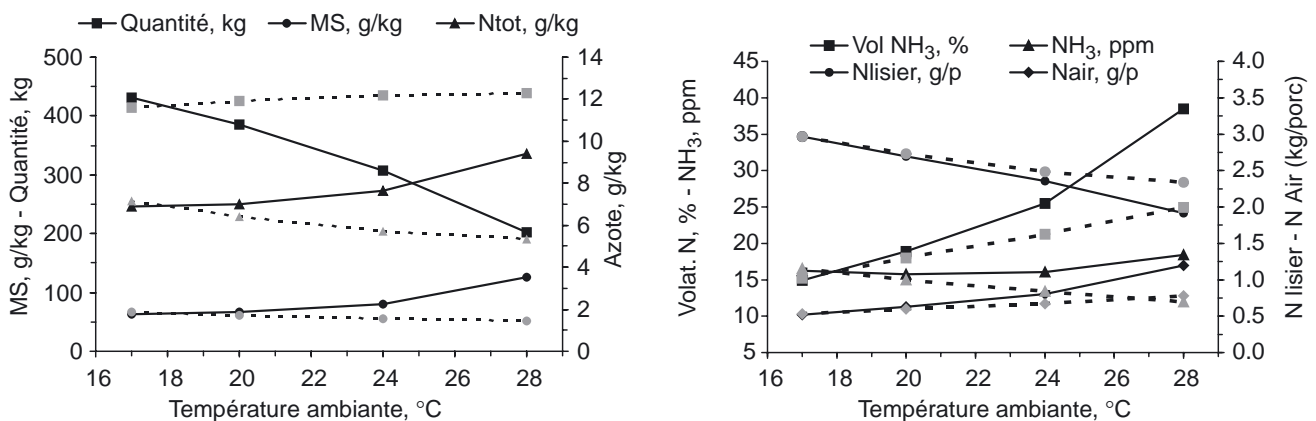
17 et 20% lorsque les performances s'améliorent. La qualité de l'air extrait est également meilleure ; la teneur en ammoniac est ainsi de 16 ppm pour le niveau de performances élevé contre 21 ppm pour le niveau faible. La plupart de ces effets s'expliquent par une moindre consommation de protéines et une rétention améliorée, du fait de la meilleure efficacité alimentaire et de la croissance accélérée des animaux.

3.2. Influence de la teneur en protéines de l'aliment

L'influence de la teneur en protéines de l'aliment est rapportée à la figure 6. Pour cette simulation, nous avons fait deux hypothèses concernant les modalités d'abreuvement, dans la mesure où plusieurs essais ont montré que lorsqu'elle était disponible à volonté, la consommation d'eau augmentait avec la teneur en protéines du régime (ALBAR et GRANIER, 1996). L'abreuvement a donc été supposé soit constant (rapport eau/aliment de 2,5) soit en relation avec la teneur en protéines (rapport variant de 2,5 pour 14% de protéines à 3,25 pour 20%). Pour un abreuvement

constant, les simulations montrent que la quantité de lisier produite par porc et la teneur en MS ne varient pas, alors que la teneur en N total augmente fortement lorsque la teneur en protéine du régime s'accroît. Lorsque l'abreuvement est à volonté, la quantité de lisier produit s'accroît de 350 à 500 kg/porc, sa teneur en MS tend à diminuer et sa teneur en N reste relativement stable. Quel que soit le mode d'abreuvement, les flux d'azote dans l'effluent ou dans l'air s'accroissent avec la teneur en protéines de l'aliment. Cependant, lorsque l'abreuvement est à volonté l'accroissement, avec le taux de protéines, du flux d'ammoniac vers l'air est moindre. Il en résulte une qualité de l'air moins dégradée. Ces différents phénomènes s'expliquent principalement par la teneur en N ammoniacal du lisier qui varie en fonction de l'abreuvement et de la teneur en protéines de l'aliment. Si l'on utilise la teneur en ammoniac de l'air comme critère de réponse à l'apport de protéines, ces simulations montrent que l'effet est largement dépendant du mode d'abreuvement, même en l'absence de modification du taux de ventilation. Ceci peut expliquer en partie les différences de réponse sur ce critère parfois observées dans la bibliographie.

Figure 7 – Influence de la température ambiante sur la quantité et la composition des effluents à la sortie du bâtiment avec un abreuvement restreint (—) ou à volonté (- - -).



3.3. Influence de la température ambiante

L'influence de la température ambiante est rapportée à la figure 7. Pour cette simulation, comme pour la précédente, nous avons fait deux hypothèses concernant les modalités d'abreuvement, dans la mesure où la consommation d'eau à volonté est étroitement dépendante de la température (QUINIOU et al, 2001). Les hypothèses de performances et de consommation alimentaire retenues sont celles mesurées par MASSABIE et al. (1996). Les résultats montrent que pour un abreuvement constant, la quantité de lisier produite diminue fortement avec la température ambiante (de 430 kg/porc à 17°C à 210 kg à 28°C), alors que les teneurs en N total et surtout en MS s'accroissent. Lorsque l'abreuvement est fourni à volonté le volume de lisier produit est peu influencé par la température ambiante et les teneurs en N total et en MS tendent à diminuer. L'augmentation de la température s'accompagne d'une réduction du flux d'N dans le lisier par porc produit, réduction plus marquée lorsque l'abreuvement est restreint. Pour ce qui concerne le flux d'azote dans l'air, il est augmenté surtout lorsque l'abreuvement est restreint. La teneur en ammoniac de l'air extrait augmente légèrement avec la température lorsque l'abreuvement est restreint, alors qu'elle diminue lorsque l'eau est apportée à volonté.

La variation de la température ambiante s'accompagne de la modification de nombreux paramètres d'élevage liés aux animaux (efficacité alimentaire, consommation d'aliment, vitesse de croissance, consommation d'eau) au bâtiment (taux de renouvellement de l'air, évaporation) qui modifient largement la réponse de la volatilisation d'ammoniac attendue lors du seul changement de la température du lisier. Ceci explique sûrement les distorsions observées dans la bibliographie (GRANIER et al., 1996) entre des essais qui montrent des effets importants, comme nous l'observons avec un abreuvement restreint, ou beaucoup plus modérés comme avec l'abreuvement ad libitum. L'augmentation de la température ambiante s'accompagne donc bien d'un accroissement de la volatilisation d'ammoniac mais elle est en partie compensée par l'amélioration de l'efficacité alimentaire et surtout l'augmentation de l'abreuvement lorsque l'eau est disponible à volonté.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Des modèles similaires à celui présenté ici ont déjà été proposés dans la bibliographie. Ainsi, le modèle développé par AARNINK et al. (1992) permet des prédictions voisines, mais seulement pour le porc à l'engraissement. La version publiée de ce modèle ne comporte cependant pas l'ensemble des équations nécessaires à son fonctionnement et sa validation était limitée compte tenu du faible nombre de données disponibles à l'époque. Une version informatisée de ce modèle, qui a sûrement évolué entre temps, est distribuée sous le nom "Mespro" mais le cœur du modèle n'est pas accessible. Le modèle développé par GOSS et al (1998) permet quant à lui de prédire les flux de fumier liquide ou solide pour les exploitations laitières et porcines. En ce sens, il est plus intégrateur que le modèle que nous proposons, mais étant moins mécaniste il ne permet pas de prendre en compte tous les facteurs de variation que nous considérons. DOURMAD et al. (1992) ont également développé un modèle qui prenait en compte l'ensemble des stades physiologiques, mais ne considérait que le flux d'azote, sur la base de valeurs moyennes d'émissions gazeuses. Le modèle de bilan simplifié proposé par le CORPEN (1996) était en partie issu du modèle précédent et permettait en plus de prédire le flux de phosphore. Par contre, de même que dans le modèle de DOURMAD et al. (1992), les volumes d'effluents n'étaient pas estimés et les facteurs de variations des émanations d'ammoniac n'étaient pas pris en compte. D'autres modèles ont été développés et utilisés en pratique, mais il est difficile de les comparer à notre modèle dans la mesure où ils ne sont pas toujours libres d'utilisation (produits commerciaux : Dialsto®) et leur description et/ou leur validation n'ont pas été publiées.

Le modèle décrit dans cette présentation est une première étape d'un modèle plus global qui intégrera également les facteurs de variation liés au stockage et au traitement des effluents, ainsi que d'autres formes de collecte comme les litières. Des interfaces avec des modèles agronomiques sont également envisagées. La vocation de ce modèle est d'être un outil "ouvert" utilisable pour quantifier les risques environnementaux et améliorer la gestion des effluents au sein de l'exploitation. Il sera donc important, parallèlement à la poursuite du travail de conception et d'élargissement du modèle, de mettre en place en collaboration avec les utilisateurs potentiels, une démarche de validation sur le terrain.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AARNINK A.J.A., 1997. PhD Thesis, Agric University, Wageningen, Les Pays Bas, 175 p.
- AARNINK A.J.A., ELZING A., 1998. *Livest. Prod. Sci.*, 53, 153-169.
- AARNINK A.J.A., KEEN A., METZ J.H.M., SPEELMAN L., VERSTEGEN M.W.A., 1995. *J. Agri. Eng. Res.*, 62, 105-116.
- AARNINK A.J.A., OUWERKERK E.N.J., van VERSTEGEN M.W.A., 1992. *Livest. Prod. Sci.*, 31, 121-132.
- ALBAR J., GRANIER R., 1996. *Journées Rech. Porcine en France*, 28, 257-266.
- BENOÎT, M., 1992. *Courrier de la cellule environnement*, 18, 23-28.
- BERTRAND M., ARROYO G. 1983. *Mise au point d'une méthode d'appréciation de la qualité des lisiers de porc*. CEMAGREF Rennes, Etude n° 8, 50 p.
- CASTAING J., CAZAUX J.G., COUDURE R., TUCOU, M. 1997. *Journées Rech. Porcine France*, 29, 285-292.
- CHAUVEL J., GRANIER R. 1994. *Journées Rech. Porcine France*, 26, 97-106.

- CHAUVEL J., GRANIER R. 1996. Journées Rech. Porcine France, 28, 249-256.
- CHAUVEL J., GRANIER R., JONDREVILLE C., WILLIATE I. 1997. Journées Rech. Porcine France, 29, 277-284.
- CHOSSON C., GRANIER R., MAIGNE A., BOUBY A., MONGIN J.P., 1988. Techni Porc, 11, 27-41.
- CIGR, 1984. *in* : Report of working group on climatization of animal houses. Commission Internationale du Génie Rural, Aberdeen.
- CORPEN, 1996. Estimation des rejets d'azote et de phosphore des élevages de porc. CORPEN (Ed) Paris, 30 pages.
- DE GREEF K.H., 1995. *in* Modeling growth in the pig. EAAP publication n° 78, Wageningen Pers, Les Pays Bays.
- DOURMAD J.Y., ETIENNE M., NOBLET J., CAUSEUR D. 1997. Journées Rech. Porcine en France, 29, 255-262.
- DOURMAD J.Y., GUILLOU D., NOBLET J., 1992. Livest. Prod. Sci., 31, 95-107.
- DOURMAD J.Y., GUINGAND N., LATIMIER P., SEVE B. 1999. Livest. Prod. Sci., 58, 199-211.
- GOSS M.J., OGILVIE J.R., STONEHOUSE, 1999. *in* : RAMIRAN - 8th International Conference on Management Strategies for Organic Waste Use in Agriculture, Rennes, 25-35.
- GRANIER R., GUIGAND N., MASSABIE P., 1996. Journées Rech. Porcine en France, 28, 209-216.
- GRANIER R., TEXIER C. 1993. Techni Porc, 16, 23-31.
- GUINGAND N., 1996. L'ammoniac en porcherie. Institut Technique du Porc (Ed), Paris, 35 pages.
- GUINGAND N., 2000. Journées Rech. Porcine en France, 32, 83-88.
- GUINGAND N., GRANIER R. 2001. Journées Rech. Porcine France, 33, 31-36.
- HENDRIKS W.H., MOUGHAN P.J. 1993. Livest. Prod. Sci., 33, 161-170.
- HENRICH P., 1994. Einfluß einer eiweiß reduzierten Fütterung von Mastschweinen auf die Stickstoffbilanzen sowie die Mast- und Schlachtleistungen. Dissertation, Univ Kiel, Kiel, 117 pages.
- HOEKSMAN P., VERDOES N., OOSTHOEK J., VOERMANS J.A.M., 1992. Livest. Prod. Science, 31, 121-132.
- JONGBLOED A.W., 1987. Phosphorus in the feeding of pigs, effect of diet on the absorption and retention of phosphorus by growing pigs. PhD Thesis, Leylystad, 343 pages.
- KIRCHGESSNER M., KREUZER M., ROTH F.X., 1994. Arch. Anim. Nutr., 46, 327-337.
- LATIMIER P., CHATELIER C. 1992. Journées Rech. Porcine France, 24, 227-236.
- LATIMIER P., DOURMAD J.Y., CORLOUËR A. 1993. Journées Rech. Porcine France, 25, 295-300.
- LATIMIER P., POINTILLART A., CORLOUËR A., LACROIX H. 1994. Journées Rech. Porcine France, 26, 107-116.
- LATIMIER P., GALLARD F., CORLOUËR A. 1996. Journées Rech. Porcine France, 28, 241-248.
- LATIMIER P., PABOEUF F., 1997. Influence de la complémentation alimentaire en cuivre et en zinc sur les performances et le rejets. EDE de Bretagne. 28 pages.
- LATIMIER P., POINTILLART A. 1993. Journées Rech. Porcine France, 25, 277-286.
- LE GOFF G., NOBLET J., 2001. Journées Rech. Porcine en France, 33, 211-220.
- LEVASSEUR P., TEXIER C., 2001. Journées Rech. Porcine en France, 33, 57-62.
- MAHAN D.C., NEWTON E.A., 1995. J. Anim. Sci, 73, 151-158.
- MAHAN D.C., SHIELDS R.G.Jr., 1998. J. Anim. Sci, 76, 506-512.
- MANNERS M.J., McCREA M.R., 1963. Brit J. Nutr., 17, 495-513.
- MASSABIE P., GRANIER R., LE DIVIDICH J, 1996. Journées Rech. Porcine en France, 28, 189,194.
- MASSABIE P., GRANIER R., GUINGAND N. 1999. Journées Rech. Porcine en France, 31, 139-144.
- MONTEL, 2001. Au-Delà du changement technique, construire une gestion per se des risques environnementaux en élevage à l'aide de systèmes de management environnemental. Thèse. Institut National Agronomique. Paris, 194pp.
- MUDD A.J.W., SMITH W.C., ARMSTRONG D.G., 1969. J. Agric. Sci. Camb., 73, 181-188.
- NOBLET J., DOURMAD J.Y., ETIENNE M. 1990. J. Anim. Sci., 68, 562-572.
- NOBLET J., DOURMAD J.Y., LE DIVIDICH J., DUBOIS S., 1989b. Livest. Prod. Sci., 21, 309-324.
- NOBLET J., ETIENNE M., 1987. Reprod. Nutr. Dév., 27, 829-839
- NOBLET J., FORTUNE H., DUBOIS S., HENRY Y., 1989a. Nouvelles bases d'estimation des teneurs en énergie digestible, métabolisable et nette pour le porc. INRA Paris, 106 pages.
- OLIVEIRA P.A. de, 1999. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. Thèse de Doctorat, ENSA de Rennes, 263 pages.
- PABOEUF F., NYS Y., CORLOUËR A. 2000. Journées Rech. Porcine France, 32, 59-66.
- QUINIQU N., NOBLET J., DOURMAD J.Y. 1993. Journées de la Recherche Porcine en France, vol. 25, 287-294.
- QUINIQU N., NOBLET J., VAN MILGEN J., DUBOIS S., 2001. Journées Rech. Porcine en France, 28, 25-30.
- RYMARZ A., 1986. Pig News Info., 7, 171-177.
- RYMARZ A., FANDREJEWSKY H., KIELANOWSKI J. 1982. Livest. Prod. Sci., 9, 399-407.
- SPRAY C.M. ; WINDOWSON E.M., 1950. Br. J. Nutr., 4, 332-333.
- VALAJA, J. 1998. Agricultural and food science in Finland, 7, 381-390.
- VOERMANS J.A.M., van POPPEL F., 1993. Scrapper systems in pig houses – International Livestock Environmental Symposium. 651-656.